XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE
DAS ILLAS ATLANTICAS DE GALICIA

REVISIÓN Y AMPLIACIÓN DEL DOCUMENTO DE DIAGNÓSTICO

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DE LAS ISLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA






arcea
xestión de recursos naturais s.l.

REVISIÓN Y AMPLIACIÓN DEL DOCUMENTO DE DIAGNÓSTICO

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DE LAS ISLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

Febrero 2009

Realización:
ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.

Redacción:
Francisco Arcos Fernández. Biólogo, colegiado nº 15.731-x
Rafael Salvadores Ramos. Biólogo, colegiado nº 14.540-x
María del Mar Otero Villanueva. Dra. en Ciencias del Mar
Luis Enrique Rego Vale. Biólogo, colegiado nº 17.935-x

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 7
2. FINALIDAD DEL PARQUE NACIONAL 8
3. MARCO JURÍDICO Y ADMINISTRATIVO 9
4. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DEL MEDIO NATURAL 10
4.1. Medio terrestre 10
4.1.1. Flora no vascular 10
4.1.2. Flora vascular 12
4.1.3. Vegetación 14
4.1.4. Hábitats de interés comunitario 15
4.1.5. Fauna de invertebrados 18
4.1.6. Fauna de vertebrados 19
4.1.6.1. Herpetos 19
4.1.6.2. Aves 20
4.1.6.3. Mamíferos 24
4.1.7. Especies exóticas invasoras 24
4.2. Medio marino 26
4.2.1. Introducción general al medio marino 26
4.2.2. Comunidades de maërl 28
4.2.3. Praderas de *Zostera* 29
4.2.4. Roquedos infralitorales de bosques de laminarias 30
4.2.5. Bosques de gorgonias 31
4.2.6. Fondos rocosos intermareales 33
4.2.7. Fondos blandos fangosos y de arenas intermareales de Cortegada 34
4.2.8. Fondos de cascajo 35
4.2.9. Fondos de arena 36

4.2.10. Cetáceos costeros 37
5. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DEL MEDIO CULTURAL 41
5.1. Medio terrestre 41
5.2. Medio marino 46
6. USOS Y APROVECHAMIENTOS 48
6.1. Actividades de uso público y turismo 48
6.1.1. Visitantes y actividades principales 48
6.1.2. Educación ambiental y voluntariado 53
6.1.3. Navegación, fondeo y buceo 54
6.1.4. Otras actividades 58
6.2. Actividades relacionadas con la población local 58
6.2.1. Agricultura, ganadería y pesca 58
6.2.2. Hostelería 58
6.3. Actividades de gestión del Parque Nacional 59
6.3.1. Vigilancia y guardería 59
6.3.2. Mantenimiento 59
6.3.3. Conservación de los valores naturales 59
6.3.4. Medios motorizados y de navegación 59
6.4. Actividades de otras administraciones 60
6.5. Pesca y marisqueo 60
7. INFRAESTRUCTURAS E INSTALACIONES EXISTENTES 65
7.1. Infraestructuras y equipamientos de uso público 65
7.1.1. Red de caminos y viales 65
7.1.2. Senderos interpretativos 65
7.1.3. Centros de interpretación y puntos de información 67
7.1.4 Establecimientos hosteleros 67
7.1.5. Otras infraestructuras 68
7.2. Embarcaderos y áreas de fondeo 69
7.3. Viviendas y otras construcciones 69
7.3.1. Dependientes de la administración 69
7.3.2. Particulares 70
7.4. Generación de energía e iluminación 70

7.4.1. Instalaciones de generación de energía 70
7.4.2. Iluminación pública 71
7.5. Suministro de agua y tratamiento de residuos 71
7.5.1. Suministro de agua 71
7.5.2. Tratamiento de aguas residuales 71
7.5.3. Tratamiento de residuos sólidos 72
7.6. Otras infraestructuras 72
8. ENTORNO SOCIOECONÓMICO 75
8.1. Análisis de la población 75
8.2 La base económica 79
8.2.1. Renta y población activa 79
8.2.2. El sector primario 82
8.2.3. El sector secundario 87
8.2.4. El sector terciario 90
9. RECURSOS HUMANOS 96
10. GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO 97
10.1. Introducción 97
10.2. Medio terrestre 103
10.2.1. Hábitats 103
10.2.1.1. Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas 103
10.2.1.2. Hábitats dunares 107
10.2.1.3. Vegetación anual sobre residuos marinos acumulados 113
10.2.1.4. Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix*. 115
10.2.1.5. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) 116
10.2.2. Flora 118
10.2.2.1. Hongos 118
10.2.2.2. Líquenes 123
10.2.2.3. Flora vascular 130
10.2.3. Fauna 160
10.2.3.1. Invertebrados 160
10.2.3.2. Vertebrados 170
10.2.3.2.1. Anfibios 170
10.2.3.2.2. Reptiles 186
10.2.3.2.3. Aves 205

10.2.3.2.4. Mamíferos 231
10.3. Medio marino 238
10.3.1. Objetivos del documento de diagnóstico 238
10.3.2. Factores de presión generales en el medio marino 239
10.3.2.1. Aspectos generales del marisqueo y la pesca artesanales desde embarcación 239
10.3.2.1.1. Actividad marisquera y sus artes en el Parque Nacional 240
10.3.2.1.2. Actividad pesquera y sus artes 242
10.3.2.2. Especies marinas exóticas invasoras 250
10.3.2.3. Contaminación 257
10.3.2.4. Mareas rojas 258
10.3.2.5. Acuicultura 259
10.3.2.6. Cambio global (cambio climático y oceánico) 260
10.3.3. Descripción de hábitats y especies marinas 261
10.3.3.1. Comunidades de maërl 261
10.3.3.2. Praderas de *Zostera* 269
10.3.3.3. Roquedos infralitorales de bosques de laminarias 274
10.3.3.4. Bosques de gorgonias 279
10.3.3.7. Fondos de cascajo 295
10.3.3.8. Fondos de arena 302
10.3.3.9. Aves 306
10.3.3.10. Cetáceos costeros 311
10.3.3.10.1. Delfín mular *Tursiops truncatus* 311
10.3.3.10.2. Delfín común *Delphinus delphis* 314
10.3.3.10.3. Marsopa común *Phocoena phocoena* 317
10.3.4. Limitaciones encontradas en el desarrollo del documento de diagnóstico 318
11. PROPUESTA DE ZONIFICACIÓN 321
11.1. Propuesta de zonificación del medio terrestre 321
11.1.1. Zona de Reserva 321
11.1.2. Zona de Uso Restringido 328
11.1.3. Zona de Uso Moderado 331
11.1.4. Zona de Uso Especial 333
11.1.5. Zona de asentamientos tradicionales 336
11.1.6. Otras especificaciones 337
11.2. Propuesta de zonificación del medio marino 337
11.2.1. Marco conceptual de la zonificación marina 337
11.2.2. Orientación y limitaciones de la zonificación marina 339

11.2.3. Zonas de reserva integral 340
11.2.4. Zonas de uso restringido 342
11.2.5. Zonas de uso moderado 346
11.2.6. Implementación de la zonificación marina 350
12. PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN, GESTIÓN Y CONSERVACIÓN EN MARCHA 351
ANEXO I. Bibliografía
ANEXO II. Fotografías
ANEXO III. Tablas de interacciones entre valores y usos/actividades
ANEXO IV. Cartografía de zonificación

1. INTRODUCCIÓN

El presente documento presenta el diagnóstico de gestión del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Desde la redacción en 2005 del primer documento de diagnóstico (Tragsatec, 2005), la realidad del Parque Nacional ha cambiado considerablemente, con su transferencia a la Xunta de Galicia y la generación de un importante volumen de información tras sufrir el impacto del accidente del Prestige, el cual consumió gran parte de los recursos disponibles. Esta situación hacía necesario el análisis y la síntesis de los nuevos conocimientos adquiridos, así como la vinculación de todos ellos a la gestión del espacio natural.

El documento se estructura en torno a siete grandes capítulos: a) descripción y valoración del medio natural, b) descripción y valoración del medio cultural, c) usos y aprovechamientos, d) infraestructuras e instalaciones existentes, e) entorno socioeconómico, f) recursos humanos, y g) gestión y conservación del medio. En base a todos ellos se hace una propuesta de zonificación, con el único objetivo de servir como documento de trabajo sobre el cual definir la zonificación final.

Se ha desarrollado con el doble objetivo de dar a conocer qué es el Parque Nacional a quien desee ir más allá de lo que las guías divulgativas existentes recogen, pero principalmente el de ser un instrumento de apoyo al gestor en el diseño de programas y en la toma de decisiones en materia de conservación, documento en el que encuentre una síntesis de la situación actual del Parque Nacional (febrero de 2009), y con el que pueda identificar las interconexiones existentes entre los diferentes valores que acoge entre si y con los usos que en él se desarrollan, así como sus complejas relaciones con el entorno.

Se trata de un documento de base, que conviene ser desarrollado con mayor detalle a diferentes escalas de trabajo; y dinámico, que deberá ser adaptado a medida que se vayan generando nuevos conocimientos.

Presenta un largo pero apasionante camino de retos en materia de gestión y manejo de recursos naturales y culturales, brindándose una gran oportunidad para conseguir un cambio progresivo de mentalidades, estructuras y formas de hacer a la hora de abordar la siempre complicada tarea de conservar el patrimonio natural.

2. FINALIDAD DEL PARQUE NACIONAL

Según se recoge en la Ley 15/2002, la declaración del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia tiene por objeto:

a) Proteger la integridad de ecosistemas ligados a zonas costeras y a la plataforma continental de la región eurosiberiana.

b) Asegurar la conservación y recuperación, en su caso, de los hábitats y las especies, así como la preservación de la diversidad genética.

c) Asegurar la protección, recuperación, fomento y difusión de sus valores medioambientales y de su patrimonio natural, regulando de forma compatible con su conservación tanto la actividad investigadora y educativa como el acceso de los visitantes.

d) Promover y apoyar en el interior del Parque las actividades tradicionales compatibles con la protección del medio natural.

e) Aportar al patrimonio común una muestra representativa del ecosistema litoral de la región eurosiberiana, incorporando el Parque Nacional a los programas nacionales e internacionales de conservación de la biodiversidad.

La inclusión del Parque Nacional desde el 27 de junio de 2008 en la Red OSPAR de Áreas Marinas Protegidas, conforme a lo dispuesto en los artículos 6 y 49.1 c) de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, en el marco de un enfoque ecosistémico, determina la obligación de:

a) Proteger, conservar y restaurar las especies, los hábitats y los procesos ecológicos que han sido afectados negativamente por las actividades humanas.

b) Prevenir la degradación de, y el daño a, las especies, hábitats y procesos ecológicos, siguiendo el principio de precaución.

c) Proteger y conservar áreas que mejor representan la distribución de las especies, hábitats y procesos ecológicos en el área marítima.

d) Aplicar el principio de precaución.

e) Aplicar el principio de quien contamina paga.

f) Aplicar las mejores técnicas disponibles.

g) Aplicar la mejor práctica medioambiental.

El enfoque ecosistémico se define como el manejo integral exhaustivo de las actividades humanas, basado en el mejor conocimiento científico disponible sobre el ecosistema y su dinámica, con el objeto de identificar y actuar sobre las influencias que son críticas para la salud de los ecosistemas marinos, alcanzando de este modo el uso sostenible de los bienes y servicios del ecosistema y el mantenimiento de la integridad del mismo.

3. MARCO JURÍDICO Y ADMINISTRATIVO

El Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PNMTIAG) se crea en 2002 según la Ley 15/2002, de 1 de julio, por la que se declara este espacio protegido, norma posteriormente modificada por el artículo 121 de la Ley 53/2002, de 30 de diciembre, de Medidas Fiscales, Administrativas y del Orden Social. La Ley 5/2007, de 3 de abril, de la Red de Parques Nacionales, atribuye a las Comunidades Autónomas la gestión y organización de los Parques Nacionales en cuyo territorio se encuentren ubicados, por lo que, en función del Real Decreto 1082/2008, de 30 de junio, sobre ampliación de las funciones y servicios de la Administración del Estado traspasados a la Comunidad Autónoma de Galicia, en materia de conservación de la naturaleza (Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), Galicia asume la administración y gestión ordinaria y habitual del PNMTIAG y le corresponde la aprobación y ejecución de su Plan Rector de Uso y Gestión, determinar la composición del Patronato, su régimen interno de funcionamiento y el nombramiento de su Presidente (funciones y servicios asumidos de forma expresa por la comunidad autónoma por el Decreto 158/2008 de 10 de julio). Finalmente, según el Decreto 280/2008, de 11 de diciembre, por el que se modifica el Decreto 1/2006, de 12 de enero, por el que se establece la estructura orgánica de la Consellería de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, se crea la unidad administrativa que lleva a cabo los servicios y funciones que asume la Consellería, denominada director/a conservador/a del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia, con nivel orgánico de servicio y bajo la dependencia directa, orgánica y funcional de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

Parte de la superficie del PNMTIAG está incluida en tres Lugares de Interés Comunitario (LIC) y dos Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) que forman parte de la red Natura 2000. En concreto, el archipiélago de Sálvora está incluido en el LIC ES1110006 (“Complexo húmido de Corrubedo”), el de Ons en el LIC ES1140004 (“Complexo Ons-O Grove”) y la ZEPA ES0000254 (“Illa de Ons”) y el de Cíes en el LIC ES0000001 (“Arquipélago de Cíes”) y la ZEPA ES0000001 (“Illas Cíes”). Según el Decreto 72/2004, de 2 de abril, estos cinco espacios se incluyen en la red gallega de espacios protegidos con la figura de Zona de Especial Protección de los Valores Naturales, prevaleciendo sobre ésta el régimen de protección específico de Parque Nacional.

4. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DEL MEDIO NATURAL

4.1. Medio terrestre

Se ofrece a continuación una síntesis de los principales valores naturales del medio terrestre del Parque Nacional, basada tanto en una revisión bibliográfica como en la recopilación de la información inédita existente en los archivos del Parque Nacional, relativa a los cuatro archipiélagos que componen el espacio protegido. Esta información se ha reunido en cuatro grandes grupos taxonómicos (flora no vascular, flora vascular, fauna invertebrada y fauna vertebrada), abarcando además la vegetación y los hábitats naturales de interés comunitario tipificados en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE.

En lo referente a los taxones, se ha analizado la existencia de listados o inventarios y se ha identificado la presencia de taxones incluidos en catálogos de especies protegidas o amenazadas: Directivas 79/409/CEE y 43/92/CEE de la Unión Europea; Catálogo Nacional de Especies Amenazadas-CNEA (Decreto 439/90) y Atlas y Libros Rojos de diferentes grupos taxonómicos promovidos por el Ministerio de Medio Ambiente (Pleguezuelos *et al*., 2002; Palomo & Gisbert, 2002; Bañares *et al*., 2003; Madroño *et al*., 2004; Verdú & Galante, 2006), en el ámbito del Estado español; y Catálogo Galego de Especies Ameazadas-CGEA (Decreto 88/2007) en el contexto de Galicia. Además, se identificaron las comunidades o especies de especial relevancia en el contexto geográfico, así como las especies alóctonas naturalizadas, en función de la amenaza que suponen para los ecosistemas naturales (Vitousek *et al*., 1997; Mack *et al*., 2000; UICN, 2000; CDB, 2006).

4.1.1. Flora no vascular

Flora no vascular es una denominación genérica para agrupar seres vivos eucariotas incluidos en grupos taxonómicos diferentes, desde hongos (considerados un Reino aparte de los reinos animal y vegetal) hasta líquenes y briófitos, grupo este último que a su vez aglutina musgos y hepáticas.

La flora no vascular no ha sido objeto de especial consideración en las políticas, en las disposiciones normativas, ni en los catálogos e inventarios relacionados con conservación de la naturaleza. En España, la flora no vascular no está todavía incorporada al Inventario de Hábitats y Especies desarrollado por el Ministerio de Medio Ambiente y ninguna especie de este gran grupo ha sido incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Decreto 439/1990 y posteriores actualizaciones). Sin embargo, la legislación europea (Directiva 92/43/CEE) sí contempla 31 especies de briófitos entre las especies del Anexo II (que precisan de declaración de Zonas de Especial Conservación), aunque ninguna se encuentra entre las listadas en el Anexo IV (de estricta protección). Finalmente, el Catálogo Galego de Especies Ameazadas (decreto 88/2007 del 19 de abril) incluye 4 especies de líquenes y 2 de musgos en la categoría En Peligro de Extinción y otros 24 briófitos en la categoría Vulnerables.

En el Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia existe una práctica ausencia de información sobre hongos y briófitos. En el caso de los ongos (reino Fungi), parece existir un inventario inédito de especies en la isla de Cortegada, con presencia de 45 especies que todavía no habían sido catalogadas en Galicia y la descripción de una variedad nueva para la ciencia: *Hypoxilon cohaerens* var.

microsporum (ver referencias en Arcea, 2001a). Además, Blanco-Dios (2007) recoge un listado de 5 especies de interés en el Parque Nacional, que incluye a *Hypoxylon michelianum* Ces. & de Not., *Hygrocybe spadicea* (Scop.) P. Karst., *Boletus pulverulentus* Opat., *Entoloma onsiense* Blanco-Dios y *Leucopaxillus atlanticus* Blanco-Dios), siendo las dos últimas recientemente descritas en la isla de Ons como -hasta la fecha- endemismo estrictos.

En lo que respecta a Líquenes, se cuenta en la actualidad con un listado de especies de hábitos saxícolas y arenícolas en los cuatro archipiélagos (Paz *et al.*, 2003), inventario que se realizó con un esfuerzo de muestreo no determinado. Además, también se ha publicado un listado de especies epífitas en las islas Cíes (Carballal *et al.*, 1998), cuyo esfuerzo de muestreo tampoco ha sido precisado. Finalmente, se ha mantenido entre 2005 y 2006 un "Seguimiento de la desaparición, regeneración y recolonización de los cinturones liquénicos costeros afectados por el vertido del Prestige", en dos localidades de la isla de Ons y en una de Cíes y de Sálvora (Sánchez-Viedma *et al.*, 2006). Con los conocimientos actuales, la flora liquénica del Parque Nacional adquiere una gran relevancia. Se han detectado 5 especies de líquenes no citadas anteriormente en el ámbito geográfico gallego o europeo, dos de las cuales han sido declaradas *En Perigo de Extinción* en el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas*. Otras siete especies se consideran raras o con interés biogeográfico, y además se ha encontrado un posible taxón nuevo para la ciencia (Tabla 1).

Taxón	**Islas**	**CGEA**	**Notas**
Bactrospora carneopallida	Monte Agudo (Cíes)	EN	1ª cita europea
Buellia fimbriata	Ons		1ª cita atlántica
Byssoloma leucoblepharum	Isla Sur (Cíes)		Rara
Cladonia parasitica	Isla do Faro (Cíes)		Rara
Degelia atlantica	Cíes y Sálvora		Interés
Gyalecta flotowii	Isla Sur (Cíes)		Rara en la Península Ibérica
Lecania aispospila	Sálvora		Poco citada en Europa
Lecanographa dialeuca	Sálvora	EN	1ª cita europea
Opegrapha sp.	Sálvora		Taxón nuevo??
Parmelia hypoleucina	Sur y Faro (Cíes)		Rara, 1ª cita gallega, límite N distribución
Physcia scopulorum	Cíes y Sálvora		2ª cita ibérica
Ramalina canariensis	Cíes		Rara, 1ª cita gallega
Teloschistes flavicans	Cíes		En declive en Europa

Tabla 1. Listado provisional de especies de líquenes de interés en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Basado en Carballal *et al.* (1998) y Paz-Bermúdez *et al.* (2003). CGEA: *Catálogo Galego de Especies Ameazadas;* EN: Categoría *En Perigo de Extinción.*

4.1.2. Flora vascular

El conocimiento de la flora vascular del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia es muy variable dentro de los distintos archipiélagos que lo componen. A nivel de inventario de especies o catálogo florístico, en las islas Cíes se dispone de información de referencia desde 1943 (Losa España, 1943) y también 1977 (Rigueiro, 1977), correspondientes a prospecciones exclusivamente estivales. El primer catálogo con pretensión de ser completo se remonta a finales de la década de los ochenta (Guitián & Guitián, 1990), del que no se mantiene actualización. En todos los casos no se acompaña información para valorar el esfuerzo de muestreo. En la actualidad, está próximo a completarse un inventario actualizado del archipiélago dirigido por Antonio Rigueiro.

En la isla de Ons, los primeros datos botánicos fueron aportados por Castroviejo (1969), y a finales de siglo XX se recoge un primer catálogo florístico de Blanco-Dios (1998). Recientemente se han publicado sendos catálogos florísticos (Souto & Sá, 2006; Bernárdez, 2006). El esfuerzo de muestreo apenas se detalla en la última de las referencias.

Del archipiélago de Sálvora se carece de listado de flora vascular y del archipiélago de Cortegada la única información se refiere a un listado florístico preliminar de cada isla del archipiélago, contenido en el *Plan de Ordenación dos Recursos Naturais* (Arcea, 2001a) y realizado en base a observaciones efectuadas entre abril y agosto de 2001.

En cuanto al seguimiento poblacional o al estudio de determinadas especies vegetales, las aportaciones más numerosas y profundas se refieren, hasta la fecha, a la camarina (*Corema album*), en aspectos relacionados con la cuantificación de la población (Dios *et al*., 1996) y principalmente en cuanto a su estrategia reproductiva y dispersiva (Rodríguez, 1999; Calviño-Cancela, 2002, 2004). En años recientes se ha procedido a la localización y cuantificación de núcleos poblacionales de varias especies incluidas en el Libro Rojo de la Flora Vascular española en las categorías En Peligro Crítico o En Peligro: *Linaria arenaria, Rumex rupestris, Cytisus insularis y Erodium maritimum* (ADEGA, 2003; Bañares *et al*., 2004; Carballal *et al*., 2005), completados recientemente con una “Propuesta de planes integrales prioritarios de conservación, recuperación y estudio de la variabilidad genética de especies vegetales amenazadas, singulares y de interés” (Blanco-Dios, 2007). También se ha terminado en fechas recientes el inventario forestal del archipiélago de Cíes y de la isla de Cortegada, así como un listado de especies exóticas y la cartografía de algunas de ellas en los cuatro archipiélagos (Blanco-Dios, 2007).

Por último, están en marcha varios proyectos de investigación del Departamento de Ecoloxía del Centro de Investigacións Forestais e Ambientais de Lourizán, relacionados con la dendrología de las formaciones de *Laurus nobilis* (Rozas *et al*. 2006) y del rodal de *Salix atrocinerea* de la isla de Cortegada, así como la caracterización de los rodales de *Quercus pyrenaica* de Cíes y Malveira Grande. También existe un estudio dendroecológico previo de *L. nobilis* en Cortegada (Chapela, 2004). El Organismo Autónomo Parques Nacionales promueve el seguimiento fitosanitario periódico de las masas forestales a través de la Red de Daños en Parques Nacionales y Centros Forestales. Finalmente, se tiene

conocimiento de varios trabajos relacionados con la demografía y la variabilidad genética de la población de *Armeria pungens* de las islas Cíes, auspiciados tanto por la Universidade de Vigo como por el Jardín Botánico de Madrid.

En el archipiélago Ons, Bernárdez (2006) cataloga 353 especies de flora vascular, mientras en el de Cíes Guitián & Guitián (1990) realizan un inventario que incluye 375 taxones y Arcea (2001a) ofrece un inventario preliminar que incluye 187 taxones de flora autóctona no cultivada. En función de la información existente, la flora vascular del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia reviste especial relevancia, incluyendo un endemismo estricto recientemente descrito, la escoba *Cytisus insularis* (Ortiz *et al*., 2001), cinco especies incluidas en anexos de la Directiva 92/43/CEE, y 6 especies contempladas en el Libro Rojo de la Flora Vascular Española y en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas. Una de estas especies, *Omphalodes littoralis* subsp. *gallaecica*, recientemente encontrada en Sálvora (Blanco-Dios, 2007), también está catalogada En Peligro de extinción en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Otras dos especies (*Chamaesyce peplis* y *Spergularia australis*), consideradas amenazadas en la Categoría Datos Insuficientes en el Libro Rojo, han sido citadas sin más detalles en el Parque Nacional (Castroviejo, 1969; Blanco-Dios, 2007); este último autor también ha propuesto la existencia de un híbrido inédito de *Armeria pungens* x *A. pubigera*. Además, de manera provisional, otros 12 taxones mantendrían especial relevancia por su escasa distribución en Galicia, por su reducida área de distribución o por su carácter endémico del NW ibérico (anexos I y II de Ortiz *et al*., 1998) (Tabla 2).

Taxón	Islas	1	2	3	4	Notas
Alyssum loiseleurii	Vionta		VU		VU	Subsp. endémica gallega
Angelica pachycarpa	Todas					Endémica costa NW ibérica
Armeria pubigera	Todas					Endémica costa NW ibérica
Armeria pungens	Cíes		-			Única población gallega
Corema album	Cíes		-			Escasas poblaciones en Galicia
Cytisus insularis	Ons, Vionta		EN		EN	Endémica del P.Nacional
Erodium maritimum	Cíes (Faro)		CR		EN	Escasas poblaciones en Galicia
Hyacinthoides paivae	Todas					Endemismo NW ibérico
Leucanthemum merinoi	Cíes,Ons, Sálvora					Endémica costa NW ibérica
Linaria arenaria	Cíes,Ons, Sálvora		CR		EN	Princip. poblac. mundiales
Mibora minima littorea	Cíes...					Endémica costa NW ibérica
Narcissus triandrus	Cíes, Cortegada	IV				
Narcissus bulbocodium	Cíes,Ons, Sálvora	V				
O. littoralis gallaecica	Sálvora	II	EN	SAH	EN	Endemica costa coruñesa
Otanthus maritimus	Cíes,Ons, Sálvora					
Rumex acetosa bifformis	Todas					Endémica costa NW ibérica
Rumex rupestris	Ons?, Sálvora	II	CR		EN	
Ruscus aculeatus	Todas	V				
Ulex europaeus latebracteatus	Todas					Endémica costa W ibérica
Zostera marina	Cíes					
Zostera noltii	Cíes			SAH		

Tabla 2. Listado provisional de especies de flora vascular de principal interés en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Basado en Ortiz *et al.* (1998), Rodríguez-Oubiña *et al.* (1999), Bañares *et al.* (2003), Blanco-Dios (2007). 1: Anexos de la Dir. 43/92/CEE; 2: Libro Rojo; 3: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; VU: SAH: Sensible a la alteración de su hábitat. 4: CGEA: Catálogo Galego de Especies Ameazadas; CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable.

4.1.3. Vegetación

En cuanto a comunidades vegetales, solo existen inventarios publicados para las islas Cíes (Guitián & Guitián, 1989 y 1990), que tratan una amplia representación de las asociaciones fitosociológicas presentes en las islas, incluyendo la descripción de dos comunidades nuevas. Además, se han listado y descrito las comunidades vegetales presentes en Cíes, Ons y Cortegada, aspectos contenidos en sus

correspondientes *Plans de Ordenación de Recursos Naturais* (Rodríguez Oubiña *et al*., 1999; Arcea, 2001a). Recientemente se ha procedido a la caracterización, delimitación y mapeado de comunidades vegetales en los cuatro archipiélagos, aunque en muchos casos agrupadas en las mismas teselas (Blanco-Dios, 2007). Además, se dispone de inventarios específicos de comunidades dunares de Figueiras-Muxieiro (Cíes) tras la eliminación de la exótica invasora *Acacia melanoxylon* (Sánchez *et al*., 1993), así como de comunidades de pastos de acantilados en las islas Cíes y Ons (Arcea, 1999, 2000). En relación a los pastos de acantilado, se efectuó un seguimiento de frecuencias de aparición por taxones en tres puntos de los acantilados de las islas Cíes entre 1996 y 2002, que además tuvo carácter cuantitativo (porcentaje de cobertura) entre 1999 y 2002 (Mouriño & Otero, 2002; Otero & Mouriño, 2004; Arcea, 1999, 2001b, 2002).

En resumen, Blanco-Dios (2007) cita la presencia de 34 asociaciones vegetales en el medio terrestre del PNMTIAG, pertenecientes a 16 clases fitosociológicas. Con carácter general, la cubierta vegetal de las islas del PNMTIAG está muy transformada por la secular intervención humana, con su máximo exponente en la vegetación forestal autóctona, que en la actualidad se encuentra reducida a muy escasos rodales de la facies termófila de los robledales de la asociación *Rusco-Quercetum roboris*. En conjunto, las comunidades vegetales que ocupan la mayor superficie de las islas son los matorrales de tojo y cistáceas de la asociación *Cisto salvifolii-Ulicetum humilis*, presente en las zonas costeras del sur de Galicia y norte de Portugal, comunidad que aparece frecuentemente intercalada con los matorrales moderadamente higrófilos de la asociación *Cirsio filipenduli-Ericetum ciliaris* (Blanco-Dios, 2007). De todas las comunidades vegetales, las de acantilado y de los complejos playa-duna son las que presentan un mejor estado de conservación, con varias asociaciones que ocupan reducidas áreas de distribución en la península. Entre estas se encuentran los pastizales graminoides aero-halófilos de la asociación *Crithmo-Armerietum pubigerae* y la asociación halo-casmofítica *Dauco-Festucetum pruinosae*, ambas de acantilados, mientras en los complejos playa-duna destacan las comunidades de las dunas estabilizadas, entre las que se pueden reconocer comunidades leñosas (*Scrophulario–Vulpietum alopecuri)*, pastizales vivaces (*Violo-Silenetum littoreae*) y pastizales anuales (*Linario-Corynephoretum canescentis*), además de matorrales de la asociación *Festuco-Corematetum albae* (Blanco-Dios, 2007).

4.1.4. Hábitats de interés comunitario

El artículo 1 de la Directiva 43/92/CEE define hábitat natural como “zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales” y considera Hábitats de Interés Comunitario a aquellos que:

- Se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural.
- Presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente restringida.
- Constituyen ejemplos representativos de características típicas de una o varias de las cinco regiones biogeográficas siguientes: alpina, atlántica, continental, macaronésica y mediterránea.

Además, se considera "tipos de Hábitats Naturales Prioritarios" a aquellos "hábitats naturales amenazados de desaparición cuya conservación supone una especial responsabilidad para la Unión Europea, teniendo en cuenta la importancia de la proporción de su área de distribución natural incluida en el territorio de la Unión Europea".

El Anexo I de dicha Directiva recoge los Tipos de Hábitats Naturales de Interés Comunitario, para cuya conservación es preciso designar Zonas de Especial Conservación. Gran parte del territorio terrestre del Parque Nacional (todo a excepción del archipiélago de Cortegada) está integrado en la red Natura 2000, formando parte de tres Lugares de Interés Comunitario (LIC). A partir de la información de hábitats presentes en estos espacios, de la información contenida en Rodríguez-Oubiña *et al.* (1999), en Arcea (2001a) y en Blanco-Dios (2007) y de datos propios, se puede señalar la presencia en el Parque Nacional de 27 tipos de hábitats de Interés Comunitario en el medio terrestre, siendo seis de Interés Prioritario (Tabla 3). Cada hábitat está representado por una o varias comunidades vegetales diferentes.

CÓDIGO	HÁBITAT
1210	Vegetación anual sobre residuos marinos acumulados
1220	Vegetación perenne de playas pedregosas
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas
1330	Pastos salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*)
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos
2110	Dunas móviles con vegetación embrionaria
2120	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas)
2130	**Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises)**
2150	**Dunas fijas descalcificadas atlánticas (*Calluno-Ulicetea*)**
2190	Depresiones intradunares húmedas
2230	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.
2260	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia*.
3130	Aguas estancadas, oligotróficas o mesotróficas con vegetación de *Littorelletea* y/o *Isoeto-Nanojuncetea*
3150	Vegetación hidrofítica enraizada o flotante de aguas ricas en nutrientes.
4020	**Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix*.**
4030	Matorrales secos europeos
4040	**Matorrales litorales aerohalinos**
4090	Matorraless mediterráneos y oromediterráneos primarios y secundarios, con dominio frecuente de Genísteas
5230	**Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis***
6410	Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcilloso-limónicos (*Molinion caeruleae*)
6420	Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*
7210	**Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae***
8220	Vegetación casmofítica silicícola
8230	Vegetación colonizadora sobre superficies rocosas
91E0	**Bosques aluviales**
9230	Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*

Tabla 3. Tipos de Hábitats de Interés Comunitario presentes en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. En negrita, hábitats de Interés Prioritario. Fuente: elaboración propia y Blanco-Dios (2007).

4.1.5. Fauna de invertebrados

La fauna de invertebrados ha sido tradicionalmente poco estudiada y valorada en las políticas de conservación de la naturaleza, si bien en años recientes ha comenzado a recibir mayor atención (p.ej. Verdú & Galante, 2006). El Parque Nacional de las islas Atlánticas no ha sido una excepción en este panorama y apenas existen ciertos catálogos de especies relativos a algunos grupos faunísticos y a ciertas islas.

En relación al Phylum Anélidos, Clase Oligoquetos, se cuenta con un inventario provisional de 12 especies en las islas Cíes (Fernández, 1992), tres de ellas consideradas raras en la Península Ibérica. Lo mismo sucede con el grupo de los Moluscos, Clase Gasterópodos (Ondina, 1995), siendo en este caso 31 las especies detectadas, entre las que destacan:

- *Geomalacus maculosus*, babosa endémica del NW ibérico, incluida en el Anexo II de la Directiva 92/43/CEE, y reconocida en la categoría Vulnerable tanto en el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas* como en el Libro Rojo de los Invertebrados de España.

- *Furcopenis circularis*, endemismo gallego considerado Vulnerable en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (si bien en dicha revisión no incorporan la cita de las islas Cíes).

En cuanto al gran phylum de los Artrópodos, se carece de información al respecto de las Clases de los arácnidos, los crustáceos terrestres y los miriápodos. Apenas del gran grupo de los Insectos se dispone de inventarios de especies de coleópteros y ortopteroideos en las islas Cíes (Novoa *et al*., 1998, 1999), ambos con esfuerzo de muestreo desconocido. Se localizaron 256 especies de coleópteros, ya prospectados con anterioridad por Otero (1974), destacando la descripción de una nueva especie (*Ernobius vinolasi*), hasta la fecha endemismo estricto del archipiélago, y de un endemismo gallego (*Stenosis oteroi*), catalogado como Vulnerable en el Libro Rojo de los Invertebrados de España. Los autores consideran raras otras 5 especies (*Macrothorax rugosus, Trechus cuniculorum, Tetramelus parvus, Ergates faber* y *Corymbia stragulata*) y sugieren que deberían ser protegidas. En relación a los Ortopteroideos, se citan 26 especies, dos de ellas endémicas del NW ibérico, además de una tijereta, *Mesochelidura occidentalis*, de la que con anterioridad sólo se conocía una localidad ibérica. Recientemente se ha completado un inventario de mariposas nocturnas (heteróceros) de los cuatro archipiélagos del Parque Nacional (TECMENA, 2006), que ha inventariado un total de 164 especies (110 en Sálvora, 91 en Cíes y 87 en Ons) y se encuentra en fase de elaboración un inventario entomológico del PNMTIAG (TECMENA, 2008), cuyos primeros resultados aportan datos sobre la presencia de dos lepidópteros diurnos catalogadas bajo diversas figuras de protección: *Euphydryas aurinia* (incluida en el Anexo II de la Directiva 43/92/CEE) en Cíes y Sálvora y *Zerynthia rumina* (catalogada como En Peligro de Extinción en Catálogo Gallego de Especies Amenazadas) en Sálvora, esta última con efectivos ya conocidos en las islas Cíes.

4.1.6. Fauna de vertebrados

4.1.6.1. Herpetos

Los anfibios y reptiles de los distintos archipiélagos de la islas atlánticas han sido catalogados principalmente por Maneiro (1983), Pino *et al.* (1998) y Galán (1999, 2003a), y caracterizados con datos relativos a distribución, abundancia, hábitats y amenazas (Galán 2003a), aunque con datos poco precisos acerca del esfuerzo de muestreo. Además, se ha publicado una contribución científica sobre la biología reproductora de la lagartija *Podarcis hispanica* en las islas Cíes (Galán, 2003b). Recientemente se ha desarrollado un proyecto de investigación para la evaluación del estado de conservación y planes de gestión de las especies de herpetos ligadas a las aguas dulces (Cordero, 2007), donde se confirman las poblaciones insulares de *Salamandra salamandra* como unidad evolutiva significativa, y no así las poblaciones de *Discoglossus galganoi* y *Triturus boscai*, actualizando el estatus de estas especies. Asimismo, se ha elaborado un plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007) en el que, sobre la base del nivel de conocimiento adquirido hasta el momento, se proponen medidas de gestión enfocadas a mejorar su estado de conservación. Finalmente, se encuentra en marcha un estudio de evaluación del papel de algunas especies de reptiles (principalmente *Lacerta lepida*) en la dispersión de semillas de ciertas plantas productoras de frutos (principalmente la camarina, *Corema album*) (Luís Navarro, Universidade de Vigo).

En total, en el PNMTIAG se registra la presencia actual de 9 especies de herpetos (Tabla 4), que incluyen tres especies de anfibios (excluidas *Rana perezi* y *Bufo bufo*, consideradas extintas) y 9 especies de reptiles (excluida *Natrix natrix*, desaparecida), entre los que destaca una subespecie endémica de lagarto ocelado, *Lacerta lepida oteroi*, endémica de Sálvora (Castroviejo & Mateo, 1998). Ocho de estas poblaciones insulares han sido incluidas en el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas* (en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas todas constan como de Interés Especial, excepto *Salamandra, L. lepida* y *Podarcis bocagei*) y dos especies se encuentran listadas en el Anexo IV de la Directiva 43/92/CEE (Tabla 4).

Taxón	Archipiélagos	Anexo Dir. 43/92/CEE	Libro Rojo	CNEA	CGEA
S.salamandra	Cíes (Sur), Ons		VU		VU*
Triturus boscai	Ons, Sálvora		LC	IE	VU*
Discoglossus galganoi	Todas (Cíes?)	IV	LC	IE	VU*
Anguis fragilis	Todas		LC	IE	VU*
Chalcides bedriagai	Cíes, Ons?	IV	NT	IE	EN*
Chalcides striatus	Todas		LC	IE	
Lacerta lepida	Todas		VU		VU*
Podarcis bocagei	Cortegada		LC		
Podarcis hispanica	Cíes, Ons, Sálvora		LC	IE	
Coronella girondica	Todas		LC	IE	
Elaphe scalaris	Ons		LC	IE	VU*
Natrix maura	Cíes, Ons		LC	IE	VU*

Tabla 4. Listado de especies de herpetofauna (anfibios y reptiles) en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Basado en Galán (2003a). Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España: VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: Preocupación menor. CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, IE: de Interés Especial; CGEA: *Catálogo Galego de Especies Ameazadas;* CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. *: Poblaciones insulares.

4.1.6.2. Aves

Las Aves han sido el grupo faunístico más estudiado en el ámbito del PNMTIAG, principalmente el grupo de las aves marinas, y el que originalmente ha sustentado la relevancia internacional del espacio natural protegido y la declaración de ZEPA de los archipiélagos de Cíes y Ons. Los primeros censos de aves marinas nidificantes se deben a Bárcena (1977) en las islas Cíes, con datos dispersos de otras especies. Posteriormente se publicó un censo completo de aves marinas en todos los archipiélagos, realizado en 1981 (Bárcena *et al*., 1987), que se repitió en Cíes y Ons en 1986 (Callejo *et al*., 1986). En años posteriores se fueron llevando a cabo censos de cormorán moñudo (Munilla *et al*., 1992; Velando *et al*., 1999; Arcea, 2005) y gaviotas (Munilla *et al*., 1991, Arcea, 1996, 2001c, 2005a, 2007c), que desde 2001 abarcan todos los archipiélagos del Parque Nacional. El cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) ha sido objeto de una tesis doctoral (Velando, 1997), de la redacción de un plan de manejo en las islas Cíes (Velando, 1998), de un plan de conservación en el PNMTIAG (Velando & Munilla, 2008) y de numerosas contribuciones científicas relacionadas, además de con aspectos etológicos, con biología reproductora, parámetros y modelos demográficos, alimentación, movimientos dispersivos, conservación y efectos causados por el accidente del Prestige (Velando & Freire, 1999a, 1999b, 2002, 2003; Velando *et al*., 1999a, 1999b, 2005a, 2005b; Velando, 2001; Martínez-Abraín *et al*., 2006). Actualmente, está en marcha una evaluación del estado de conservación y Plan de manejo de la especie (Alberto velando, Universidade de Vigo). La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) también ha sido objeto de sendas tesis doctorales, una sobre aspectos fisiológicos y de

comportamiento (Alonso-Álvarez, 2000), y otra centrada en su dieta (Munilla, 1997). Además, en años recientes (2000-2006) se ha hecho un seguimiento de parámetros reproductores en las Cíes, contando con series de años más cortas para Ons y Sálvora, donde también se han obtenido datos semejantes sobre la gaviota sombría (*L. fuscus*) (Arcea, 2001b, 2002, 2003, 2005a, 2006a, 2006b). También se han analizado los movimientos de aves adultas y juveniles de varias colonias del Parque Nacional (Munilla, 1997, Mouriño *et al*., 2004) y los efectos de la colonia sobre los suelos y la vegetación (Otero, 1998; Arcea, 1999; Otero & Fernández-Sanjurjo 1999, 2000a, 2000b; Mouriño & Otero, 2002; Otero & Mouriño 2004). Recientemente se han publicado resultados de varios experimentos relacionados con la toxicidad del fuel del Prestige en esta especie (Alonso-Alvarez *et al*., 2007a, 2007b), en el marco de un proyecto de investigación encabezado por la Universidade de Vigo, sobre efectos del Prestige en las aves marinas (Velando, 2005). También se encuentra en marcha otro proyecto promovido por la Universidad de Barcelona sobre variabilidad en la alimentación de gaviota patiamarilla y cormorán moñudo en base al análisis de isótopos estables (p.ej., Moreno *et al*., 2006). Del paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*), apenas ha sido estimada la población y determinado ciertos parámetros reproductores durante los años 2004 y 2005 (Arcea, 2005a, 2006a; Mouriño *et al*., 2005), tras la colocación de cajas anidaderas en años anteriores (Gamallo *et al*., 2002). El arao común (*Uria aalge*) desapareció como nidificante en 1987 (Arcos *et al*., 1995).

Al margen de las aves nidificantes, se han llevado a cabo censos invernales sistemáticos de aves acuáticas y marinas durante los años 2004 y 2005 (Arcea, 2005a), y desde enero de 2007 tienen continuación a través de los censos organizados por la Consellería de Medio Ambiente. Merece especial mención la presencia estival de Pardela Balear (*Puffinus mauretanicus*), en Peligro Crítico de extinción (Madroño *et al*., 2004), de la que se han registrado importantes concentraciones en aguas del Parque Nacional (Mouriño *et al*., 2003; Arcea, 2005a), con un seguimiento sistemático parcial en 2005 (Arcea, 2005b; Arcea, 2007b).

Como estudio sobre el conjunto de la avifauna, merece especial mención el *Atlas de Aves nidificantes de los archipiélagos de Cíes e Ons* (Domínguez *et al*., 2003a), con trabajo de campo desarrollado entre 1999 y 2002, contando también con datos de Ons de 1994 y 1995 (Tapia, 2001). En 1986 se elaborara un catálogo de avifauna de Cíes y Ons, con estimas de densidades de paseriformes en las Cíes (Callejo *et al*., 1986). También se conocen estimas de densidades de aves terrestres en época reproductora en Cortegada (Arcea, 2001a). En lo que respecta a aves rapaces y rupícolas, se dispone de censos del período 1996-1998 en las Cíes (Arcea, 1999; Mouriño, 2004) y de 2004 en todo el Parque Nacional (Arcea, 2005a), con estimas de productividad. La población de vencejo real fue estimada en el período 1997-98 en Cíes y Ons (Barros *et al*., 2004). Para las poblaciones amenazadas de *Falco tinnunculus, Pyrrhocorax pyrrhocorax* y *Corvus monedula,* se mantuvo un seguimiento de la reproducción durante 2005, así como de anade real (*Anas platyrhynchos*) y chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) (Arcea, 2006a).

Finalmente, también se han aportado datos sobre densidades de aves terrestres en migración postnupcial en las islas Cíes (Fernández & Barciela, 1991) y sobre densidades, movimientos y condición física de fringílidos en la isla de Ons (Arenas, 2004). Las únicas referencias a aves acuáticas y marinas en época de migración

(septiembre y abril) se refieren a 2004 (Arcea, 2005), mientras que los censo de aves acuáticas y marinas invernantes se han llevado a cabo, sistemáticamente, los años 2004, 2005, 2007 y 2008 (Arcea, 2005; Xunta de Galicia, inédito).

A modo de síntesis de la información existente, se puede señalar que Domínguez *et al*. (2003a) aportan datos sobre la presencia como nidificantes posibles, probables o confirmadas de 49 especies de aves en el archipiélago de Cíes y 52 en el de Ons. Entre las aves nidificantes se destaca el grupo de las aves acuáticas y marinas nidificantes, entre las que están *Calonectris diomedea* (nidificante probable en las islas Cíes en 2007 según Universidade de Vigo -sin fecha, a-), *Hydrobates pelagicus*, con efectivos estimados en un mínimo de 19 pp. nidificantes en el islote de Agoeiro en 2005 (Arcea, 2006a), *Phalacrocorax aristotelis*, *Charadrius alexandrinus* (nidificante en las islas de Vionta, Sálvora y Faro-Monteagudo; Arcea, 2006a), *Larus fuscus*, con 85 parejas nidificantes en el archipiélago de Sálvora y tres territorios más en Cíes y Ons en 2005 (Arcea, 2006a), *Larus marinus*, con una pareja nidificante en el islote de Sálvora en 2008 (Universidade de Vigo -sin fecha, b-) y *Larus michahellis*. Los efectivos nidificantes de *Phalacrocorax aristotelis* en el PNMTIAG fueron 829 parejas en 2007, distribuidas en 10 lugares de cría en los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, lo que representa más del 80% de la población ibérica y del 1% de la mundial de la especie (Velando & Munilla, 2008), señalando estos autores que la población en el PN ha sufrido un declive pronunciado en la última década, con una reducción del 40% en menos de una generación. Por su parte, los efectivos nidificantes de *Larus michahellis* en el PN se estimaron en 30.430 parejas en 2006 (Arcea, 2007c), lo que supone casi el 30% de la población española y alcanza importancia internacional (7-10% de la población mundial). Entre las aves terrestres nidificantes se pueden destacar los efectivos de *Falco peregrinus* (5 parejas probables/seguras en Cíes y una en Ons en 2006, Epifanio *et al*., 2008), *Pyrrhocorax pyrrhocorax* (con una pareja en Ons en 2005, tras desaparecer de las Cíes en la década de 1990, Arcea -2005a-) y *Corvus monedula* (7-8 parejas en Ons en 2005, Arcea -2005a-).

Al margen de las especies nidificantes, el Parque Nacional alberga en invierno un número relativamente reducido de especies de aves acuáticas y marinas (11-15), siendo las más abundantes aquellas que se reproducen en mayor número en estos archipiélagos (*Larus michahellis* y *Phalacrocorax aristotelis*), con efectivos que alcanzan relevancia a nivel español (Arcea, 2005a), con cierta relevancia también de la invernada de *Larus marinus*, de aves limícolas ligadas a costas rocosas, de *Phalacrocorax carbo* y de *Sterna sandvicensis*. La presencia de *Puffinus mauretanicus* resulta habitual en aguas del PN en la mayor parte del año salvo en los meses invernales, con concentraciones de relevancia en verano y otoño, de especial importancia en el entorno de los archipiélagos de Ons y Sálvora (Mouriño *et al*., 2003; Arcea, 2007b).

Un análisis global (Tabla 5) permite determinar que en el Parque Nacional nidifican 6 especies incluidas en el Anexo I de la Directiva 79/409/CEE: *Hydrobates pelagicus, Charadrius alexandrinus*, *Falco peregrinus, Caprimulgus europaeus, Sylvia undata* y *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, mientras que se considera probable la nidificación de *Calonectris diomedea*. Otras siete especies probablemente tengan presencia regular. También mantiene presencia habitual una especie declarada En Peligro de Extinción en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (y en el CGEA), *Puffinus mauretanicus.* Además, nidifican en el Parque Nacional otras tres especies

catalogadas como Vulnerables en el CGEA: *Hydrobates pelagicus, Phalacrocorax aristotelis* y *Charadrius alexandrinus*.

Taxón	Arch.	Anexo Dir. Aves	Libro Rojo	CNEA	CGEA	Notas
Calonectris diomedea	C O S	I	EN/NT	IE		Nidifica prob. en Cíes
Puffinus mauretanicus	C O S	-	CR	EN	EN	
Hydrobates pelagicus	C O S	I	VU	IE	VU	Nidifica en Cíes
Phalacrocorax aristotelis	C O S		VU	EN	VU	>1% población mundial
Egretta garzetta	Todos?	I		IE		
Falco peregrinus	C O	I		IE		Nidifica en Cíes y Ons
Haematopus ostralegus	Todos		NT	IE		Nidificante probable
Charadrius alexandrinus	C S	I	VU	IE	VU	
Pluvialis apricaria	S	I		IE		
Larus melanocephalus	Todos?	I		IE		
Larus fuscus	Todos					Colonia en Sálvora
Larus michahellis	Todos					10% poblac. mundial
Thalasseus sandvicensis	Todos	I	NT	IE		
Sterna hirundo	C O S	I	NT	IE		
Caprimulgus europaeus	C O S	I		IE		Nidificante
Tachymarptis melba	C O			IE		Escasa en Galicia
Alcedo atthis	C	I	NT	IE		
Sylvia undata	C O S	I		IE		Nidificante
Pyrrhocorax pyrrhocorax	O	I	NT	IE		Nidificante
Corvus monedula	O					Población aislada

Tabla 5. Listado provisional de especies de aves de interés de presencia regular en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Elaboración propia. Arch.: Archipiélagos: C (Cíes), O (Ons), S (Sálvora). Dir. Aves: Directiva Aves (79/409/CEE). CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. CGEA: *Catálogo Galego de Especies Ameazadas;* CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro de Extinción; VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; IE: De interés especial.

4.1.6.3. Mamíferos

En lo relativo al estudio de la fauna de mamíferos terrestres se destaca la elaboración de un atlas de distribución del Parque Natural de las Islas Cíes (Domínguez *et al*., 2003b) y un catálogo de especies presentes en Sálvora y Cortegada, con especial atención a las poblaciones de la musaraña *Crocidura russula* (Maneiro, 1983), que presentan mayor tamaño que las continentales y podrían constituir una unidad evolutiva significativa. La fauna de murciélagos ha sido objeto de estudio más recientemente (Arcea, 2009). Se han desarrollado labores de descaste de ratas y gato doméstico asilvestrado en las islas Cíes, con estudios sobre la población de ratas en 1991-1992 (Alonso & Otero, 1992) y en 1999 (XESTEC, 2000), y datos preliminares sobre la alimentación de gato doméstico en Cíes y Ons en 2004 (Arcea, 2005a). La situación de la Nutria en Sálvora ha sido estudiada por Romero (2007). Además, están en marcha estudios de base para la conservación de la fauna de quirópteros en el PNMTIAG, que en su primera fase incluyen la localización de refugios.

Hasta la fecha se han citado 14 especies de mamíferos terrestres, sin incluir al Ciervo rojo (introducido en Sálvora). Se incluyen tres insectívoros, tres especies de quirópteros, tres carnívoros (con dos exóticos: Visón americano y Gato doméstico), cuatro roedores y el Conejo. La Nutria está presente exclusivamente en los archipiélagos de Cíes (indicios de presencia según Domínguez *et al*., 2003b) y Sálvora, con dos territorios estimados en la isla principal y uno en Vionta (Romero, 2007).

De las especies presentes, 2 están catalogadas en el Anexo II y IV de la Directiva 43/92/CEE (*Rhinolophus ferrumequinum* y *Lutra lutra*), y junto a otras tres incluidas en el Anexo IV (*Erinaceus europaeus, Pipistrellus pipistrellus* y *Eptesicus serotinus*). En el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas* sólo se encuentra *R. ferrumequinum*, en la categoría de Vulnerable.

4.1.7. Especies exóticas invasoras

En base a la información de flora y fauna recopilada en apartados anteriores, y a la catalogación de especies invasoras en Galicia recogida en Arcea (2007a), se han elaborado los listados de las especies exóticas invasoras que se han podido inventariar hasta la fecha en el medio terrestre del Parque Nacional (Tablas 6 a 8).

	1	2	3	4
Acacia longifolia	(X)	(X)		
Acacia melanoxylon	X	X		
Agave americana	X			
Ailanthus altissima		X		
Amaranthus hybridus	X	X		
Amaranthus retroflexus	X	X		
Arctotheca calendula	X	X		
Arundo donax	X	X	X	
Bidens frondosa		X		X
Carpobrotus acinaciformis	X	X		
Carpobrotus edulis	X	X	X	
Chenopodium ambrosioides	X			
Coleostephus myconis	X	X		
Conyza bonariensis	X	X		
Conyza canadensis	X	X		X
Cortaderia selloana	X			
Datura stramonium	X	X		X
Digitaria sanguinalis	X			
Erigeron karvinskianus	X			
Eucalyptus globulus	X	X	X	X
Galinsoga parviflora		X		
Gamochaeta spicata	X	X		
Helianthus tuberosus		X		
Helichrysum foetidum	X	X		X
Ipomoea indica		X		
Oenothera glazioviana				X
Opuntia maxima		X		

	1	2	3	4
Oxalis corniculata	X	X		X
Oxalis latifolia		X		
Oxalis pes-caprae	X	X	X	X
Oxalis purpurea	(X)	X		X
Paspalum vaginatum		X		X
Phytolacca americana	X		X	X
Pinus pinaster	X	X		
Pinus radiata	X		X	
Quercus rubra	X	X		
Robinia pseudoacacia	X	X		X
Salix babylonica		X		
Senecio mikanioides	(X)			
Setaria pumila	X	X		
Solanum nigrum	X	X		X
Sorghum halepense		X		
Spartina patens				X
Sporobolus indicus		X		
Stenotaphrum secundatum	X	X		X
Tradescantia fluminensis	(X)	X	(X)	(X)
Tritonia x crocosmiflora	X	X		
Tropaelum majus	X			
Veronica persica		X		
Vinca difformis	X	X	X	X
Vitis vinifera	X	X		X
Xanthium spinosum		X		
Yucca gloriosa		X		X
Zantedeschia aethiopica			X	

Tabla 6. Listado provisional de especies de flora vascular exótica invasoras en los cuatro archipiélagos del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. 1: Cíes; 2: Ons; 3: Sálvora; 4: Cortegada. Basado en Rigueiro (1977), Maneiro (1983), Guitián & Guitián (1990), Arcea (2001a), Domínguez *et al.* (2003), Arcea (2005) Bernárdez (2006), Souto & Sá (2006), Blanco-Dios (2007). El estatus invasor de la flora vascular exótica (invasora o invasora potencial) se clasifica según Arcea (2007a).

	1	2	3	4
Aptenia cordifolia		X		
Cupressus macrocarpa	X			
Cupressus sempervirens		X		
Cyperus involucratus	X			
Cyperus longus	X	X		
Mirabilis jalapa		X		
Panicum repens	X	X		

Tabla 7. Listado provisional de especies de flora vascular exótica invasora potencial en los cuatro archipiélagos del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. 1: Cíes; 2: Ons; 3: Sálvora; 4: Cortegada. Basado en Rigueiro (1977), Maneiro (1983), Guitián & Guitián (1990), Arcea (2001a), Domínguez *et al.* (2003), Arcea (2005) Bernárdez (2006), Souto & Sá (2006), Blanco-Dios (2007). El estatus invasor de la flora vascular exótica se clasifica según Arcea (2007a).

	1	2	3	4
Mustela vison	X	X?	X	¿?
Felis catus	X	X	X	
Cervus elaphus			X	
Rattus rattus	X	X		X
Rattus norvegicus	X		X	X

Tabla 8. Listado provisional de especies de mamíferos exóticos invasores en los cuatro archipiélagos del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. 1: Cíes; 2: Ons; 3: Sálvora; 4: Cortegada. Elaboración propia. El estatus invasor de la flora vascular exótica se clasifica según Arcea (2007a).

4.2. Medio marino

4.2.1. Introducción general al medio marino

Los archipiélagos del Parque forman parte del singular ecosistema marino de las Rías Bajas gallegas, que sustentan una extraordinaria diversidad de ambientes y de especies de flora y fauna. El área marina del Parque Nacional está fuertemente condicionada por: a) las mareas, b) la contribución de agua dulce de los ríos y el régimen de vientos, c) la circulación estuárica y d) por los afloramientos de aguas profundas que controlan el intercambio de agua entre las rías y la costa exterior (Varela *et al*., 2005). El sistema de mareas es semidiurno, con amplitudes típicas comprendidas entre los 2 y los 4 m, y salinidades en los archipiélagos más exteriores que oscilan entre 32 y 36 ppm. No obstante, el aporte fluvial de los ríos Verdugo-Oitavén en la ría de Vigo, el río Lérez en la ría de Pontevedra, y el río Ulla en la ría de Arousa, junto a la contribución del río Miño al sur, inducen importantes fluctuaciones temporales de salinidad en las masas de agua. Los ríos proporcionan además un considerable aporte de nutrientes al medio marino, principalmente en forma de nitratos y fosfatos. Los afloramientos de aguas frías del Atlántico Central Noreste, ricas en nutrientes inorgánicos mineralizados, son sin embargo los que sostienen la elevada

productividad primaria y la riqueza biológica de las rías. Entre los meses de marzo-abril y septiembre-octubre, los afloramientos de estas aguas penetran en las rías, producen cambios en las características fisicoquímicas del medio marino y generan una abundante riqueza (Varela *et al.*, 2005). La suma de ambos aportes, fluvial y de los afloramientos costeros, originan una productividad primaria promedio de 1,4 g C m^{-2} d^{-1}, con máximos que pueden alcanzar los 4 g C m^{-2} d^{-1} (Figueiras *et al.*, 2002). Esta elevada productividad primaria permite el desarrollo de un importante sector pesquero y marisquero, con profundas implicaciones económicas y sociales en toda el área de las Rías Bajas. El cultivo de mejillón en batea o los bancos marisqueros de algunas de estas rías, cuya producción alcanza más de 250.000 Ton/año, son evidente reflejo de la productividad de estas aguas (Figueiras *et al.*, 2002).

Por su diferente nivel de exposición a las aguas oceánicas, se puede distinguir entre los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, situados en la boca de las rías, y el de Cortegada, en el interior de la de Arousa. Los primeros forman barreras de protección frente a las fuerzas oceánicas y configuran los canales de entrada y salida de las grandes masas de agua del exterior y el interior de cada ría. Estos canales están formados por una plataforma poco profunda en su mayoría, de menos de 20 m de profundidad, alcanzando los 60 m en algunos de los canales que se configuran con el litoral. Las costas de estos archipiélagos orientadas al oeste están expuestas directamente a la acción de los vientos y a las características de las aguas abiertas oceánicas, mientras que las costas orientadas al este se encuentran más abrigadas. Por su parte, el archipiélago de Cortegada está influenciado por las características estuarinas creadas por la desembocadura del río Ulla.

Además, la existencia de diferentes a) sustratos rocosos, b) fondos arenosos, fangosos o mixtos y c) zonas sedimentarias intermareales e infralitorales con distinta exposición hidrodinámica, contribuyen a configurar el medio físico marino. El resultado de esta variedad de ambientes, desde los oceánicos de costas expuestas hasta los propiamente estuarinos, es la existencia de una elevada diversidad de flora y fauna marinas en el Parque Nacional.

Como muestra de esta biodiversidad se pueden destacar las comunidades ligadas a bosques de laminarias o a fondos de maërl. Diversos muestreos realizados en el Parque Nacional han permitido contabilizar más de 432 especies de fauna bentónica en la cara oriental de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, incluyendo 149 especies de anélidos poliquetos, 162 de crustáceos, 97 de moluscos, 16 de nemertinos, 25 especies de poríferos, 18 de cnidarios, 22 de equinodermos, 2 fanerógamas marinas, 33 especies de algas verdes, 122 de algas rojas y 56 algas pardas, con más de 130 especies algales descritas en fondos de maërl (Equipo Prestige, 2006b, Herrera *et al.*, 2007, Peña & Bárbara, 2006b). Es probable, no obstante, que la riqueza total de especies esté subestimada, debido al escaso esfuerzo de muestreo realizado en áreas como el entorno de Cortegada o la cara oceánica de los restantes archipiélagos. Se debe tener en cuenta además que los muestreos más recientes sobre la fauna y flora marina del Parque se han realizado tras el accidente del petrolero Prestige en el año 2002, y que de alguna manera esto ha podido condicionar los resultados de los inventarios existentes, a pesar de que las comunidades marinas hayan mostrado signos de rápida recuperación.

Entre los principales valores naturales del medio marino del Parque Nacional destacan:

Comunidades de maërl

Praderas de *Zostera*

Bosques de laminarias

Bosques de gorgonias

Fondos rocosos intermareales

Fondos blandos fangosos y de arenas intermareales de Cortegada

Fondos de cascajo

Fondos de arena

Cetáceos costeros

4.2.2. Comunidades de maërl

El término maërl hace referencia al hábitat marino creado por la agrupación de algas calcáreas de vida libre (no fijadas al sustrato) que dan lugar al desarrollo de unas concreciones o nódulos calcáreos, que reciben el nombre de rodolitos. La importancia de estas formaciones radica en que se constituyen como sustratos biogénicos muy heterogéneos, con una elevada diversidad y con tasas de crecimiento muy bajas. La diversa estructura que forman las algas coralinas entrelazadas entre si crean un hábitat idóneo para muchas otras especies de flora y fauna, algunas de las cuales sólo se encuentran en este tipo de hábitat. Son así hábitats de alta biodiversidad, biomasa y producción béntónica, especialmente en relación a la fauna de moluscos, anélidos y crustáceos. Constituyen al mismo tiempo una importante zona de cría para muchas especies de interés económico pesquero. El sustrato que forman es idóneo para la fijación y cría de larvas de moluscos, el desove de peces, provisión de alimento y refugio para crustáceos y otros organismos bentónicos (Hall-Spencer *et al.,* 2006).

Los fondos de maërl de zonas templadas se encuentran generalmente en zonas protegidas de la acción del oleaje, pero con suficiente movimiento mareal para impedir el entierro de las algas coralinas en el sustrato. Con más de 622 especies descritas hasta la fecha asociadas a estos fondos en el Atlántico Noroeste, se estima que su riqueza faunística y florística es en realidad aún mayor (Equipo Biomaërl, 2003). La especie de alga coralina dominante de maërl en las costas del Atlántico Norte, *Phymatolithon calcareum,* posee una tasa de crecimiento de 0.49 mm/año. De aquí que la antigüedad de algunos de los bancos de maërl daten entre los 3 y 5 millones de años, formando un hábitat-recurso no renovable (Bosence & Wilson, 2003; Equipo Biomaërl, 2003).

Los bancos de maërl son además “fábricas” de carbonato cálcico que, al igual que los arrecifes de coral, deben jugar un papel importante en los balances oceanoquímicos y como reductores del efecto invernadero.

Estas comunidades se incluyen en el hábitat de interés comunitario "Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda" (Cód. 1110 del Anexo I de la Directiva Hábitats). Dos especies formadoras de maërl, *Phymatolithom calcarium* y *Lithothamnium corallioides*, están incluidas en el Anejo V de la Directiva Hábitats (92/43/EEC) como especies de interés comunitario y cuya explotación debe ser regulada, y además están incluidas en el Catálogo gallego de especies amenazadas en la categoría de "vulnerables". Los fondos de maërl del PNMTIAG se estima que representan un 33% de los fondos de maërl gallegos (Peña & Bárbara, 2006b).

4.2.3. Praderas de *Zostera*

Las praderas de fanerógamas marinas constituyen ambientes de enorme riqueza biológica, ofreciendo alimentación y refugio a innumerables especies. Las plantas fanerógamas creadoras de estos ecosistemas son los productores primarios que fundan los primeros eslabones de complejas cadenas tróficas. Entre este grupo de plantas se encuentran las praderas de *Zostera*, que ofrecen una gran variedad de microhábitats o estructuras (raíces, rizomas, frondes) para poder ser colonizadas o utilizadas por distintos organismos. En ellas se encuentran especies que viven sobre los frondes (especies epífitas), organismos que utilizan los rizomas y raíces, especies que se entierran o viven directamente sobre los fondos de las praderas y grupos de peces y moluscos que nadan alrededor de las estructuras (Hemminga & Duarte, 2000). Normalmente, las praderas se forman en aquellos lugares de hidrodinamismo reducido a moderado, poco profundos, bien iluminados y de sustratos fangosos o de arenas finas con ciertas cantidades de materia orgánica. Las plantas fanerógamas se fijan aquí a los sustratos inestables o blandos, contribuyendo a la estabilización de los sedimentos y al enriquecimiento de materia orgánica de los mismos. Esto consecuentemente facilita la exportación de materia orgánica desde estas zonas a áreas vecinas, enriqueciendo la vida en otros ambientes. La visión conjunta de este sistema revela la importante contribución de las praderas al mantenimiento de la biodiversidad y de la calidad biológica de las aguas costeras (Hemminga & Duarte, 2000).

Las especies de fanerógamas *Zostera marina* y *Z. noltii* son las que presentan una distribución más amplia y de mayor abundancia en los sistemas costeros y estuarios de las costas atlánticas europeas. *Zostera noltii* es una especie eurihalina que generalmente forma desde pequeñas manchas a praderas más o menos extensas en zonas abiertas del intermareal, y en ocasiones praderas mixtas con la más frecuente *Z. marina,* de distribución submareal y con menor resistencia a la desecación.

La importancia de las praderas de *Zostera* se refleja en la abundancia y diversidad de ciertos grupos faunísticos que existen en este hábitat (Kersting *et al*. 2000 y 2002). En el Lago dos Nenos en el archipiélago de Cíes, de las 69 especies de macroinvertebrados identificados en los muestreos efectuados en los años 2000 y 2002, las especies más abundantes fueron el molusco bivalvo *Loripes lacteus,* los gasterópodos *Hinnia pfeifferi y Jujuvinus striatus*, el crustáceo *Cyathura carinata* y distintas especies de poliquetos. Las frondes de *Zostera* spp. proporcionan un adecuado sustrato para la fijación de numerosas especies de organismos epífitos y puestas de invertebrados. El molusco dominante en la pradera de *Zostera*, el bivalvo

Loripes lacteus, llegó a alcanzar densidades de 2668 individuos m^2 en el área ocupada por *Z. marina*. La riqueza piscícola, con 24 especies descritas, se consideró elevada, con una clara representación de especímenes juveniles y especies carnívoras, sugiriendo que la laguna es utilizada por diferentes especies de peces como zona de alimento, desove y vivero (Kersting *et al*. 2000, 2002). Los distintos hábitats y refugios que provee la laguna posibilitan su utilización tanto por especies litorales como por especies de profundidad durante sus estadios juveniles. Cardúmenes de sargos (*Diplodus sargas*) y choupas (*Diplodus vulgaris*), característicos depredadores como el congrio (*Conger conger*) o el rodaballo (*Scophthalmus maximus*), especies raras, como la babosa de banda oscura (*Parablennius rouxi*) y especies migratorias como la anguila (*Anguila anguila*), señalan la laguna como zona rica en especies piscícolas (Kersting *et al*. 2000, 2002).

Las praderas de *Zostera* se encuentran englobadas en el hábitat de interés comunitario "Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda" (Cód. 1110 del Anexo I de la Directiva Hábitats).

4.2.4. Roquedos infralitorales de bosques de laminarias

En amplias zonas de las regiones templadas y subárticas del planeta, los fondos marinos duros por debajo de la línea de bajamar están poblados de grandes algas pardas que forman espesos *bosques* de extensión variable. Las laminarias son las algas que forman estos bosques en las costas Atlánticas, destacando como un importante enclave de diversidad de flora y fauna. Pudiendo alcanzar los 4 m. de longitud, las laminarias están adaptadas a zonas con fuertes corrientes y oleaje, que facilitan la captura de nutrientes, la fotosíntesis y el crecimiento. Como consecuencia, la productividad de estos bosques es extremadamente elevada, alcanzando tasas similares a las de algunos ricos ecosistemas terrestres como los humedales del Amazonas (Piedade *et al*., 1991 en Jones & Humphries, 2002). Los bosques de *Laminaria hyperborea* en Noruega, por ejemplo, produce entre 1-4 kg C/m^2 al año (Sjøtun *et al*., 1995).

Las laminarias se utilizan desde hace mucho tiempo en la agricultura como abono, por su riqueza en sales minerales y productos carbonados, y en la alimentación del ganado. En la industria, estas macroalgas constituyen una de las principales fuentes de alginatos, con importantes propiedades y múltiples aplicaciones tanto en medicina, cosméticos y otros usos industriales. Otras comunidades vegetales comúnmente asociadas a estos bosques, como las las de las algas *Gelidium sesquipedale, Himanthalia elongata* o *Rodymenia pseudopalmata*, son también explotadas comercialmente en Asturias, Galicia, Cantabria y el País Vasco (Ferreiro *et al*., 2000).

Las algas pardas forman complejas comunidades biológicas con una elevada diversidad, ofreciendo refugio, soporte y alimento a gran cantidad de especies. Junto con las laminarias, aparecen otras comunidades vegetales marinas que pueden formar sotobosques bajo las grandes macroalgas pardas.

La alta productividad y compleja estructura de estas grandes macroalgas facilita una extraordinaria diversidad de especies e interacciones ecológicas entre sus comunidades. En bosques mixtos de laminarias se han contabilizado más de 150 especies asociadas (Calviño *et al*., 2001), destacando una rica comunidad epífita de

pequeñas algas e invertebrados que colonizan la superficie de estirpes, frondes y bulbos de estos macrófitos. Asimismo, especies de fauna comercialmente explotables encuentran en estos hábitats cobijo e alimento en su fase de crecimiento. El efecto barrera que ejercen estas macroalgas reduce además la velocidad y la energía de las ondas que alcanzan el litoral, ofreciendo una defensa costera natural.

Una diversa comunidad de fauna vive asociada a los bosques de laminarias. Diferentes especies de peces lábridos y serránidos, equinodermos (*Psammechinus milliaris, P. lividus, Asterias rubens, Marthasterias glaciales*), gasterópodos (*Aplysia punctata*, *Patina pellucida, Calliostoma zizyphinum, Gibbula cineraria*), poríferos (*Cliona celata, Dysidea fragilis, Mysilla rosacea y Anchione fictitius*), ascidias (*Phallusia mammillata, Clavelina lepadiformis*), ascidias (*Anemona viridis*), crustáceos (*Caprella fretensis, Necora puber, Inachus* spp.), esponjas y otros muchas especies se distribuyen por la zona o forman pequeñas colonias en las superficies libres de los rizomas y frondes de laminarias. En algunas áreas se han descrito agregaciones de la estrella de mar *Marthasterias glaciales,* y de crinoideos en zonas cercanas o interiores de estos bosques (Acuña *et al.,* 1983; Kersting *et al.*, 2001).

Los bosques de laminarias se engloban en el hábitat «Arrecifes» (Código 1170) del Anexo I de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y se consideran hábitats de interés comunitario.

4.2.5. Bosques de gorgonias

Las gorgonias son organismos coralinos (octocorales cnidarios) formados por una colonia de pólipos que viven sobre una estructura córnea flexible de forma arborescente e irregular que ellos mismos segregan. La formación de estas colonias en los fondos marinos aumenta considerablemente la complejidad estructural de éstos, creando “bosques” que albergan una gran diversidad de especies de invertebrados, por lo que poseen una elevada importancia ecológica. La tasa de crecimiento de estos organismos es lenta, y en las condiciones más favorables las gorgonias pueden precisar de 15 a 20 años para alcanzar su tamaño máximo. Este lento crecimiento, junto con su madurez tardía y pobre tasa de fecundidad las hace muy vulnerables a cambios medioambientales.

Se ha descrito la existencia de por lo menos 13 especies de octocorales en la Peninsula Ibérica. Algunos de estos se caracterizan por formar asociaciones específicas como por ejemplo las gorgonias *Paramuricea* spp. asociados a los corales *Madrepora oculata* y *Lophelia pertusa* y diversas especies de hidroides. En aguas templadas, las gorgonias de los géneros *Paramuricea* o *Eunicella* son muy comunes y se distribuyen desde las costas norafricanas hacia el norte, alcanzando su límite en el Golfo de Vizcaya y el sur de las islas Británicas (Altuna, 2006).

El desarrollo de la biotecnología ha subrayado la importancia de conservar la biodiversidad, y dentro de ella las comunidades de gorgonias. Estudios de productos naturales bioactivos procedentes de gorgonáceos han mostrado el alto potencial de muchas de estas especies para la elaboración de productos farmacéuticos por su variadas propiedades antivirales, antibacterianos, acaricidas, o antitumorales. Un estudio farmacológico reciente en la gorgonia *Leptogorgia sarmentosa* de Galicia extrajo nuevos alcaloides naturales con actividad inhibidora de células tumurales humanas (Martínez, 2002).

Los bosques de gorgonias son característicos desde la zona submareal hasta zonas altas del circalitoral rocoso, donde el flujo de corrientes suministra alimento en forma de partículas orgánicas en suspensión y retira el exceso de sedimentos no deseados que se puedan depositar encima de los pólipos.

En Galicia, los bosques de gorgonias, formados mayoritariamente por especies de los generos *Eunicella* y *Leptogorgia* spp., aparecen frecuentemente en algunas localidades con moderado influjo de corrientes, creando los fondos más característicos de algunos ecosistemas infralitorales y circalitorales. Se ha teorizado que la distribución de algunas de los gorgónidos en las Rías Baixas gallegas se encuentra relacionada con fondos donde existen escapes y acumulación de gas natural en el interior de las rías (García-Gil, 2003).

Como elementos estructurales, son esenciales para el mantenimiento de la biodiversidad marina en los ambientes donde predominan. La fauna que habita las comunidades de gorgónidos es muy variada y muchas de las especies presentan interés comercial. Las gorgonias, al ser organismos sésiles de considerable tamaño, contribuyen a la diversificación estructural del ecosistema, sirviendo de refugio a un sinnúmero de especies pequeñas o de escondite a los depredadores que cazan al acecho. Además, los bosques de gorgonias constituyen la única fuente de alimento de algunas especies de moluscos gasterópodos que desaparecerían ante su ausencia (Solandt, 2008). Los principales depredadores de los gorgonáceos son pocos, sólo algunas especies de peces y moluscos gasterópodos y nudibranquios.

Los bosques mixtos de *Leptogorgia* spp. y *Eunicella verrucosa* presentan una baja altura, no alcanzando más de 50-80cm segun las especies, como ejemplares aislados o formando agrupaciones de cierta densidad con una rica fauna asociada (Solandt, 2008). Numerosos invertebrados forman parte de este conjunto. Son especies carácterísticas cefalópodos como el pulpo común *Octopus vulgaris* y el choco *Sepia officinalis*, equinonodermos como *Marthasterias glacialis, Sphaerechinus granularis* y *Holothuria forskali*. Nudibranquios, crustáceos, esponjas y un amplio abanico de especies de peces (sargos *Diplodus* spp., abadejo *Pollachius pollachius,* Maragota *Labrus bergylta*, congrio *Conger conger,* etc.) pueden encontrarse en este hábitat. *Eunicella* y *Letogorgia* spp. también ofrecen soporte para una variada gama de fauna, como pequeñas anémonas, algas, bryozoos, esponjas y nudibranquios (como los pequeños predadores *Tritorna plebeya* y *Tritorna odhneri*) (Urgorri & Besteiro, 1983). Especies como el gasterópodo *Neosimnia spelta* sólo se encuentran sobre las gorgonias *Leptogorgia lusitanica* o *Eunicella verrucosa*. En general, estos fondos se caracterizan por la escasez de comunidades vegetales, aunque la estructura que forman los destacan como importantes zonas de reproducción y de alevinaje de muchas especies piscícolas.

Los bosques de gorgonias se se consideran hábitats de interés comunitario incluidos en el hábitat “Arrecifes“ (Codigo 1170) del Anexo I de la Directiva Hábitats. *Eunicella verrucosa* se cataloga como especie vulnerable en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Codigo 138). Una especie que forma parte de esta comunidad, la esponja *Axinella polypoides* está catalogada en el Anexo II del Convenio de Berna.

4.2.6. Fondos rocosos intermareales

Las costas rocosas representan uno de los hábitats más comunes de las costas gallegas, con una considerable importancia por la alta diversidad de flora y fauna que albergan. Su límite superior en el intermareal suele estar marcado por la zona de líquenes sobre las rocas, y el inferior por la presencia de las grandes macroalgas (*Laminaria* spp.) sumergidas.

Las comunidades rocosas de estos ambientes están fuertemente condicionadas por varios parámetros físicos (oleaje, salinidad, temperatura y grado de emersión en la bajamar), que afectan tanto a la presencia de distintas comunidades biológicas como a su distribución en el litoral. El oleaje constituye uno de los principales factores que determinan a grandes rasgos los biotopos que se pueden formar en las zonas rocosas intermareales. Las comunidades intermareales de los ambientes más expuestos suelen estar caracterizadas por cirrípedos, mejillones y algunas especies algales de fuerte fijación al sustrato (Petraitis *et al.*, 2008). En zonas más protegidas, por el contrario, destaca la formación de una densa cubierta de algas fucoides. Las zonas de exposición intermedia intercalan comunidades típicas de zonas expuestas y protegidas.

A lo largo del intermareal, la diversidad de especies está ligada a la estructura generada por la diversidad de los hábitats en un área (fondos formados por rocas intermareales, cuevas sumergidas, arenas o cascajo). Esta variedad de fondos genera distintos biotopos, aumentando su riqueza en aquellos donde aparecen microhábitats como, por ejemplo, pozas intermareales, bancos de mejillones o áreas de grandes macroalgas.

Estructura de las comunidades intermareales en ambientes expuestos al oleaje

Las costas de las islas e islotes incluidos dentro de los límites del Parque Nacional están caracterizadas por ambientes intermareales expuestos, semiprotegidos y protegidos del oleaje. Por lo general, el intermareal está formado por rocas graníticas que penetran hacia el submareal, formando una plataforma continua o constituyendo bloques aislados entre zonas de cascajo y arenas. Las comunidades más representativas de estos ambientes están descritas en el informe de seguimiento del accidente del Prestige (Equipo Prestige, 2006b).

En zonas rocosas intermareales donde el embate de las olas es recurrente es posible encontrar diferentes especies de lapas *Patella* spp. con facies de cirrípedos *Chtamalus* spp., *Balanus* spp., percebes *Pollicipes cornucopia* y mejillones *Mytilus galloprovincialis*. Asociados a estos organismos aparecen algas rodófitas calcáreas como *Corallina* spp. o *Lithophilum incrustans*, y algas foliosas como *Polysiphonia* spp., *Porphyra umbilicalis*, *Chondrus crispus* y *Gelidium sesquipedale* (Tragsatec, 1998; Equipo Prestige, 2006b).

A mayor profundidad, en la franja intermareal e infralitoral superior ubicada inmediatamente sobre el cinturón de algas pardas, las comunidades están compuestas por asociaciones de distintas macroalgas cuyas abundancias varían en función de la inclinación de las rocas, el grado de exposición al oleaje y la orientación a la luz. En enclaves protegidos con escasa acción de las corrientes también pueden aparecer con relativa abundancia las algas pardas *Cystoseira baccata* o *Himanthalia elongata*.

Los cinturones de algas ofrecen abrigo y alimento a una rica y diversa comunidad de fauna móvil. Entre los grupos faunísticos característicos de estos ambientes se pueden encontrar estrellas de mar *Marthasterias glaciales, Asterias rubens* y *Asterina gibosa*, ascidias coloniales, *Anemona viridis*, briozoos incrustantes, cnidarios antozoos, *Corynactis viridis*, erizos *Paracentrotus lividus* y los moluscos nudibranquios *Hypselodoris* spp. y *Choromodoris purpura*.

Estructura de las comunidades intermareales de ambientes protegidos del oleaje

Las laderas orientales de las principales islas del Parque Nacional presentan sustratos rocosos más protegidos del oleaje. En la zona intermareal, entre pozas de marea y plataformas rocosas, aparecen abundantemente algas pardas del genero *Fucus*, que en ocasiones forma comunidades mixtas con *Himanthalia elongata, Ulva* spp., *Enteromorpha* spp., *Dictiota dichotoma*, *Lomenthalia articulata* o *Chondrus* spp. En los niveles intermareales más altos dominan los cirrípedios (*Chtamalus stellatus*) y en el nivel medio aparece alguna pequeña facie de *M. galloprovincialis*, *Patella vulgata*, *Littorina* y *Gibbula* spp. Las rocas pueden estar completamente colonizadas por especies como las anémonas *Anemona viridis, Actinia equina,* el cangrejo *Pachygrapsus marmoratus* o el molusco gasterópodo *Nucella lapillos,* más frecuentemente en pozas intermareales y grietas entre las rocas. Equinodermos característicos de zonas expuestas, como *P. lividus*, forman también parte de estas comunidades, aunque quizás en menores densidades que en aquellos ambientes. Los góbidos y los blénidos son los grupos de ictiofauna más comunes en los primeros metros de profundidad (Tragsatec, 1998; Equipo Prestige, 2006b).

Las rocas del litoral semi-expuesto se caracterizan por un mosaico de cirrípedos y algas fucoides en los primeros metros del intermareal, continuándose con comunidades mixtas de algas rodófitas, verdes y fucoides a mayor profundidad. Al igual que en otros ambientes rocosos más expuestos, las rocas sumergidas pueden aparecer completamente colonizadas por organismos sésiles, principalmente hidroides, anémonas, equinodermos y algas. En la zona submareal rocosa se establecen comunidades con dominancia de los ofiourideos *Ophiocomina nigra* y *Ophiocomina fragilis* (Tragsatec, 1998; Equipo Prestige, 2006a).

Los fondos rocosos intermareales se consideran hábitats de interés comunitario incluidos en el hábitat “Arrecifes“ (Codigo 1170) del Anexo I de la Directiva Hábitats.

4.2.7. Fondos blandos fangosos y de arenas intermareales de Cortegada

Los fondos de fango y arenas finas aparecen con frecuencia en zonas protegidas del intermareal del interior de estuarios y algunas áreas abiertas de la costa.

En zonas intermareales o de poca profundidad, estos fondos están sujetos a considerables variaciones de salinidad debido a la influencia de ríos cercanos y a las condiciones estuarinas que se generan en estos ambientes. Los sedimentos finos más estables retienen agua durante la bajamar, ofreciendo hábitat para una comunidad de organismos especialmente adaptada a estas condiciones ambientales. La presencia/ausencia de esta fauna varía según el tamaño de las partículas del sedimento, su localización en relación a la profundidad mareal, la salinidad u otros factores abióticos y bióticos.

En fondos intermareales de zonas templadas, los poliquetos forman generalmente el grupo faunístico bentónico más diverso de este tipo de hábitats, seguido de los moluscos y los crustáceos. Otros organismos de la infauna están representados en menor proporción por especies de anfípodos y moluscos gasterópodos (Rodrigues *et al*., 2006). Esta abundante fauna intersticial de los sedimentos genera gran parte de la producción primaria fundamental para otros organismos que se nutren ingiriendo los sedimentos y la materia orgánica que contienen, destacando la gran importancia ecológica de estos hábitats (Rodrigues *et al*., 2006).

Las areas al norte y noroeste de la isla de Cortegada presenta fondos arenosos, con una batimetría de 1 m a –1 m sobre el nivel 0 de marea en el 91,1 % de la superficie, mientras en la zona más externa localizada al noroeste de Cortegada, dentro de los límites del Parque, los sedimentos son de naturaleza fangosa, con profundidades de 2 a 4 m en el 90,4 % de su superficie (Parada *et al*., 2006). El régimen de mareas semidiurnas de la zona, con 4,14 m de amplitud máxima, determina el grado de exposición de los organismos durante la bajamar y su distribución espacial.

El estudio de las comunidades bentónicas infaunales de la ría de Arousa fue realizado originalmente por López *et al.* (1982, 1986) y Peñas & González (1983). Estos últimos autores examinaron en más detalle las relaciones entre la infauna y las variables ambientales en la zona interior de la ría, en las proximidades de Cortegada. El alto contenido en materia orgánica y de sedimento fangoso en determinadas áreas caracterizaban la formación de una comunidad formada por los poliquetos *Streblospio shrubsolii*, *Polydora giardi* y *Nereis diversicolor*, el molusco *Scrobicularia plana*, y el anfípodo *Cyathura carinata.* En los fondos más arenosos, la comunidad cambiaba y aparecía una caracterizada por el isópodo *Sphaeroma monodi* y los poliquetos *Langerhansia garciai* y *Parapionosyllis elegans* (Peñas & González, 1983).

Los fondos blandos de esta zona han sido más estudiados en relación al importante banco marisquero de Lombos do Ulla, zona experimental de marisqueo libre desde el año 2002. El banco marisquero, con una superficie total de 1134,7 Ha, está situado en el estuario del río Ulla y confluye en sus límites sur y suroeste con la zona de reserva marina incluida en el Parque Nacional. Los recursos más importante extraídos de los Lombos do Ulla son el berberecho *Cerastoderma edule*, seguido de las almejas fina *Ruditapes decussatus*, babosa *Venerupis senegalensis* y japonesa *R. philippinarum* (Parada *et al*., 2006).

Los fondos intermareales de Cortegada se engloban en el hábitat de interés comunitario «Fondos intermareales fango-arenosos» (Código 1140), incluido en el Anexo I de la Directiva Hábitats (92/43/CEE).

4.2.8. Fondos de cascajo

Los fondos de cascajo están formados por la acumulación de restos de conchas de moluscos en áreas submareales por efecto de las corrientes, las mareas y el oleaje. Estos fondos, de considerable inestabilidad, son típicos de costas expuestas, aguas someras con una marcada acción del oleaje o zonas con una gran influencia de las mareas, particularmente canales en islas. En ausencia de otros factores atípicos, las condiciones hidrográficas son el principal factor que condiciona el establecimiento de

estos hábitats y la diversidad de la fauna que los coloniza. Las corrientes de marea y el oleaje determinan en gran medida la sedimentología (tamaño del sedimento, porosidad y dinámica sedimentaria) y consecuentemente el tipo de flora y fauna que aparece en cada zona. El cascajo puede formar una capa de varios centímetros de espesor, existiendo especies animales que colonizan su capa superficial (fauna bentónica), aunque la mayoría vive enterrada entre las conchas (fauna intersticial).

En general, el hábitat de cascajo está caracterizado con un bajo contenido en sílice, una limitada abundancia o diversidad algal y una fauna que incluye varias especies de venéridos e infauna adaptada a vivir en ambientes frecuentemente perturbados (Vilas *et al*, 2005b; Urgorri *et al*, 2007; Snelgrov & Butman, 1994). Algunos ambientes de cascajo pueden llegar a soportar una singular riqueza faunística. La flora que aparece se limita generalmente a algas microscópicas o pequeñas algas incrustantes que se desarrollan sobre los fragmentos de conchas o los caparazones de animales vivos.

Los fondos de cascajo se engloban en el hábitat de interés comunitario “Bancos de arena cubiertos permanente por agua marina poco profundos” (Código 1110) del Anexo I de la Directiva Hábitats.

4.2.9. Fondos de arena

Los fondos arenosos son hábitats que aparecen frecuentemente a lo largo de la costa gallega, constituyendo biotopos muy importantes para el desove de muchas especies y soporte de comunidades bentónicas de gran importancia ecológica e intenso aprovechamiento pesquero. Estos fondos configuran un medio en continuo movimiento, reflejo de las condiciones de sedimentación e hidrodinámica dominantes en cada zona.

En la zona de playa habitan comunidades marinas cuyas condiciones de vida están determinadas fundamentalmente por la intensidad del oleaje, la pendiente de la playa y la movilidad del sustrato. La zona intermareal arenosa alberga interesantes comunidades de epifauna, con organismos fijos o móviles sobre la superficie, e infauna, enterrados en el suelo o construyendo estructuras tubulares, que suponen la base de la alimentación de especies superiores.

En aguas más profundas de fondos blandos, la presencia de sedimentos de grano fino indica que el sustrato no está tan expuesto a la actividad energética del oleaje o las mareas. Las comunidades biológicas asociadas a este hábitat incluyen organismos enterrados en la arena como poliquetos anélidos arenícolas, erizos irregulares detritívoros y algunos grandes predadores como las estrellas, pulpos o cangrejos. Pocas especies de flora pueden adaptarse a este sustrato inestable, donde las escasas estructuras de fijación son los restos de conchas.

Kersting *et al.* (1999) encuentran una epifauna dominada por moluscos gasterópodos como *Gibbula magus* o *Hinia reticulata*, erizos irregulares como *Echinocardium cordatum*, cangrejos ermitaños (Paguridae), grandes crustáceos como la centolla *Maja squinado* y el buey *Cancer pagurus*, la holoturia *Holothuria forskali*, *Octopus vulgaris* y varias especies de moluscos bivalvos (*Ensis ensis, Venus rhomboides*). También aparecen en estos fondos algunas especies de peces planos como la solla (*Platichthys flexus*), el lenguado (*Solea* spp.) y pequeños gobios. En el

circalitoral superior puede aparecer una comunidad caracterizada por la pluma de mar *Veretillum cynomorium,* especie de cnidario antozoo pennatuláceo, propios de fondos estables.

4.2.10. Cetáceos costeros

Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

El delfín mular se distribuye a lo largo de zonas costeras templadas y tropicales de todo el planeta (Spitz *et al.*, 2006). Es una de las especies más comunes y familiares en la franja costera de Galicia, especialmente en las Rías Bajas. Sin embargo, se trata de una especie cosmopolita, existiendo poblaciones costeras y otras más ligadas a la plataforma continental. Según campañas de observación realizadas desde barcos pesqueros, se ha estimado que su población en aguas gallegas es de aproximadamente entre 102-627 individuos, concentrados mayoritariamente en las zonas costeras de las Rías Bajas, con algunos grupos localizados también más al norte (López *et al.*, 2004; Cemma, 2007). Hay también registros de la especie en la costa de Cantabria y el Golfo de Vizcaya, con avistamientos durante embarques y observaciones desde la costa. Igualmente, existen registros en el estuario del Sado (Portugal), Bretaña (Francia), oeste de Irlanda o nordeste de Escocia.

En Galicia se puede observar la especie en zonas interiores costeras, en algunos casos con alta actividad humana, como las rías de Vigo, Pontevedra y Arousa, aunque también se ha registrado en zonas alejadas de la costa más allá de la isobata de 100 metros.

En cuanto a la dieta, su plasticidad le permite consumir una gran variedad de presas dependiendo de la zona en cuestión. Según los análisis de varamientos, la población de Galicia se alimenta de peces marinos como la bacaladilla (*Micromeistius poutassou*), pescadilla (*Merluccius merluccius*), múgiles (*Mugil* spp.), el congrio (*Conger conger*), así como cefalópodos, poliquetos, cangrejos y moluscos (Santos *et al.,* 2007). Dos especies de aguas profundas, pez sable negro *Aphanopus carbo* y el titulot o pez rato *Trachyrincus scabrus*, sugieren además la alimentación en aguas oceánicas, aunque las muestras, procedentes de tan solo dos individuos, son escasas para apoyar estas conclusiones. Las especies-presa encontradas indican en general una alimentación mayoritariamente demersal.

El delfín mular forma en general manadas de pocos individuos, en función de colectivos reproductores, clases de edad, sexo y otros factores de comportamiento como la alimentación (Connor *et al.,* 2000; Díaz & Bernal, 2008). En Galicia no se dispone de información adecuada acerca de la formación de grupos y fidelidad a determinadas localidades. Sin embargo, seguimientos con observaciones de aproximadamente 30 minutos/mes desde distintos puntos costeros realizados por la red de voluntarios de Cemma desde septiembre de 2003 hasta julio de 2008, indican un mayor número de avistamientos de individuos en las rías de Pontevedra y Vigo comparado con las de Arousa y Noia (Cemma, 2007). Los avistamientos corresponden a individuos aislados o en grupos de 15-25 individuos como promedio, durante todo el año, y en ocasiones con crías. Utilizando las marcas naturales en las aletas dorsales, se debería establecer si son avistamientos repetitivos de los mismos individuos que frecuentan la zona, si forman agrupamientos temporales o permanentes y cual es su abundancia total.

Estudios realizados en la península de Moray (Escocia), indican que las poblaciones locales de Delfín mular realizan migraciones temporales a zonas determinadas de la costa en busca de alimento (Hastie *et al*., 2004). Los datos recopilados por Cemma no parecen mostrar ningún patrón estacional en sus observaciones, aunque se necesitarían estudios en profundidad para obtener la información necesaria.

El Delfín mular se encuentra incluido en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitats y se cataloga con las categorías de Interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y de Vulnerable en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas.

Delfín común (*Delphinus delphis*)

El delfín común es otra especie de distribución cosmopolita, con poblaciones en todos los mares templados y tropicales del planeta (Amara *et al.,* 2007). Es una especie que suele vivir en aguas de la plataforma con más de 200 metros de profundidad, y de ahí que los avistamientos costeros sean menos frecuentes que los realizados desde embarques en aguas litorales. En el Atlántico frecuenta los mares de Irlanda, Noreste de Escocia, sur de Inglaterra, Francia, España y Portugal. En el litoral gallego es la especie de cetáceo más abundante, además de la avistada más habitualmente en costas expuestas, en contraposición al delfín mular, más propio de las aguas interiores de las rías. En el año 2003, se estimó el tamaño de la población de Galicia en 9538 individuos, no existiendo datos más recientes (López, 2003). Sin embargo, es necesario tomar estas estimaciones con precaución, puesto que se registra un gran número de varamientos al año y los datos no constituyen una extrapolación a toda su área de distribución (López, 2003).

Entre las especies más comunes en su dieta podemos citar cardúmenes de pequeños peces, como la sardina, y calamares. El delfín común es una especie muy sociable, con agrupamientos observados en Galicia que alcanzan los 37 individuos de promedio, aunque comúnmente se observen grupos más pequeños (López, 2003). Este comportamiento se sugiere asociado a estrategias de alimentación y agrupamiento durante la época de reproducción y cría.

La variabilidad genética y fenotípica de estos cetáceos de amplia distribución parece indicar diferencias entre poblaciones o subgrupos oceánicos y costeros. Amara *et al.* (2007) consideran la potencial existencia de dos grupos distintos o relativamente aislados en el Atlántico, hipótesis que sin embargo necesita aún ser corroborada con más estudios genéticos y morfológicos.

La distribución de los registros de delfín común recogidos como avistamientos oportunistas desde la costa (red de voluntarios Cemma) parece ser irregular, asociada a zonas próximas de las costas pero raramente en el interior de las rías. En total, se han avistado de forma oportunista durante campañas desde buques y conteos desde tierra 235 individuos (incluyendo crías) entre los años 2003-2007, durante diferentes épocas del año. Los avistamientos se produjeron principalmente en la zonas exteriores de las rías de Arousa, Pontevedra, Vigo y Noia, aunque estas áreas coinciden también con las zona donde se ha realizado un mayor esfuerzo de muestreo (Cemma, 2007). Cabe notar que algunos de estos avistamientos ocurrieron alrededor de los archipiélagos del Parque o zonas limítrofes al mismo.

El Delfín común se encuentra incluido en el Anexos IV de la Directiva Hábitats y se cataloga con la categoría de Interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Marsopa común (*Phocoena phocoena*)

La marsopa común ha sido considerada tradicionalmente como uno de los cetáceos más escasos en el Atlántico peninsular. Es frecuente en aguas de Portugal, Galicia y Cantábrico Nororiental; no obstante, a juzgar por los pocos datos disponibles, su densidad poblacional se estima muy baja y parece estar sufriendo una regresión en los últimos años. A mediados de los años 80 se conocían apenas una decena de especímenes en las costas gallegas. En base al trabajo de los voluntarios de Cemma, la información aumentó en los años siguientes, fundamentalmente con datos de ejemplares varados y unos pocos avistamientos costeros. Cemma (2006) estima la población gallega de *P. phocoena* en 194±15 individuos en 2006, aunque la falta de claridad respecto al origen de los datos utilizados y a la metodología empleada para llegar a este resultado limita la validez del cálculo. Por otra parte, Cemma (2008) registra el varamiento de 93 individuos en las costas gallegas entre 1990 y 2007.

El conocimiento sobre el estado de conservación de esta especie en otros países europeos también parece incompleto, aunque existen evidencias que señalan un elevado descenso en las poblaciones de varios de ellos (Thomsen *et al*., 2007). En el NE del Atlántico su distribución se considera discontinua, formando poblaciones relativamente aisladas desde el norte de Noruega hasta las costas de Senegal, apareciendo raramente en las costas francesas. En el pasado, esta especie también habitó el Mediterráneo y el mar Negro, aunque se especula que ha desaparecido tanto del Mediterráneo Oriental como Occidental y la población del Mar Negro ha quedado totalmente aislada de la del Atlántico. A día de hoy, se reconocen tres subespecies a nivel mundial: *P. p. phocoena* en el Atlántico Norte, *P. p. vomerina* en el Pacífico Norte y *P. p. relicta* en el mar Negro.

Existe muy poca información sobre la ecología y el comportamiento de esta especie. En general, el hábitat de la marsopa común está limitado a las aguas de la plataforma continental, aguas frías donde se concentran sus presas preferidas: lirios, jureles, fanecas y bolos (*Micromesistius poutassou, Trachurus trachurus, Trisopterus* spp. y *Ammodytidae* spp.) (Read, 1998 en López, 2003). En los últimos 6 años, la marsopa común solo ha sido avistada en 24 ocasiones desde embarcaciones de seguimiento, lo que parece indicar que, aunque frecuenta las costas gallegas, su población actual es muy pequeña (Cemma, 2007). Puesto que los muestreos en la costa norte de Galicia han sido más escasos y su detectabilidad es muy baja, no se conoce con precisión su distribución ni el estado general de sus poblaciones. Las campañas de avistamiento en barcos pesqueros entre 1991-1999, durante las cuales se obtuvieron 50 avistamientos de *P. phocoena,* supusieron las primeras observaciones básicas sobre el comportamiento de marsopa común en aguas gallegas. Los cetáceos fueron de carácter tímido y evitaron la proximidad de barcos, formando pequeños grupos de 2-15 individuos, a veces con crías, apareciendo en la costa normalmente entre los meses de octubre a enero. Los avistamientos fueron más comunes en aguas del entorno del archipiélago de Ons, en la ría de Pontevedra. Siguiendo la misma pauta, aunque con menor periodicidad, en los últimos 6 años algunas marsopas fueron avistadas cerca del Parque en varias ocasiones, en aguas

de 20m de profundidad cercanas a los archipiélagos de Sálvora y Ons. En 2007 sin embargo, solo se observaron 9 individuos durante un transecto de muestreo entre O Grove (ría de Pontevedra) y la ría de Muros.

La marsopa común se encuentra incluida en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitats y se cataloga con la categoría de Vulnerable en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas.

5. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DEL MEDIO CULTURAL

En esta descripción se tratan separadamente los bienes de interés cultural del medio terrestre, sobre los que existe información para todos los archipiélagos del Parque, y los del medio marino, de los que únicamente existe información relativa al entorno del archipiélago de las islas Cíes.

En ambos casos, siguiendo la estructura del Inventario general del patrimonio cultural de Galicia (Decreto 232/2008, DOG nº 206, 23 de octubre de 2008), la información disponible para cada uno de los archipiélagos del Parque se estructura en los apartados correspondientes al patrimonio inmueble y al patrimonio mueble.

5.1. Medio terrestre

Archipiélago de Cíes

Dada la variedad de bienes de interés cultural existente en este archipiélago, su descripción se ha organizado por islas.

En cada una de las islas de este archipiélago está catalogado un conjunto de yacimientos y de hallazgos de interés arqueológico (Plan Xeral de Ordenación Municipal de Vigo, Documento de aprobación definitiva parcial, 16/05/2008; referencia web: http://hoxe.vigo.org/urbanismo/pxom/), a los que se añaden otros elementos citados en la bibliografía (ver Vilas *et al.*, 2005).

Isla de Monteagudo

Patrimonio inmueble

En la isla de Monte Agudo están catalogados dos yacimientos, la *Fábrica de Salgadura de Muxieiro* y la *Casa e Viveiro de Langosta*, y un faro.

La *Fábrica de Salgadura de Muxieiro* databa de mediados del siglo XIX y sobre ella se construyó un restaurante, por lo que no quedan restos visibles.

La *Casa e Viveiro de Langosta* es de época contemporánea, aunque indeterminada. Se trata de un conjunto formado por dos construcciones situadas en la orilla y en medio del Lago dos Nenos, que, según referencias orales, corresponderían a un vivero de langosta.

El Faro do Peito fue construido en 1904 y se compone de un único edificio formado de dos cuerpos cilíndricos de distinto diámetro: el inferior es más ancho y sirve de basamento, mientras el superior soporta la baliza.

Otros elementos de interés cultural, no catalogados, presentes en esta isla son las ruinas del Poblado dos Ferreiros, ubicadas al sur del faro de Monteagudo y entre cuyas construcciones se observan los restos de una herrería que presenta un horno de piedra y suministro de agua (Vilas *et al.*, 2005).

Patrimonio mueble

En el catálogo de Bens Culturais del Concello de Vigo también se incluyen

bienes muebles de interés cultural procedentes de un yacimiento y de varios hallazgos puntuales realizados en esta isla.

El yacimiento de *Cantareiras* está ubicado en una zona de costa rocosa ubicada al norte de la playa de Area da Cantareira y puede datarse entre finales del período neolítico y principios de la Edad del Bronce. De él se han extraído materiales procedentes de las Edades de Hierro y de Bronce, así como de la época de dominación romana.

También están catalogados tres molinos de mano naviculares, que serían de origen neolítico, según Vilas *et al*. (2005), y que forman parte del muro de una vivienda de reciente construcción; un canto tallado bifacial, cuya adscripción cultural no está clara; y un conjunto de materiales arqueológicos localizados en el entorno de la playa de Figueiras, entre los que se citan fragmentos cerámicos, lascas de cuarcita y un canto rodado pulido en una de sus caras, así como dos o tres anclas líticas (San Claudio, sin fecha).

San Cladio (sin fecha) y Vilas *et al*. (2005) citan la existencia de un anillo procedente de época romana descubierto en la zona de Muxieiro. El primero de los autores relaciona este hallazgo con un depósito submarino de cerámica, formado por ánforas y cuencos, existente frente a Punta Muxieiro, que identifica como de la misma época.

Isla de Faro

Patrimonio inmueble

En esta isla están documentados los yacimientos del Castro das Hortas, del *Refuxio da Ermitaña* y del Mosteiro e Necrópole de Santo Estevo, junto con el Faro principal de las islas Cíes y el Faro do Príncipe.

El *Castro das Hortas*, también conocido como Castro de Monte Agudo, Poblado de Monte Faro o Castro das Cíes, está situado en la ladera sur del Monte do Faro. Se trata de un poblado, de tipo castreño-romano, del que se han perdido gran parte de los muros, aunque todavía se pueden observar algunos tramos de la muralla defensiva, así como 4 o 5 viviendas de base cuadrangular (Vilas *et al*., 2005). En sus proximidades se encuentra una serie de abrigos naturales, entre los que destaca el conocido como “altar druídico”, que presenta el interior hueco y canales en su superficie, que ha sido interpretado como un ara de sacrificios en honor a los dioses (Vilas *et al*., 2005).

El *Refuxio da Ermitaña*, consiste en un abrigo natural ligeramente modificado y que probablemente fue utilizado en época medieval. Está situado a poco más de 20 m del cruce de los caminos procedentes de la playa de Nosa Señora y los faros da Porta y de Cíes, en dirección a éste último. Presenta estructura de entrada, restos de cubierta de teja y el suelo está parcialmente cubierto por lajas de granito.

El yacimiento del *Mosteiro e Necrópole de Santo Estevo* data de la Edad Media y se encuentra bajo el edificio actual. En 1992 fue descubierto un sarcófago antropomorfo excavado en la roca junto con partes de otras tumbas, por lo que se puede hablar de una necrópolis medieval, con enterramientos datados entre la Alta

Edad Media y el siglo XV. Ésta formaría parte del antiguo monasterio, algunos de cuyos elementos, como cimentaciones y sillares, fueron aprovechados para la construcción del edificio actual.

El Faro principal de las islas Cíes fue construido entre 1851 y 1853 en la cima del pico Canabal. Es una torre cónica en cuya parte superior se superponen dos miradores y la linterna que corona la edificación.

El Faro do Príncipe fue construido en 1918 en un promontorio ubicado al noroeste de Punta Caníbal. Consta de una edificación de dos cuerpos de planta cilíndrica superpuestos. El inferior, de mayor diámetro forma el basamento y el superior está rematado en su parte superior por la baliza.

Según Vilas *et al.* (2005), próximos a la playa de Nosa Señora se encuentran las ruinas de un cuartel de carabineros y de una cárcel, construidos en el siglo XIX como parte de los planes de fortificación de las islas. Estos autores también citan la existencia de dos construcciones ubicadas al sur de lago, aunque sin precisar más su localización: por una parte, un pequeño cementerio que todavía conservaría algunas cruces de hierro y un ara bajo la cual se encuentra un osario; por otra, un molino de viento que habría sido utilizado hasta el siglo XX.

Patrimonio mueble

Los bienes muebles de interés cultural han sido extraídos tanto de los yacimientos mencionados anteriormente como de otro denominado Concheiro das Instalacións Forestais, así como de un hallazgo puntual realizado en el camino de acceso a la isla.

Asociados al yacimiento de Castro das Hortas, se han descubierto acúmulos formados por restos de conchas, huesos y cerámica primitiva, denominados Concheiros (Vilas *et al*., 2005).

En el yacimiento *Refuxio da Ermitaña* se han encontrado abundantes tejas, cerámica y un vidrio decorado.

En el yacimiento del *Mosteiro e Necrópole de Santo Estevo* se encontraron un total de 10 esqueletos y otros agrupamientos de restos óseos, así como una moneda portuguesa, clavos de hierro y tejas.

El *Concheiro das Instalación Forestais* es un yacimiento que abarca los niveles inferiores de la Necrópole de Santo Estevo y un corte del terreno realizado en el entorno de las instalaciones del Parque situadas al norte del monasterio. En él se han encontrado abundantes restos orgánicos (conchas y huesos), así como material cerámico encuadrable en la etapa final de la Edad del Bronce.

También están catalogados varios fragmentos cerámicos, datados en la Edad del Bronce, encontrados en el camino por el que se accede a la isla. No se ha podido determinar su procedencia debido a que el camino es rellenado continuamente con tierra procedente de distintos lugares de la isla.

Isla de San Martiño

Patrimonio inmueble

En esta isla están catalogados dos yacimientos: la *Fábrica de Salgadura* y el *Abrigo-Eremitorio de San Martiño*.

La *Fábrica de Salgadura de San Martiño* data de los inicios del siglo XIX. En la actualidad se conservan los restos de un edificio de dos alturas y planta rectangular, un gran patio de piedra con tanques, canales y pilones, y varios cientos de metros de canalización de granito para el abastecimiento de la fábrica, los cuales discurren por la vaguada de Concela. Asimismo, se observan restos de un embarcadero asociado a la edificación.

El *Abrigo-Eremitorio de San Martiño* está situado en un abrigo natural de la cara occidental de la isla y es de origen medieval. Está formado por un habitáculo, situado entre muros de granito, y restos de antigua techumbre. Una roca próxima tiene grabada una cruz latina.

Aparte de estos yacimientos, Vilas *et al*. (2005) citan la existencia de un templete situado frente a la playa, flanqueado frontalmente por dos columnas y con un nicho central. Estos autores también comentan la presencia de las ruinas de una herrería, aunque no aportan datos sobre su localización, y de un molino, situado en la costa meridional de la isla.

Archipiélago de Ons

Patrimonio inmueble

Los elementos de interés cultural mejor conservados de la isla de Ons desde el punto de vista arquitectónico son el castro de Castelo dos Mouros, el sarcófago Laxe do Crego y la fortaleza conocida como Castelo da Roda y el faro.

El Castro de Castelo dos Mouros está ubicado en la cima del Alto de Altura y data de la Edad de Bronce. Aunque no ha sido excavado, algunos escritos identifican un solo recinto y un antecastro separado por un foso. Anexa al poblado existe una cueva llamada Cova dos Mouros.

El sarcófago medieval denominado Laxe do Crego consiste en una piedra en forma de tumba antropomorfa, de aproximadamente 2 metros de longitud, que se observa durante la bajamar en los arrecifes rocosos de la playa de Area dos Cans. Según la tradición popular, perteneció a un viejo abad del monasterio existente en la isla en el siglo XV, del que no se conserva ningún resto.

Las ruinas del Castelo da Roda corresponden a una fortaleza construida a principios del siglo XIX por la Junta Provincial de Armamento y Defensa. Se localiza en el barrio de Curro, a pocos metros al norte del muelle, y actualmente sólo se conserva de ella una plataforma de aproximadamente 24 metros.

El faro actual consta de una torre y un edificio anexo que incluye viviendas para fareros, almacén y taller. Fue construido en 1926 sobre la base de un primer faro edificado en 1865.

Otras dos construcciones de interés de las que apenas quedan restos son la

fortaleza de O Pereiró, de principios del siglo XIX y de la que apenas se conservan restos ya que la mayor parte fueron utilizados en la construcción de casas, y la fábrica de salazón, instalada en el barrio de Curro entre 1835 y 1840 y sobre la que se construyó una de las edificaciones del Parque (Vilas *et al*., 2005).

Patrimonio mueble

Del Paleolítico se conservan un raspador, de gneis, y una pieza de granito tallado con forma trapezoidal.También han sido halladas dos hachas de talón, procedentes de la Edad de Bronce.

Archipiélago de Sálvora

Los bienes de interés cultural sobre los que se dispone de información (ver Vilas *et al*. (2005) son inmuebles ubicados en la isla principal.

Patrimonio inmueble

Según Vilas *et al*. (2005), estaría formado por el muelle, el Pazo, el faro, la fuente de Santa Catalina, las ruinas de los hórreos y de la aldea, y la Sirena de Sálvora son los elementos de interés cultural existentes en este archipiélago.

El muelle está ubicado en la playa do Almacén. Fue construido para dar servicio al faro y a los fareros.El Pazo también se localiza en el entorno de la Playa do Almacén y actualmente acoge las instalaciones del Parque. Se construyó sobre el edificio de una fábrica de salazón instalada entre 1770 y 1779, de la que conserva las rampas de acceso al almacén. Posee dos torres y varios escudos heráldicos. El edificio que acoge la capilla ubicada frente a la entrada fue, en su origen, la taberna de la isla. También vinculado al pazo pero más al norte se encuentra un crucero de piedra.

El faro está situado en Punta Besugueiros. En 1852 se construyeron las primeras instalaciones, que constaban de una torre hexagonal y un anexo en el que se encontraban los cuartos de los fareros y el almacén En 1921 se inauguró el segundo faro, que ha llegado hasta la actualidad tras haber sido reformado en 1954 (Vilas *et al*., 2005).

La fuente de Santa Catalina está en el camino que conduce desde el muelle hacia la aldea, a unos 100 m de ésta. Las ruinas de la aldea se sitúan en la parte noroeste de la isla. A la entrada se encuentran los hórreos, de piedra y con tejados a dos aguas. Las casas son de planta baja y se agrupan en torno a un espacio central a modo de patio comunitario (Vilas *et al*., 2005). La Sirena dos Mariño es una escultura de piedra que fue tallada por Ismael Ortega en 1968 y que está situada en la Playa do Almacén (Vilas *et al*., 2005).

Archipiélago de Cortegada

Patrimonio inmueble

Vilas *et al*. (2005) citan las ruinas de una aldea, de la Ermita de la Virgen de Cortegada, de un hospitalillo y de un cuartel de la guardia de asalto, así como tres cruceros.

La aldea estaría compuesta por unas 20 casas, hallándose también restos de lagares y conducciones de agua provenientes del interior de la isla.

La ermita, actualmente en ruinas, es anterior al siglo XIV, presenta un blasón en su fachada principal y contaba con numerosos exvotos marineros. En origen, el santuario se encontraba entre las casas de la aldea pero fue trasladada al sur de la isla al construirse la nueva capilla.

El hospitalillo era un anexo al santuario original y fue trasladado con él. Las ruinas conservadas datan de 1652 y funcionó hasta el siglo XVIII.

Las ruinas del cuartel se encuentran en la parte occidental de la isla y consisten en una edificación de piedra con cuadras anexas.

De los tres cruceros citados en este archipiélago, dos se encuentran en la isla de Cortegada, situados en Punta Corveiro y frente a la ermita, y uno en la isla Malveira Grande, actualmente en estado ruinoso.

Patrimonio mueble

Vilas *et al*. (2005) citan unos restos de cerámica de la Edad de Bronce, hallados en aguas próximas a la isla principal, así como tres ánforas completas y restos de otras 20 pertenecientes a la época romana.

5.2. Medio marino

Archipiélago de Cíes

Patrimonio inmueble

En las proximidades de Punta Cabalo está registrado un pecio de edad contemporánea que, según San Claudio (sin fecha), podría corresponderse con el vapor británico Samwater, hundido en 1947, o con el español Cabo de la Plata, embarrancado en 1952.

Potter (2002) cita el naufragio de un buque contemporáneo en las inmediaciones de las Pedras Cantereiras. San Claudio (sin fecha) comenta la existencia no confirmada de un buque hundido frente a la playa de Rodas en el año 1800, con el cual relaciona los objetos localizados en esa zona.

En la zona próxima al islote Viños se encontrarían los restos del vapor Valentina (San Claudio, sin fecha). Frente a la playa de Nosa Señora, enterrado bajo la arena a poca profundidad se encuentra un pecio definido como un galeón, posiblemente francés (San Claudio, sin fecha).

En las inmediaciones del bajo Carrumeiro se descubrió un pecio en 1956 con el que, aparte de otros objetos, se relacionaron piezas del forro del casco de un barco de cobre y plomo. La incompatibilidad electroquímica de estos dos materiales llevan a San Claudio (sin fecha) a sospechar de la pertenencia de dichas piezas a más de un buque. Además, en los bajos Forcados se localizaron los restos del vapor inglés Bonika, hundido en 1874.

Patrimonio mueble

San Claudio (sin fecha) cita el hallazgo de dos o tres anclas líticas en los fondos situados frente a la playa de Figueiras, así como la existencia de un depósito cerámico frente a Punta Muxieiro compuesto por ánforas y cuencos de origen romano. Este autor relaciona con este último descubrimiento la localización de un anillo del siglo II d.C. en el espacio intermareal de esa zona.

De los fondos del Lago dos Nenos han sido extraídos varios objetos, entre los que se encuentra el asa de un ánfora (San Claudio, sin fecha). De los fondos próximos a la playa de Rodas, San Claudio (sin fecha) cita la extracción de dos sables muy concrecionados, un anillo y un ancla lítica, junto con algunos objetos metálicos muy concrecionados localizados al sur del bajo Borrón. Hidalgo & Sotelo (1985) citan la localización de un ancla de hierro de cronología moderna, también frente a esta playa.

Frente al Cabo Vicos han sido localizados unos 30 lingotes de hierro blanco asociados a restos de madera y hierro que se relacionan con un pecio (San Claudio, sin fecha). En las inmediaciones del islote Viños han sido hallados una anforeta y fragmentos de cerámica de origen romano, un ancla antigua y tres balas de cañón (San Claudio, sin fecha). En el Freu da Porta, paso entre las islas del Faro y San Martiño, se localizó un fragmento de ánfora de tipología desconocida, así como un cañón (San Claudio, sin fecha).

En la isla de San Martiño, en la zona situada entre Cabo Vicos y la playa de San Martiño se han descubierto en diferentes prospecciones nueve anclas líticas, un fragmento grande de un cañón de hierro, un cuello de ánfora y un fragmento grande de panza (San Claudio, sin fecha). Finalmente, en la base de la piedra Cruz de Almena se encontraron “bloques de construcción, láminas de cobre, balas de cañón y trozos de madera (San Claudio, sin fecha).

6. USOS Y APROVECHAMIENTOS

6.1. Actividades de uso público y turismo

6.1.1. Visitantes y actividades principales

Europarc-España (2005) define visitante de un espacio natural protegido como la persona residente o foránea que acude con la intención de disfrutar de sus valores naturales o culturales, haciendo uso de su oferta de equipamientos, actividades y/o servicios, sin esperar a cambio ningún beneficio. Por otra parte, se define turista como la persona que lo visita y permanece una noche por lo menos en un medio de alojamiento colectivo o privado en el espacio visitado o en su entorno.

Según las estadísticas existentes, el número de visitantes al PNMTIAG se ha incrementado ininterrumpidamente en los últimos años hasta alcanzar más de 248.000 en 2008, concentrados su mayor parte en las islas Cíes (Tabla 9). Es de destacar, sin embargo, como en este último año los visitantes a este archipiélago registraron un descenso respecto al precedente, tendencia que, a pesar de la ausencia de datos para los tres últimos meses del año, no se observa en Ons.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008*
Cíes	116.954	127.085	147.566	141.861	158.167	154.645
Ons	53.887	55.309	66.331	75.875	79.915	84.568
Sálvora					857	4.771
Cortegada						4.054
Total PN	170.841	182.394	213.897	220.240	238.939	248.038

Tabla 9. Evolución del número de visitantes en los distintos archipiélagos del PN entre 2003 y 2008. Fuente: http://reddeparquesnacionales.mma.es y datos PNMTIAG. *: Sólo meses de enero a septiembre.

Por su condición de islas, sólo se puede acceder a los archipiélagos del Parque Nacional por mar, a través de servicios de transporte marítimo de pasajeros que operan en determinadas épocas del año, o mediante embarcación privada, con autorización previa. Sólo existen servicios de transporte público a las islas de Faro-Monte Agudo (Cíes), Ons y Sálvora (en este caso tratándose de líneas no regulares), mientras a las de San Martiño (Cíes) y Cortegada únicamente se puede acceder en embarcación privada (ver apartado 6.4). Por su condición de áreas de reserva, se requiere autorización expresa para el desembarco en el resto de islas e islotes del PN. En la Tabla 10 se detallan por archipiélagos la forma de acceso (transporte marítimo público o privado, buceo y otros) de los visitantes en los nueve primeros meses de 2008.

	CIES	ONS	SÁLVORA	CORTEGADA	TOTAL
Navieras	133524	79113	3056	521	216214
Tte. privado	18388	4540	988	3304	27220
Buceadores	645	34	192	2	873
Otros	2088	881	535	227	3731
Total	154645	84568	4771	4054	248038

Tabla 10. Número de visitantes a las islas principales del PNMTIAG entre enero y septiembre de 2008 (Fuente: PNMTIAG). Los transportes en navieras incluyen pasajeros en línea regular y grupos. El transporte privado se ha estimado en base a cuatro personas/embarcación fondeada. Otros incluye visitas de carácter especial: eventos, regatas, visitas oficiales, investigadores y grupos concertados.

La regulación existente limita a 2.200 el número máximo de visitantes diarios que pueden acceder en transporte público a las islas Cíes (islas do Faro y de Monte Agudo). En el caso de Sálvora se aplica un cupo máximo de 125 visitantes totales por día para todos los grupos autorizados que visiten la isla. Respecto a las pernoctas, existen limitaciones en los cupos de entrada en las dos principales infraestructuras de alojamiento existentes: 800 campistas/día (máx.15 dias) en el Camping Illas Cíes y 200 campistas/día en el área de acampada de la isla de Ons (máx. 5 días en julio y agosto y 7 en junio y septiembre. La evolución de la ocupación de ambas instalaciones entre los años 2002 y 2007 se recoge en las Figuras 1 y 2. En el caso del Camping Illas Cíes se evidencia un incremento sostenido de las pernoctas totales desde 2004 (año con meteorología adversa), mientras en Ons se observa el resultado de la aplicación en 2006 de la normativa actual en cuanto aforo y duración de las estancias. Los datos de ocupación en 2008 (Tabla 11) reflejan un ligero descenso en Cíes (30.203 pernoctas totales) y Ons (13.688 pernoctas), posiblemente en relación con las condiciones lluviosas registradas en el verano.

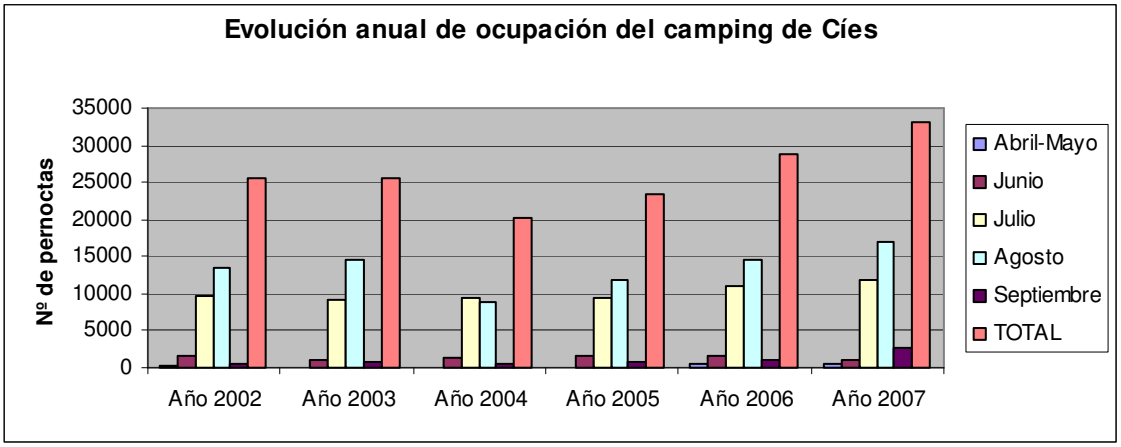


Fig. 1. Evolución anual y distribución por meses de las pernoctas en el Camping Illas Cíes (Fuente: PNMTIAG).

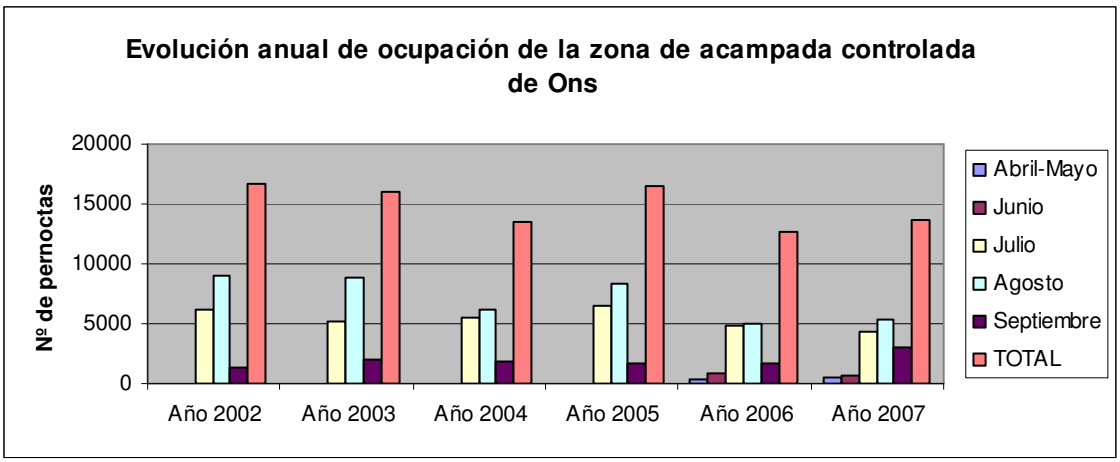


Fig. 2. Evolución anual y distribución por meses de las pernoctas en el área de acampada de Ons (Fuente: PNMTIAG).

Como se evidencia en las Tablas 12 y 13, la estacionalidad en la afluencia de visitantes al Parque Nacional es muy acusada, ya que los meses de julio y agosto concentran en torno al 70% de las visitas realizadas en transporte público, el 65% de los fondeos de embarcaciones y el 80% de las pernoctas. Tanto las líneas de transporte de visitantes como las dos principales infraestructuras de alojamiento existentes reducen o cesan su actividad fuera de los meses estivales y semana santa.

	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Total
Cíes	154	0	166	2863	10190	15828	1002	30203
Ons	301	0	0	1014	4042	4884	1720	11961
Total	455	0	166	3877	14232	20712	2722	42164

Tabla 11. Nº de pernoctas en los campings de las islas Cíes y Ons entre enero y septiembre de 2008. Fuente: PNMTIAG.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Total
Cíes	0	0	2384	1065	4623	21056	34339	58489	11568	133524
Ons	0	0	1036	664	2405	7788	23809	35005	8406	79113
Sálvora	0	0	40	87	97	620	459	1382	371	3056
Cortegada	0	50	10	0	57	0	0	88	316	521
Total P.N	0	50	3470	1816	7182	29464	58607	94964	20661	216214

Tabla 12. Nº de visitantes a los archipiélagos del PNMTIAG entre enero y septiembre de 2008 que utilizaron transporte público (líneas regulares y visitas de grupos). Fuente: PNMTIAG.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Total
Cíes	13	10	46	211	156	684	1141	1669	667	4597
Ons	1	6	4	10	43	108	290	510	163	1135
Sálvora	4	3	1	11	15	29	69	94	21	247
Cortegada	1	5	3	7	7	103	225	399	76	826
Total P.N	19	24	54	239	221	924	1725	2672	919	6805

Tabla 13. Embarcaciones fondeadas en los archipiélagos del PNMTIAG entre enero y septiembre de 2008. Fuente: PNMTIAG.

Las principales actividades desarrolladas por los visitantes del PN son el senderismo y la realización de rutas interpretativas, utilizando la red de caminos y los equipamientos de uso público existentes (ver apartado 7.5), y las actividades de recreo en las playas; ligadas exclusivamente al medio marino se desarrollan también las actividades de buceo (ver apartado 6.1.3). En el medio terrestre y según la normativa en vigor, se precisa de autorización para acceder a las zonas de reserva, de las que están excluidas todas las playas. En la isla de Sálvora sólo se permite el tránsito por senderos hasta el Faro y la aldea y el acceso libre a la playa del Almacén, y en la de Cortegada únicamente el uso del sendero perimetral y su variante interior. Las infraestructuras y equipamientos de uso público existentes se detallan en el apartado 7.1. El principal centro de atención a los visitantes del PNMTIAG es el centro de información de las islas Cíes (en la isla de O Faro), que en 2007 recibió la visita de 12.503 personas, lo que supone un incremento de más del 55% sobre las cifras del año anterior (datos del PNMTIAG), pero que supone una fracción de las visitas recibidas en 2001-2002 (Fig. 3).

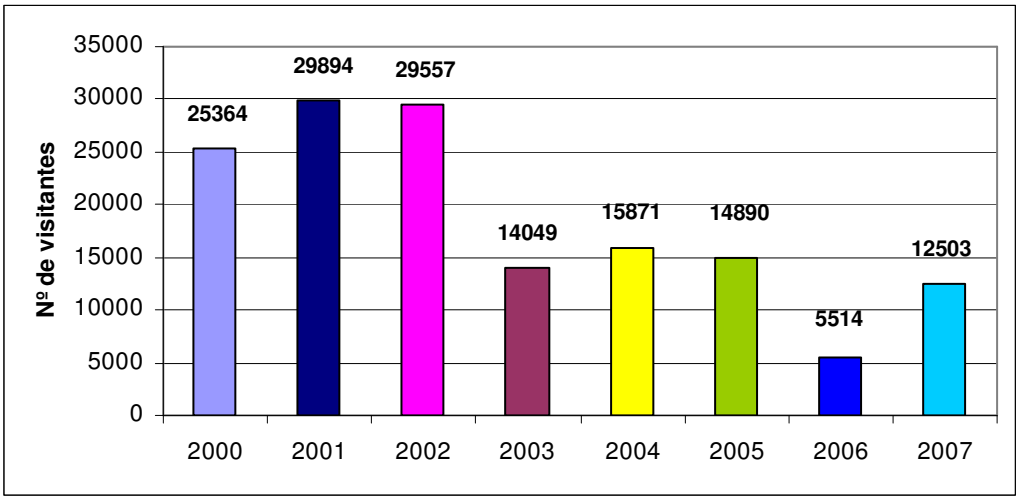


Fig. 3. Evolución de la afluencia al Centro de Información de las islas Cíes (Fuente: PNMTIAG).

En la temporada estival de 2007 (junio-septiembre), el personal del PN realizó 381 visitas guiadas en las que participaron 4.994 personas (sólo se contabilizan las mayores de 12 años), desarrolladas en las islas Cíes y Ons (ver apartado 7.1.2.). La evolución del número de participantes en rutas guiadas entre 2003 y 2007 se recoge en la Figura 4.

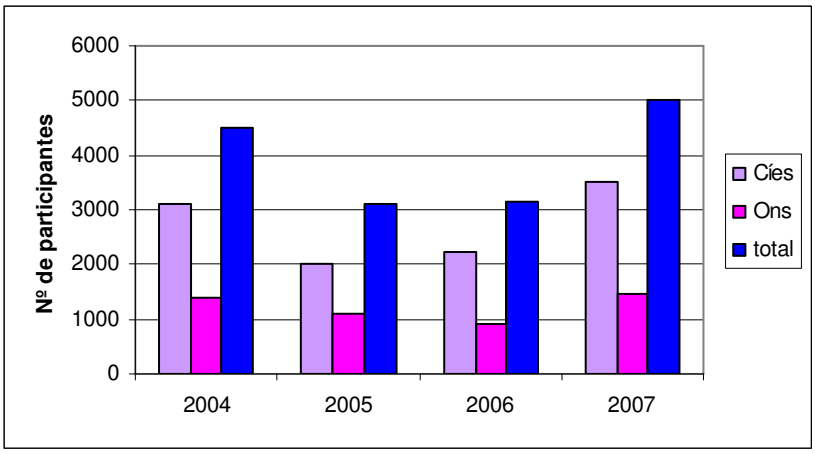


Fig. 4. Evolución anual de participantes en rutas guiadas en el Parque Nacional. Fuente: PNMTIAG.

Como se observa en la Figura 5, es acusada la estacionalidad en la distribución de participantes en las rutas guiadas, aunque los meses de junio y septiembre concentran una importante fracción de los usuarios. Según los datos recogidos en 2007, en numerosas ocasiones se cubrió el número de plazas de cada ruta, por lo que es probable que el número de participantes fuese mayor en julio y agosto en el caso de ofertarse más rutas o plazas.

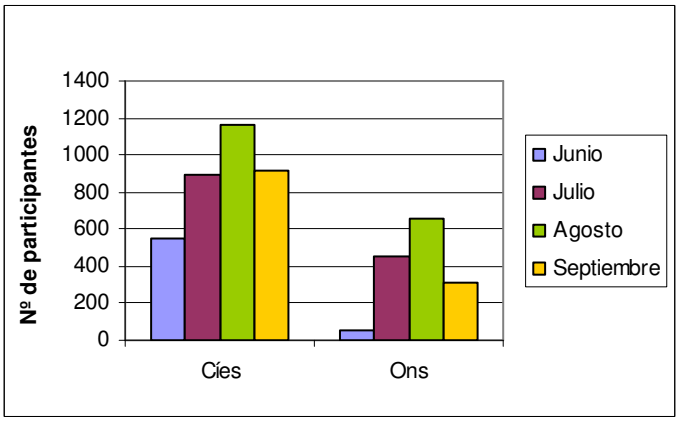


Fig. 5. Participantes por meses en rutas guiadas en el Parque Nacional en 2007 (Fuente: PNMTIAG).

A modo de síntesis, en Prada (2001) puede obtenerse una caracterización, no actualizada, de las visitas y los visitantes del archipiélago de Cíes, lo que aporta información relevante para el conjunto del PNMTIAG. El autor cifró en 230 jornadas/ha/año la intensidad de uso en el Parque Natural de las Islas Cíes en 1997 (para una estima de 150.000 visitantes), considerándola muy alta, más aún teniendo en cuenta la fuerte estacionalidad de las visitas. Prada (2001) concluye que "del intenso flujo de visitantes y visitas destacan las que se hacen por primera vez con una duración de una jornada y de forma monoespecífica. Si bien los visitantes más frecuentes realizan estancias más prolongadas, estos son minoría (menos del 30%) y

proceden del área más próxima. Más de la mitad de las visitas –buena parte de las que se hacen por vez primera- las realizan turistas desde sus residencias temporales en Galicia. La disposición al pago de una entrada para garantizar la conservación del PNC, siendo abrumadoramente positiva, lo es en mayor medida en el caso del visitante de más lejana procedencia, con mayor nivel de estudios y con mayor sensibilidad ambiental. La valoración de la visita como muy o altamente satisfactoria es abrumadoramente mayoritaria en los cuestionarios realizados. Esa valoración no descansa tanto en el uso de playas o en la observación de la fauna y flora del Parque como en la tranquilidad, ausencia de impactos ambientales y opciones de senderismo que este ofrece."

Finalmente, Benayas *et al.* (2008) califican al PNMTIAG como un parque de baja penetrabilidad, enmarcado en un entorno con una muy elevada población en su área de influencia socioeconómica. Según el análisis de estos autores, la calidad del modelo de uso público en el PNMTIAG se califica como "Moderamente satisfactoria". Las valoraciones de 17 factores evaluados fueron bajas o muy bajas para la acogida del visitante, la formación interna, la participación, la interpretación sobre el terreno, la educación ambiental, los centros de visitantes y la planificación. En concreto, el centro de visitantes de las islas Cíes es calificado de calidad poco satisfactoria, especialmente debido a sus deficiencias en instalaciones y funcionalidad, aunque los autores afirman que el centro ya ha sido sustituido en la actualidad.

6.1.2. Educación ambiental y voluntariado

Actividades de educación ambiental

En 2006 se encontraba en proceso de elaboración un programa de educación ambiental centrado en escolares, pero con intenciones de llegar a los centros de educación no obligatoria y también a asociaciones y colectivos. En el año 2005 se llevó a cabo un proyecto piloto con cuatro centros de Vigo, Bueu, Ribeira y Vilagarcía de Arousa. Además, en 2006 se realizan visitas de escolares durante los meses de mayo y junio a las islas de Cíes y Ons. Los guías del Parque atienden a estas visitas de colegios e institutos, que contactan previamente con el Parque Nacional para solicitar realizar una ruta guiada, siempre respetando el cupo máximo de 20 escolares por guía. También se programan visitas de este tipo para asociaciones y colectivos.

En 2007 fueron 9.598 los escolares que visitaron el PN dentro de diversos programas educativos, 1.623 de ellos enmarcados en el programa educativo organizado por el Parque. Estas visitas se limitaron a las islas Cíes y Ons, concentrandos en los meses de mayo (4.574 escolares) y junio (3.671) (Fuente: PNMTIAG).

En 2008 se puso en marcha el programa educativo "Mergullándonos nas Illas Atlánticas", dirigido a alumnos/as de 5º de primaria, que incluye visitas guiadas de grupos entre marzo y junio a islas del PN (Cíes, Ons y Sálvora).

Campamentos, campos de trabajo y voluntariado

Durante los meses julio y agosto, en cuatro turnos quincenales, la Dirección Xeral de Xuventude e Solidariedade de la Vicepresidencia de Benestar e Igualdade de la Xunta de Galicia, en coordinación con el PN, organiza un campo de trabajo en las

islas Cíes y un campamento y campo de trabajo en la isla de Ons. Estas actividades, establecidas hace más de dos décadas, están dirigidas a escolares (campamento de Ons) y jóvenes entre 18 y 30 años (campos de trabajo).

Los objetivos y actividades de estos campamentos y campos de trabajo han evolucionado desde sus inicios, dirigiéndose en la actualidad hacia la educación y el voluntariado ambiental. En esta caso, entre las actividades contempladas están la recuperación del patrimonio etnográfico-cultural (colaboración en proyectos de recuperación arqueológica o de restauración del patrimonio etnográfico, búsqueda y recopilación de leyendas, creencias, supersticiones…), la conservación (recuperación de hábitats, actividades de mantenimiento, gestión de residuos) y la educación ambiental (campañas de comunicación y concienciación ambiental, apoyo a las tareas de atención y seguimiento de visitantes…).

Voluntariado

Además de las actividades desarrolladas en los campos de trabajo, en 2008 se han organizado sendos turnos de campos de trabajo de voluntariado en las islas Cíes y Ons, en colaboración con SEO/BirdLife, con actividades de eliminación de flora alóctona, limpieza de costas y vallado de dunas.

6.1.3. Navegación, fondeo y buceo

Navegación

Para navegar en las aguas del PN se requiere una autorización de navegación, de carácter anual. La navegación en el PN está permitida dentro del espacio poligonal consignado en el anexo de la Ley 15/2002, a excepción de las Zonas de Reserva Marina que a continuación se indican:

Archipiélago de Cíes:

- Desde Cabo Bicos hasta el muelle de Os Fornos, hasta la isóbata 10

- Alrededores del Islote Boeiro, hasta la isóbata 10

- Bajo Carrumeiro, hasta la isóbata 10

Archipiélago de Sálvora:

- Zona entre Punta Lagos y Punta Zafra, hasta la isóbata 10

- Bajos Fillo de Pegar, hasta la isóbata 10

Asimismo, existen unas recomendaciones y condiciones relativas al comportamiento a seguir respecto a aves marinas y cetáceos con los que pueda interaccionarse durante la navegación.

En la actualidad, varias navieras ofrecen servicios regulares de transporte de pasajeros para visitar las islas Cíes, Ons y Sálvora. Otras compañías están autorizadas para el transporte de grupos a estas y a la isla de Sálvora, con periodicidad irregular. Los periodos de actividad de las líneas de transporte regular se concentran en Semana Santa, fines de semana de mayo y período estival. A

continuación se muestran los servicios de transporte regular que las navieras están autorizadas a llevar a cabo:

Líneas de barcos a las islas Cíes:

- Compañía: Naviera Mar de Ons, S.L.

Embarques: Vigo, Baiona, Cangas de Morrazo.

Época: Semana Santa, fines de semana de primavera, período estival.

Líneas de barcos a la isla de Ons:

- Compañía: Cruceros Illas de Ons.

Embarques: Bueu.

Época: Semana Santa, fines de semana de mayo, período estival.

- Compañía: Cruceros Rías Baixas.

Embarques: Marín, Sanxenxo y Portonovo.

Época: Semana Santa, fines de semana de mayo, período estival.

- Compañía: Naviera Illa de Ons.

Embarques: Bueu.

Época: Semana Santa, fines de semana de mayo, período estival.

- Compañía: Naviera Mar de Ons.

Embarques: Marín, Sanxenxo y Portonovo.

Época: Semana Santa, fines de semana de mayo, período estival.

Finalmente, al margen de las líneas de transporte de pasajeros al PN, se puede destacar el tráfico de embarcaciones de transporte marítimo de mercancías y pasajeros dentro de los límites del PN o su inmediata proximidad, relacionado con la actividad de los puertos comerciales de Vilagarcía de Arousa, Marín y Vigo.

Fondeo

El fondeo de embarcaciones en las aguas del Parque Nacional está regulado mediante un procedimiento para la concesión de autorizaciones de fondeo, el establecimiento de zonas en los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora fuera de las cuales no está permitido fondear y una normativa específica relativa a la situación de las embarcaciones fondeadas respecto a la zona reservada a bañistas y al acceso de los barcos a los muelles. Es de destacar que fuera de esta regulación se encuentran las balsas a remo (kayaks y piraguas) y motos acuáticas, si bien estas últimas sí requieren permiso de navegación, y por lo tanto no están contabilizadas en las estadísticas existentes. El número y distribución mensual de embarcaciones

fondeadas en cada una de los archipiélagos del PN en 2008 se detalla en la Tabla 13 (ver apartado 6.1.1.).

El desembarco en playas sólo está contemplado normativamente para la isla de San Martiño debido a la ausencia de muelle. En los restantes casos, se contempla el desembarco únicamente a través de los muelles existentes y con los condicionantes siguientes:

- Islas Cíes: muelle de Rodas y muelle de Carracido, en este último caso únicamente con la autorización expresa de la Autoridad Portuaria de Vigo.
- Archipiélago de Ons: muelle de Dornas, únicamente con la autorización expresa de la Autoridad Portuaria de Marín y Ría de Pontevedra
- Archipiélago de Sálvora: muelle de Sálvora, únicamente con la autorización expresa de la Autoridad Portuaria de Vilagarcía.

En las Tablas 14 y 15 se detallan por meses el número de embarcaciones en las áreas de fondeo de los archipiélagos de Cíes y Ons en 2007.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Total
Rodas	12	10	92	237	122	164	534	782	531	2484
Nsa. Señora	2	1	11	63	52	44	323	433	128	1057
*Figueiras	0	0	0	2	0	2	18	15	3	40
Carracido	3	1	6	11	19	16	31	37	22	146
Illa sur	3	9	34	115	53	156	499	736	489	2094
Total	20	21	143	428	246	382	1405	2003	1173	5821

Tabla 14. Ocupación de zonas de fondeo en las islas Cíes en 2007. Figueiras es un área de fondeo no autorizada, por lo que las embarcaciones fondeadas fueron advertidas de ello. Fuente. PNMTIAG.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Total
Muelle	1	1	7	13	9	20	51	80	54	236
Dornas	0	0	2	6	3	42	120	295	109	577
Melide	0	0	0	0	0	16	100	124	70	310
*Otros	0	0	0	0	0	0	4	25	3	32
Total	1	1	9	19	12	78	275	524	236	1155

Tabla 15. Ocupación de zonas de fondeo en la isla de Ons en 2007. Hasta el mes de junio los conteos no se realizaron de forma sistemática, por lo que los datos hasta esa fecha no se pueden considerar fiables. *Embarcaciones observadas en puntos no autorizados de fondeo o no incluidos en los demás fondeaderos. Fuente. PNMTIAG.

En línea con la acusada estacionalidad de la afluencia de visitantes al PN, el patrón de la distribución semanal de fondeos en sus aguas indica una importante fracción de los mismos concentrados en los fines de semana (Figura 6).

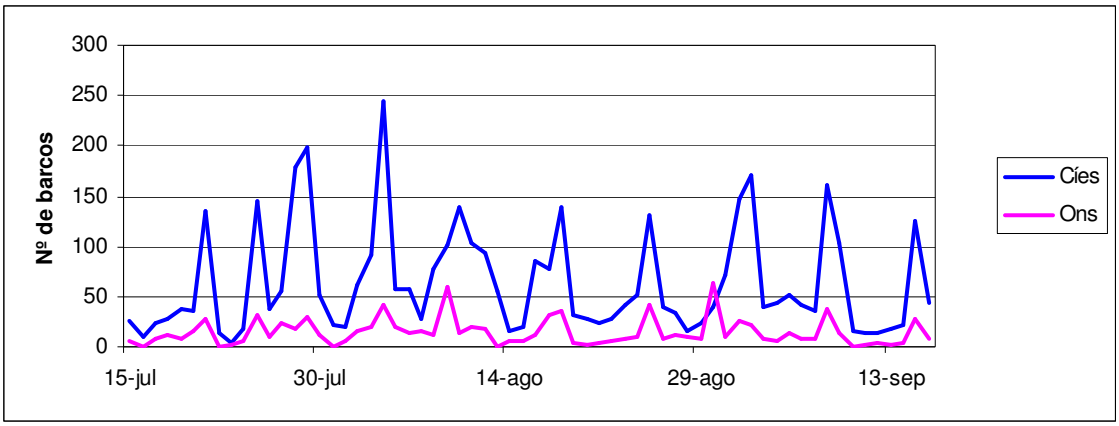


Fig. 6. Máximos de embarcaciones privadas de recreo fondeadas en el Parque Nacional en 2007.

Finalmente, se puede mencionar el fondeo más o menos ocasional de embarcaciones de transporte marítimo de mercancías en la inmediata proximidad a los límites del PN, más frecuente en la bocana de la ría de Vigo y en condiciones de refugio de temporales.

Buceo

En la actualidad, para la práctica del submarinismo en las aguas del Parque Nacional es necesario contar con una autorización de buceo, sin la cual no está permitido el desarrollo de dicha actividad. Están prohibidas las actividades subacuáticas deportivas en las Zonas Marinas de Reserva.

En los nueve primeros meses de 2007 se emitieron un total de 188 autorizaciones de buceo para 1280 usuarios, mientras que en 2008 (enero-septiembre) los buceadores autorizados fueron 873 (645 en Cíes, 192 en Sálvora, 34 en Ons y 2 en Cortegada). La distribución por meses y archipiélagos en 2007 de las autorizaciones de buceo se recoge en la Tabla 16.

	Cíes		Ons		Sálvora	
Enero	4	29	1	3	6	58
Febrero	4	38	0	0	7	66
Marzo	6	54	2	4	7	78
Abril	6	34	3	7	3	19
Mayo	6	54	3	32	4	36
Junio	5	40	3	4	7	47
Julio	20	144	6	8	9	64
Agosto	25	167	18	86	10	74
Sept.	9	63	9	32	5	39
Total	85	623	45	176	58	481
Total Parque: 188 autorizaciones/1280 buceadores						

Tabla 16. Autorizaciones de buceo en los archipiélagos del PNMTIAG en los nueve primeros meses de 2007. Para cada archipiélago, en la primera columna nº de autorizaciones y en la segunda nº de personas autorizadas. Fuente: PNMTIAG.

6.1.4. Otras actividades

Para la realización de reportajes para televisión y prensa es necesaria autorización, con el condicionante principal para su obtención de que el trabajo final ayude a divulgar la importancia y valores naturales del Parque Nacional. También han sido autorizadas algunas pruebas deportivas.

En el PN no está permitido el desembarco de ningún tipo de animal doméstico, salvo perros lazarillo con autorización acreditada, y tampoco se permite la circulación de vehículos a motor (salvo sillas de discapacitados). La pesca submarina y la pesca deportiva están prohibidas dentro de los límites del PN.

6.2. Actividades relacionadas con la población local

La única población de carácter permanente establecida dentro de los límites del PN se encuentra en las isla de Ons; en las 98 viviendas existentes se estima un mínimo invernal de 10-15 habitantes (Novotec, 2003), que se incrementan sensiblemente en primavera y verano. En las tres islas del archipiélago de Cíes existe un pequeño número de viviendas con uso exclusivamente estacional (época estival), en su mayor parte ligadas a los establecimientos hosteleros. En el resto de islas del PN no existen viviendas particulares.

Para desarrollar las actividades que se detallan, la población local cuenta con medios motorizados en Cíes y Ons, fundamentalmente para el transporte de mercancias y ocasionalmente personas. En el entorno del muelle de Dornas (Ons, ver apartado 7.2) existen un varadero de *dornas*, embarcaciones tradicionales de pesca artesanal utilizadas por la población local de la isla.

6.2.1. Agricultura, ganadería y pesca

Las actividades agrícolas y ganaderas existentes se limitan a las pequeñas explotaciones para autoconsumo en huertas y pequeña fincas, fundamentalmente anexas a las viviendas, en cualquier caso con una mayor entidad en la isla de Ons. Los cultivos dominantes son los de productos hortícolas, maíz, patatas y frutales. En la isla de Ons existe una exigua cabaña ganadera en la que se contabilizan los animales estabulados para autoconsumo de las explotaciones familiares (gallinas, cerdos, conejos o cabras) así como algún burro y algún pequeño rebaño de ovejas. Relacionados con sueltas deliberadas, sin carácter ganadero, existen sendos pequeños rebaños de caballos y cabras en libertad en las islas de Sálvora y Cortegada respectivamente.

En relación a la pesca y el marisqueo, únicamente es posible realizar estas actividades dentro del PN con carácter profesional, perfil en el que se incluye parte de la población local de la isla de Ons.

6.2.2. Hostelería

Tanto en la isla de Ons como, fundamentalmente, en las de Cíes, parte de la población local desarrolla su ocupación principal en los establecimientos hosteleros existentes, como propietarios y/o como trabajadores. Además, en ambas islas se ofrecen en régimen de alquiler algunas viviendas o construcciones anexas, en

condiciones administrativas irregulares.

6.3. Actividades de gestión del Parque Nacional

6.3.1. Vigilancia y guardería

Las tareas de vigilancia y guardería dentro de los límites del PNMTIAG recaen el personal adscrito al Parque, con apoyo de personal externo (encomienda al grupo Tragsa de servicio de apoyo a la vigilancia y al uso público, 2004-2012; R. D. 1082/2008), empleando los medios terrestre y marítimos detallados en el apartado 6.3.4. Las principales tareas de vigilancia y guardería son las de control del acceso de visitantes, entre las que se incluye el respeto de zonas de reserva terrestres y marinas y áreas de fondeo, la inspección de permisos de navegación, fondeo y buceo y el cumplimiento de la normativa de observación por los visitantes.

6.3.2. Mantenimiento

Entre las principales tareas de mantenimiento desarrolladas por el personal del PNMTIAG, con apoyo de contrataciones externas, se encuentran los trabajos de acondicionamiento, conservación y limpieza de las zonas e instalaciones de uso público, caminos y viales, la recogida y gestión de residuos sólidos (incluidas actuaciones en fondos marino) y la prevención y extinción de incendios forestales (incluidas actuaciones silvícolas preventivas).

6.3.3. Conservación de los valores naturales

Las principales labores directamente relacionadas con la conservación de valores naturales en el PNMTIAG desarrolladas por personal propio y/o mediante contrataciones externas son:

- Control de rata y visón

Las actividades de control de Visón americano se desarrollan con carácter sistemático en el archipiélago de Sálvora de 2005 y las de Rata parda (*Rattus rattus*) en el de Cíes (ver apartado 10 del presente documento).

- Eliminación de flora alóctona invasora

Las especies en las que se han centrado los esfuerzos de control de flora invasora son el eucalipto (sólo hasta la declaración como Parque Nacional), la acacia *Acacia melanoxylon* y *Carpobrotus edulis* y, en el medio marino, el alga *Sargassum muticum* (ver apartado 10 del presente documento).

- Vallado de sistemas dunares

- Plantaciones con roble melojo (*Quercus pyrenaica*)

6.3.4. Medios motorizados y de navegación

Para la realización de las actividades arriba mencionadas, según el Real Decreto 1082/2008, de 30 de junio, sobre ampliación de las funciones y servicios de la Administración del Estado traspasados a la Comunidad Autónoma de Galicia, en

materia de conservación de la naturaleza (Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), el parque móvil del PN cuenta con cuatro todoterrenos, dos turismos, una motocicleta, un tractocarro y tres tractores agrícolas, además de remolques y cisternas auxiliares y cuatro embarcaciones. Las islas en las que existen medios motorizados del PN son Cíes, Ons y Sálvora.

6.4. Actividades de otras administraciones

En el ámbito del PN se pueden destacar por su relevancia las actividades marítimas de navegación y fondeo realizadas por las diferentes Autoridades Portuarias, los cuerpos y fuerzas de seguridad del Estado (Guardia Civil), la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos y el Servicio de Vigilancia Aduanera, y con menor intensidad el Ministerio de Defensa y Salvamento Marítimo.

Algunos de estos organismos realizan además actividades de vigilancia, transporte y rescate por medios aéreos. Las actividades en el espacio terrestre del PN se limitan fundamentalmente a las Autoridades Portuarias (mantenimiento de faros y balizas), a la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos (inspección pesquera) y Policía Nacional (destacamento estival en las islas Cíes), en todos los casos sin utilización de medios motorizados.

6.5. Pesca y marisqueo

La pesca y el marisqueo profesionales son aprovechamientos permitidos dentro de los límites del PN. La competencia para la regulación de estas actividad recae en la Consellería de Pesca y Asuntos Marítmos de la Xunta de Galicia, limitándose el PN a hacer recomendaciones de gestión.

Los datos expuestos a continuación se han extraído del informe titulado “Elaboración de un sistema de ordenación de recursos marinos en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia” (CIS, 2006a) en el que se condensa la información más reciente de la que se dispone sobre los recursos marinos y su explotación en el entorno de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora.

De todas las especies recurso que potencialmente podrían explotarse en el Parque, sólo se capturan en la actualidad algo más de la cuarta parte (27%) (Figura 7). Respecto al número total de especies explotables, los moluscos son el grupo explotado en mayor medida, seguidos de crustáceos y peces, al tiempo que también se captura el único equinodermo explotable y algas. En total, se capturan 27 especies de moluscos, 11 de peces y 2 de crustáceos, además del equinodermo ya señalado.

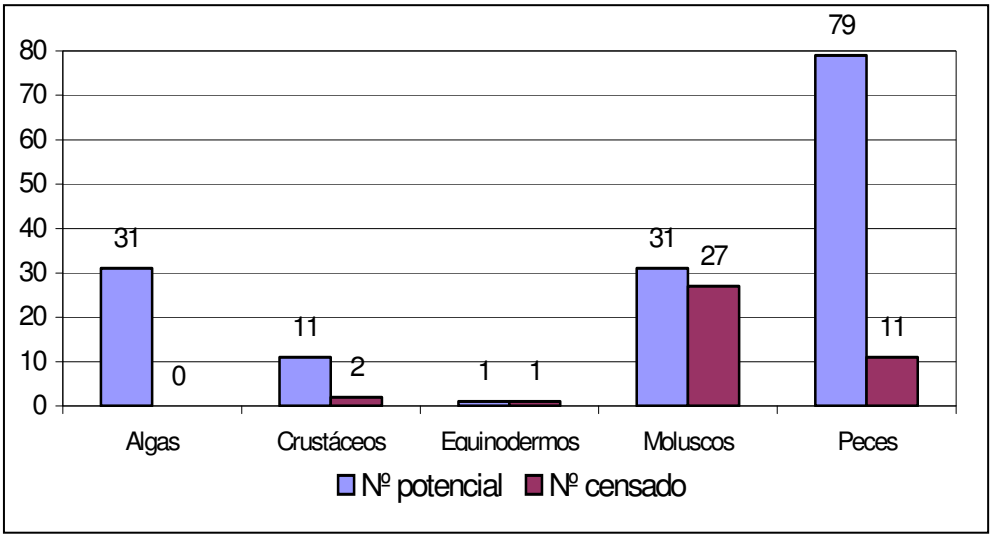


Fig. 7. Número total de especies potencialmente explotables y número de especies explotables censado en aguas del Parque Nacional. (Fuente: CIS, 2006).

Tres especies de moluscos concentran más de las tres cuartas partes de la presión pesquera: el pulpo, con mucha diferencia la especie más capturada, seguido de la vieira y el choco (sepia) (Figura 8).

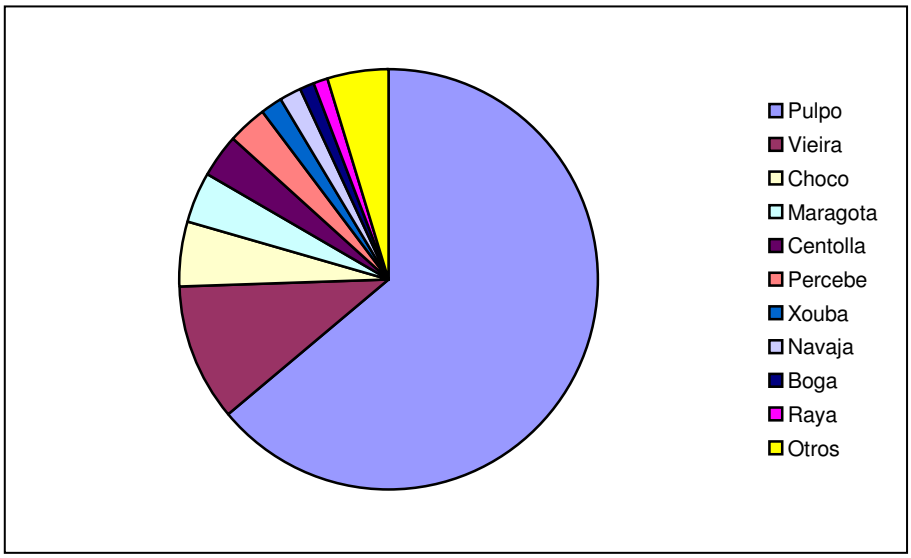


Fig. 8. Importancia relativa de las especies capturadas en aguas del Parque Nacional (tomado de CIS, 2006). La categoría "Otros" reúne especies cuyas cantidades durante el estudio no alcanzaron los 100 kg., en su mayoría peces.

En cuanto a la flota, en el Parque faenan embarcaciones de artes menores, que por su tamaño y equipamientos no se alejan de las aguas costeras, comprendiendo desde pequeñas embarcaciones de madera desde 4 metros de eslora a otras de 19 metros, pasando por todos los tamaños, materiales y equipos auxiliares.

Por lo que respecta al reparto de la flota en los distintos archipiélagos del Parque Nacional, se observa que el mayor número de barcos se concentran en Sálvora, siendo en Ons donde se ha realizado un mayor número de avistamientos de

embarcaciones (Figura 9). Se han registrado embarcaciones provenientes de 22 puertos (Figura 10), siendo las flotas que más frecuentan el Parque las de Bueu (23,33%), Cangas (15,74%), Aguiño (13,61%), Ribeira (10,63%) y Cambados (9,36%). De estos puertos tan sólo en el de Bueu hay barcos que faenan en dos archipiélagos, Ons y Cíes, mientras los de Cangas faenan únicamente en Cíes y los de Aguiño, Ribeira y Cambados lo hacen en Sálvora.

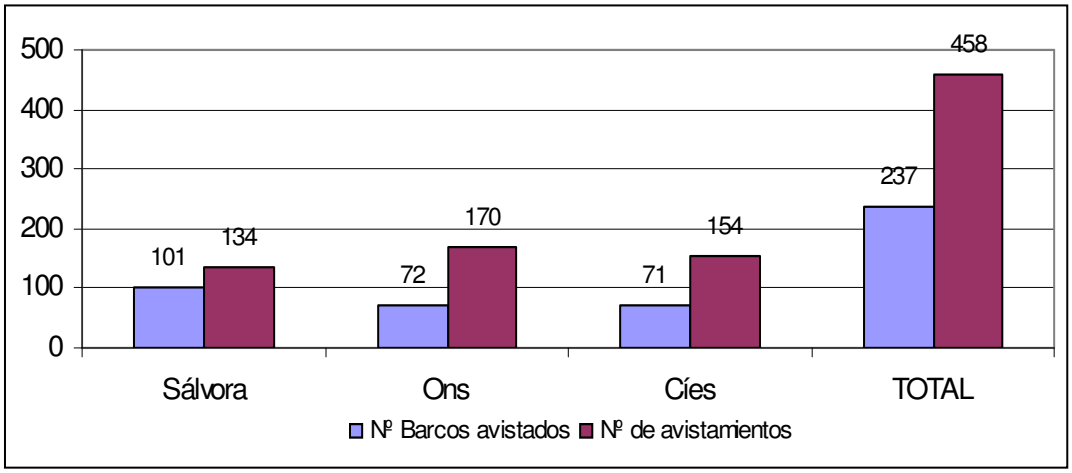


Fig. 9. Número de barcos avistados y número total de avistamientos realizados por cada uno de los archipiélagos del Parque Nacional. (Tomado de CIS, 2006).

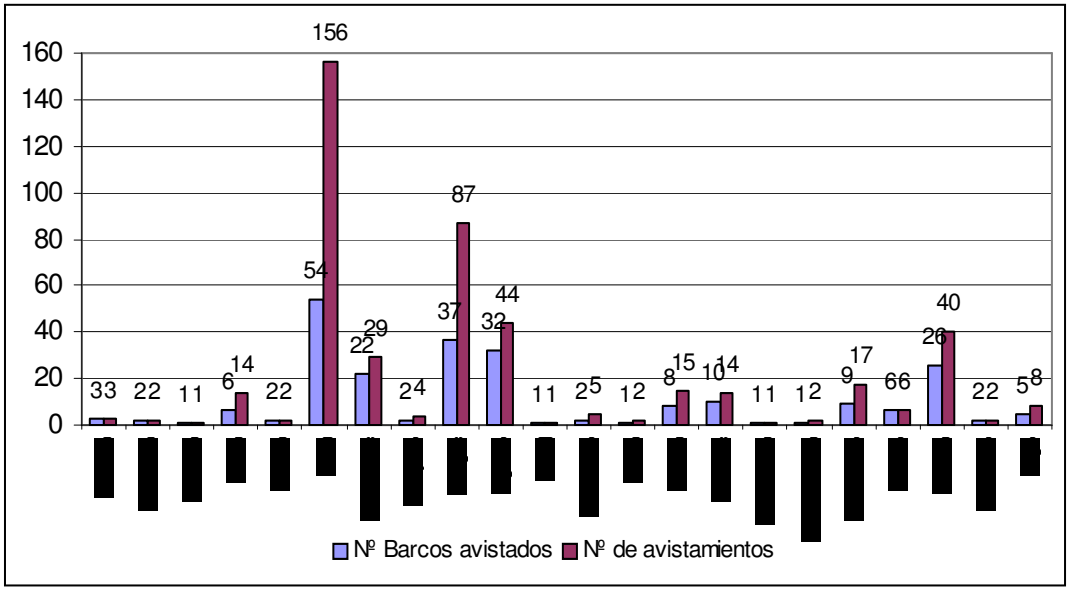


Fig. 10. Número de barcos avistados y número total de avistamientos realizados por cada uno de los puertos de procedencia de las embarcaciones registradas en aguas del Parque Nacional. (Tomado de CIS, 2006).

Las artes de pesca utilizadas por la flota que faena en las aguas del Parque Nacional pueden agruparse de la siguiente forma:

- Nasas. Se utilizan principalmente para la captura de diversos crustáceos, tales como el camarón, gambas, nécoras y centollos, aunque la más utilizada tiene como objetivo de captura el pulpo.

- Artes de anzuelo como líneas, poteras, caceas de curricán o palangres

- Artes de enmalle, son aparejos de red efectúan sus capturas impidiendo el paso de los peces, propiciando que éstos queden enmallados impidiendo su huida. Pueden diferenciarse:

  - Artes fijas que, caladas en el fondo, en la superficie o bien entre aguas, capturan los peces enmallándolos. Betas, volantas, rascos y trasmallos, se diferencian entre ellos por su amplitud de malla, además de capturar especies diferentes. Por ejemplo, el rasco, que es una variedad de la volanta, captura principalmente rapes, mientras esta última captura fundamentalmente merluza; las betas realizan capturas más variadas, trabajando a menor profundidad.

  - Artes de deriva, se utilizan para la pesca de especies pelágicas, principalmente la sardina. Como el xeito.

- Artes de arrastre, como el chinchorro, bou de vara y la rapeta, que buscan la captura de peces bentónicos y marisco.

Por su parte, la actividad marisquera puede realizarse a pie, desde embarcación o mediante buceo. Cada una de estas modalidades permite la utilización de una serie de artes, así:

- Con la excepción de la extracción de mejilla y percebe, apenas existe marisqueo a pie en el Parque, por lo que el principal arte utilizado es la rasqueta.

- Para el marisqueo a flote se utilizan los rastros (de vieira y de navaja) y el endeño remolcado.

- El marisqueo mediante buceo puede realizarse en apnea (captura de navaja y longueirón) o con suministro de aire desde superficie (captura de erizo). En el primer caso no suele utilizarse ningún utensilio y el marisco es recogido con las propias manos, mientras en el segundo las artes utilizadas suelen ser el trueiro o la forquita.

Según un estudio del Centro de Investigaciones Marinas (CIS, 2006a) realizado durante 56 jornadas de campo, el arte menor más importante utilizada en el Parque por la flota de bajura fue la nasa de pulpo. Por detrás en importancia están las artes de enmalle (19%) y las utilizadas para la captura del percebe (18%). Este patrón se presenta tanto en Ons como en Cíes, mientras en el caso de Sálvora las artes se reparten de muy distinta forma, con el mayor número de embarcaciones en la extracción de percebe (38%), seguido de enmalle (23%) y rastro de vieira (15%) (Figura 11).

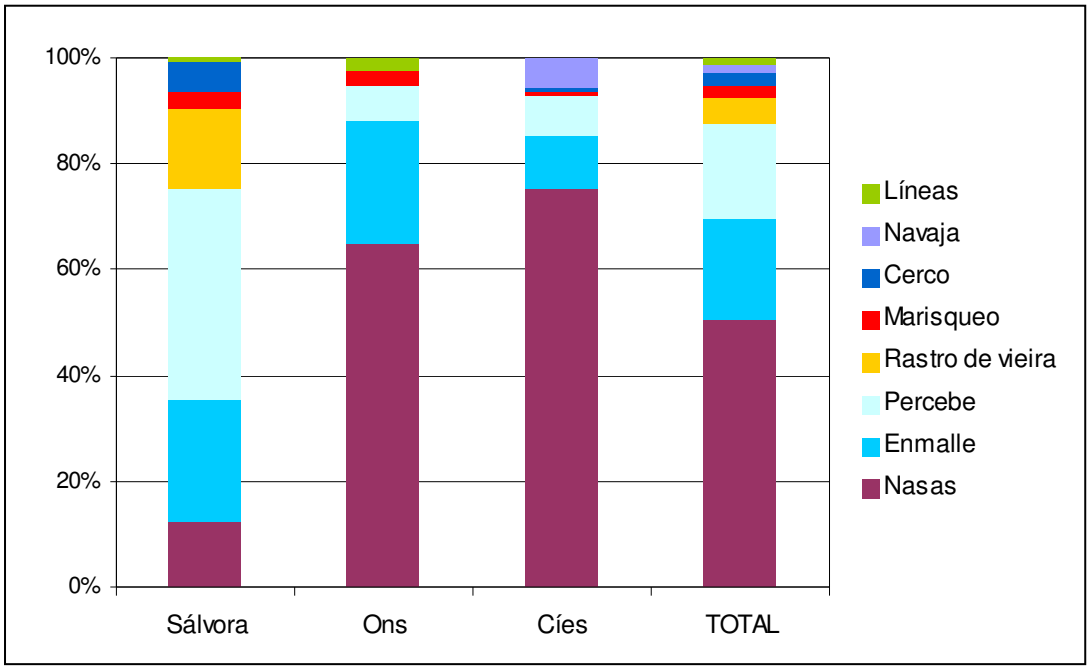


Fig. 11. Importancia relativa de las distintas artes de pesca y marisqueo utilizadas por la flota que faena en cada uno de los archipiélagos del Parque Nacional y en la totalidad del mismo. (Tomado de CIS, 2006).

7. INFRAESTRUCTURAS E INSTALACIONES EXISTENTES

7.1. Infraestructuras y equipamientos de uso público

7.1.1. Red de caminos y viales

Todas las islas del PN cuentan con una red de caminos y viales que, en función de su grado de consolidación y conservación y sus características, son aptos para su utilización exclusivamente a pie o por vehículos. En este último caso, además de las características del trazado, las mejoras del afirmado incluyen roderas y, puntualmente, asfaltado u hormigonado. Además, existe una densa red de sendas y senderos de mejor o peor acceso y ligada principalmente a la pesca y el marisqueo, que por situarse en zonas de reserva son de uso restringido a ciertas actividades autorizadas.

Archipiélago de Cíes

En la isla de San Martiño el único camino apto para vehículos es el que comunica la torre baliza de Bicos con su pequeño embarcardero. Además, existe una reducida red de senderos que fundamentalmente comunican el extremo sur de la playa de San Martiño con la fachada sur de la isla.

En las islas do Faro y de Monte Agudo los caminos accesibles a vehículos comunican el muelle de Rodas con el faro de Monte Faro y con las torres baliza da Porta y do Peito, dando acceso al Cámping Illas Cíes, a varias instalaciones y dependencias del PN y también al muelle de Carracido. Existen además caminos no aptos para vehículos que comunican ambos y que acceden a los altos de Pedra da Campá y do Príncipe.

Archipiélago de Ons

La isla de Onza carece de caminos, existiendo únicamente sendas de uso esporádico y difícil acceso. En la isla de Ons existe una extensa red de caminos, en gran parte apta para vehículos, incluyendo algunos tramos asfaltados. Desde el embarcadero de Ons parten hacia ambos extremos de la isla caminos de recorrido prácticamente perimetral, con varias comunicaciones internas y accesos al área de acampada, el faro y la punta do Centulo.

Archipiélago de Sálvora

En la isla de Sálvora existen caminos aptos para vehículos desde el embarcadero hasta el faro y la aldea abandonada, que se continúan rodeando la isla en sendas de acceso exclusivo a pie.

Archipiélago de Cortegada

Únicamente existe un sendero perimetral accesible a pie.

7.1.2. Senderos interpretativos

Aprovechando la red de caminos existentes, están señalizadas diferentes rutas interpretativas en el Parque Nacional.

Rutas guiadas

El Parque Nacional cuenta con guías-intérpretes especializados para realizar distintas rutas guiadas. Es un servicio gratuito que tiene un número máximo de entre 10 y 15 participantes, dependiendo de la ruta, por lo que es necesario solicitarlo en los puntos de información de las islas o, para grupos organizados, previamente en las oficinas centrales.

En la isla de Ons las rutas realizadas con mayor frecuencia son la del Faro (duración aproximada de 1h45´) y la de Canexol-Caniveliñas (1h15´ de duración), completándose la oferta con las rutas de O Castelo y la Ruta sur (escasamente realizada debido a su larga duración). En las islas Cíes, la ruta guiada más recorrida es la del Alto do Príncipe (1h15´), seguida por la de la Campana (1h30´) y la Intermareal (45´), realizándose de manera ocasional otras rutas (como la del Faro y de Nosa Señora) bajo petición de grupos específicos.

Rutas autoguiadas

Únicamente existen rutas autoguiadas señalizadas en la isla de Ons y en las del Faro y Monte Agudo (Cíes).

En Ons existen cuatro rutas y todas parten desde el punto de información situado en O Curro (embarcadero) y, aunque están señalizadas en un sentido, son circulares, por lo que se pueden recorrer en ambos sentidos. La ruta sur (6.2Km / 2h 30m) es un largo recorrido por la parte sur de la isla, que discurre próximo a gran parte de las playas existentes, pasa por varios barrios isleños con sus construcciones típicas y por las instalaciones del campamento juvenil. La ruta Norte (8.1Km / 3h.) es la ruta más larga y discurre por la parte norte de la isla. También nos ofrece una visión general de la isla de Ons con la particularidad de poder aproximarnos, en una variante de la ruta, al Faro de Ons, punto más alto de las islas (128m). Esta ruta, al igual que la anterior, nos ofrece vistas de ambas caras del archipiélago, con panorámicas de los acantilados de la zona norte y de la playa de Melide. La ruta del Faro (4Km / 1h 15m) es una ruta corta que nos aproxima al Faro de Ons, punto más alto de las islas (128m) con panorámicas de los acantilados, pasando por las casas del barrio de Cucorno. Finalmente, la Ruta do Castelo (1.1Km / 40m) es el itinerario más corto, realizando un paseo cercano a la costa y llegar a la antigua fortificación de O Castelo, con vistas de la Ría de Pontevedra y de la playa de Melide.

En Cíes existen otras cuatro rutas, todas parten desde la caseta de información situada en la islas de Monteagudo y son de ida y vuelta por el mismo lugar. La ruta del Monte Faro (7.4Km /3h, ida y vuelta) es la ruta más larga y la más emblemática, transcurre en su mayor parte por la isla del Faro y sube hasta el Faro de Cíes (175m). Se observan las dunas y playa de Rodas y el sistema que forma con el Lago, pasa próxima a las instalaciones del camping, al punto de información del monasterio de San Estevo y a la playa de Nosa Señora. La ruta del Faro da Porta (5.2Km /2h, ida y vuelta) es de menor dificultad, pasa por el embarcadero de Carracido y se alcanza el Faro da Porta. La ruta del Alto do Príncipe (3Km / 1h 15m, ida y vuelta) transcurre por la isla de Monteagudo alcanzando el Alto del Príncipe. Finalmente, la ruta de Monteagudo (5.6Km / 2h, ida y vuelta) parte hacia el norte, con sendas derivaciones hacia el Faro do Peito y el observatorio de aves.

Otras rutas

Con carácter provisional, en marzo de 2008 se establecieron como únicos itinerarios autorizados en la isla de Sálvora el que circula por la pista que va hasta el Faro y el que va hasta la aldea. El primero es de acceso libre y el segundo únicamente se puede realizar acompañado de guía. En el archipiélago de Cortegada existe una ruta señalizada que rodea el perímetro de la isla de Cortegada, y otro interior que acorta éste.

7.1.3. Centros de interpretación y puntos de información

Archipiélago de Cíes

En las islas Cíes existe un punto de información ubicado a escasa distancia del embarcadero de Rodas, y un centro de información, situado en el antiguo convento de San Estevo, en la isla del Faro. En este centro se ofrece información al visitante, dispone de una sala de audiovisuales, exposición de paneles y maquetas de los elementos más relevantes de este espacio natural.

Archipiélago de Ons

En la isla de Ons existe un punto de información en el muelle de desembarco de Dornas.

7.1.4 Establecimientos hosteleros

Las infraestructuras existentes son las siguientes:

Camping Illas Cíes

Situado en la Illa do Faro (archipiélago de Cíes). De gestión privada, tiene una capacidad máxima de 800 plazas y cada visitante puede alojarse un máximo de 15 días. Sólo está abierto en Semana Santa y temporada de verano, aproximadamente del 15 de junio al 15 de septiembre. La reserva puede realizarse por teléfono. En la oficina del camping de la estación náutica de Vigo se formaliza la tarjeta de campista que más tarde se deberá entregar en la recepción del camping y que es necesaria para que la naviera venda un billete de pernocta, de lo contrario la naviera sólo puede vender billetes de ida y vuelta en el mismo día.

Zona de acampada controlada de Ons

Gestionado por el propio Parque, se ubica en el lugar conocido como Chan da Pólvora y está abierta del 1 de junio al 30 de septiembre; fuera de este periodo no se puede pernoctar. Es un servicio gratuito que cuenta con unos servicios mínimos de cinco baños y seis duchas de agua fría, así como fuentes de agua no Potable. Existe fijado un aforo de 200 usuarios diarios. Aunque actualmente está en proceso de regulación, para poder pernoctar en él es obligatorio e imprescindible sacar la tarjeta de acampada en las taquillas de las navieras, para lo que hay que especificar en las mismas que se va a acampar y solicitar la tarjeta y el billete de barco de pernocta. En el punto de información de la isla de Ons debe entregarse la tarjeta y mostrar el billete y DNI para formalizar el permiso de acampada. Se recomienda consultar telefónicamente en las oficinas del Parque las condiciones de pernocta dado que estas

están en proceso de regulación y pueden sufrir variaciones.

Restaurantes, bares y hostales (Novotec, 2003 y Ramil 2008)

En el Parque Nacional existen un total de siete instalaciones de este tipo, tres en las islas Cíes y cuatro en la isla de Ons. En el caso de las islas Cíes hay un restaurante en el embarcadero de Rodas (Illa de Monte Agudo) y otros dos restaurantes/bares en el entorno del camping (Illa do Faro) (uno de ellos es el restaurante del propio camping). El periodo de actividad de estos tres establecimientos se adapta fundamentalmente a la existencia de servicio de transporte de visitantes.

En la isla de Ons se encuentran cuatro instalaciones de estas características, dos de las cuales permanecen abiertas durante todo el año. Las instalaciones fijas son tres restaurantes que se encuentran en el entorno de O Curro, dos de los cuales ofrecen servicios de hostal con habitaciones y apartamentos y no cierran en época invernal, completándose la oferta hostelera con un chiringuito desmontable emplazado en la playa de Area dos Cans.

Finalmente, en la isla de Ons y en menor medida en Cíes algunos particulares prestan servicios de pernocta y estancia en viviendas y construcciones anexas en época estival, en situación administrativa irregular.

7.1.5. Otras infraestructuras

Campamentos

En las islas Cíes se encuentran las instalaciones de un campo de trabajo en las inmediaciones de la playa de A Cantareira, en la isla de Monte Agudo. Cuenta con un espacio para instalación de tiendas de campaña, una caseta para cocina, otra como sala multiusos/comedor, y aseos y duchas. En 2008 se ofertaron varios turnos con un máximo de 25 plazas.

En la isla de Ons existe un campamento y campo de trabajo en el lugar de Pereiró, que consta de un espacio para tiendas de campaña, una zona de abrigo para reuniones, un edificio de cocina/comedor, otro de aseos y un campo de juegos. En 2008 el campamento ofertó dos turnos con un máximo de 60 plazas.

Observatorios de aves

En las islas Cíes existen sendos observatorios de aves en los lugares de A Campá (isla do Faro) y O Peito (isla de Monteagudo), diseñados para la observación de colonias de aves marinas.

Miradores

En las islas de O Faro y Monteagudo (Cíes) existen miradores en el Alto do Principe y Chancelos, y en la isla de Ons en Buraco do Inferno, Fedorentos, Punta do Castelo y Punta Centolo.

Merenderos, fuentes y aseos públicos

En las islas Cíes existen cuatro áreas de descanso o merenderos dotados de

bancos y mesas, y servicios públicos en el camping Illas Cíes (en la isla de O Faro). En la isla de Ons son tres las áreas de descanso habilitadas, con los únicos servicios públicos existentes situados en el área de acampada de Chan da Pólvora y Melide. Además, existen varias fuentes públicas en las islas Cíes (Carracido, Convento o Figueiras) y hasta 10 manantiales en Ons, siendo las principales fuentes las de O Gaiteiro, Caniveliñas, Cucorno, Caño y Melide) (Grupo de Hidrología Subterránea, 1999).

7.2. Embarcaderos y áreas de fondeo

Embarcaderos

En el archipiélago de Cíes existe un punto de atraque en mal estado en la isla de San Martiño (muelle de Bicos), de uso restringido de la Autoridad Portuaria de Vigo; en esta isla está autorizado el desembarco con embarcación de apoyo. En la isla do Faro se encuentra el muelle de Carracido (se precisa permiso de la Autoridad Portuaria de Vigo para su utilización) y en la de Monte Agudo el de Rodas, el único punto de desembarco autorizado, utilizado por las líneas regulares de transporte de pasajeros, embarcaciones de recreo, administración y otros particulares. En la isla de Ons existe un sólo embarcadero en el barrio de O Curro, que es el utilizado por las navieras, y que es propiedad de la Autoridad Portuaria de Marín y Ría de Pontevedra (Ministerio de Fomento); salvo autorización expresa de dicha Autoridad Portuaria, no se permite atracar ni usar dicha instalación. En la isla de Sálvora el muelle existente es propiedad de la Autoridad Portuaria de Vilagarcía (Ministerio de Fomento), y salvo autorización expresa de dicha entidad no se permite atracar ni usar esa instalación. Finalmente, en la isla de Cortegada no hay en la actualidad ningún punto de atraque seguro, existiendo únicamente los restos de un antiguo muelle.

Áreas de fondeo

Según la normativa en vigor, las únicas áreas de fondeo autorizadas son las siguientes:

Archipiélago de Cíes: San Martiño (Illa de San Martiño), Nosa Señora (Illa do Faro) y Rodas (Monte Agudo).

Archipiélago de Ons: Zona de Dornas-Castelo y Melide (Isla de Ons).

Archipiélago de Sálvora: Praia do Castelo o do Almacén

En estas zonas están balizadas las zonas reservadas a bañistas (200 m a la línea de playa).

7.3. Viviendas y otras construcciones

7.3.1. Dependientes de la administración

El PN dispone de distintas edificaciones para el alojamiento del personal y labores administrativas. Así, en las islas Cíes, existen cuatro viviendas para uso de los trabajadores, que cuentan con pequeñas instalaciones anexas para almacenamiento de combustibles y materiales. En el caso de la isla de Ons, todos los trabajadores, excepto el Guarda Forestal que se aloja en la antigua casa del maestro, se alojan en la

misma vivienda del barrio de O Curro. La vivienda de uso común dispone de un patio con distintas estancias, las cuales se han aprovechado para el almacenamiento de leña, de herramientas, vehículos y para instalar los grupos electrógenos. En ambos casos, se cuenta con una pequeña oficina para tareas administrativas.

Tras su paso a titularidad pública, en Sálvora se cuentan como únicas construcciones (además del Faro) el denominado Pazo y la aldea abandonada de Sálvora. En la actualidad, el personal del PN está trabajando y pernoctando en las instalaciones cedidas por la Autoridad Portuaria de Vilagarcía.

En Cortegada sólo existen las ruinas de varias viviendas y una capilla. Para las tareas de vigilancia e información se ha optado por la colocación temporal de una caseta de obra de madera.

7.3.2. Particulares

En las islas Cíes y en la isla de Ons existen viviendas particulares. La isla de Ons es la que más viviendas posee, con un total de 98 y 12 vecinos habitando a lo largo de todo el año (Novotec, 2003), contando además con diversas construcciones civiles en el barrio do Curro (Iglesia, Centro Cívico…). En las islas Cíes existen escasas viviendas particulares (concentradas en las islas de Monteagudo y O Faro), con uso estacional, en su mayor parte relacionadas con los servicios de hostelería de las islas.

7.4. Generación de energía e iluminación

7.4.1. Instalaciones de generación de energía

De forma general, la energía eléctrica consumida dentro de los límites del PN es generada por grupos electrógenos, que utilizan gasóleo como combustible. En la isla de Ons existen dos generadores principales de 200 y 134 KVA y en Cíes uno de 40000 w, aunque los principales establecimientos hosteleros y algunos particulares cuentan con generadores propios de menor potencia, que se complementan con el generador de uso común de la isla (Novotec, 2003). En el caso de los generadores de Cíes y Ons, sus emisiones sonoras superan los niveles permitidos; si bien el de Ons se encuentra pendiente de sustituir, el de Cíes es moderno (Tragasatec, 2006). Como complemento de los generadores, en las islas Cíes existen además dos instalaciones solares que suministran energía (Tabla 17).

INSTALACIÓN	ELEMENTO	Nº Y POTENCIA UNITARIA	EN USO	USO
Casa del Personal	Paneles Solares	4 x 12 V (85 W)	No	Energía Eléctrica y Carga Emisora
Generador Solar Fotovoltaico	Paneles Solares	162 x 12 V (75 W)	Si	Energía Eléctrica de instalaciones

Tabla 17. Inventario de fuentes de energías alternativas presentes en el Parque nacional. (Tomado de Tragsatec, 2006).

7.4.2. Iluminación pública

De las instalaciones de iluminación exterior de las dependencias del PN, sólo algunas se consideran fuente relevante de contaminación lumínica (Tragasatec, 2006).

7.5. Suministro de agua y tratamiento de residuos

7.5.1. Suministro de agua

El abastecimiento de agua para cada vivienda o actividad en las islas Cíes y Ons se realiza por pozos o captaciones independientes, recurriendo en algunos casos a los manantiales públicos cuando lo exige la demanda (Novotec, 2003). Además, el restaurante de Rodas (islas Cíes) dispone de una desaladora de agua marina. Las captaciones no disponen de contadores, por lo que no es posible establecer con exactitud la cantidad de agua consumida. En la Tabla siguiente, tomada de Novotec (2003) se aportan unos valores de referencia de consumos de agua:

Isla	Periodo	Cantidad	Uso del agua
ONS*	Todo el año	6700 m3/año	Casa de Guarda Forestal y viviendas de operarios Riego de pequeñas parcelas de cultivo Bares y restaurantes Zona de acampada Albergue de verano
CÍES**	Verano (Junio-Septiembre)	103,5-125 m3/día	Casa de Guarda Forestal y viviendas próximas Campo de trabajo Fuente de Carracido Instalaciones del camping Bares y restaurantes

*Fuente: “Estudio hidrológico preliminar de las islas Ons. Informe Técnico de progreso nº 2”. Grupo de Hidrología subterránea. ETS Ingenieros de Caminos. Instituto de Medio Ambiente. Universidad de A Coruña (2000).
**Fuente: “Investigación del agua en las islas Cíes: Informe de inventario y necesidades de agua”. Paulino Alegre. Departamento de diseño en Ingeniería de la Universidad de Vigo. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Pontevedra (1998).

7.5.2. Tratamiento de aguas residuales

Según la información existente, todas las instalaciones y viviendas existentes en el PN disponen de fosas sépticas para la recogida de las aguas residuales generadas y/o de sistemas de tratamiento del vertido. Algunas de las fosas son estancas (Servicio Médico y Campo de Trabajo Cíes) y/o disponen de separadores de grasas, y tanto éstos como las fosas se vacían y limpian, sin una periodicidad estipulada. En algunos/todos los casos los residuos procedentes del vaciado de la fosa se almacenan hasta que son trasladados en barco hasta los puertos de Bueu Vigo (caso del Centro de información, viviendas y resto de instalaciones del PN). Ni el Parque ni las viviendas de las islas disponen de autorización de vertido por parte de la Administración (Novotec, 2003; Tragasatec, 2006).

En las islas Cíes, el camping es el punto más importante de producción de aguas residuales. Las aguas residuales generadas son vertidas en una fosa séptica, donde

pasan posteriormente a un decantador, seguido de un proceso digestivo y por último a unos tanques donde finaliza el proceso de digestión. Por medio de una conducción, las aguas una vez depuradas son vertidas al mar en la zona occidental de la isla. Dos veces al año esta fosa es vaciada y los residuos generados son enviados por barco hasta el puerto de Vigo. (Novotec, 2003).

En la isla de Ons existe una depuradora SMA con capacidad para 250 habitantes equivalentes, que trata parte de los efluentes del núcleo de O Curro. El resto de las viviendas disponen de su propia fosa séptica que va filtrando el agua al terreno. Las aguas residuales generadas en el campo de trabajo son vertidas a dos fosas sépticas, la perteneciente a los baños y la que corresponde a la cocina, que además dispone de un separador de grasas. Además, el agua de los lavaderos públicos existentes es vertida directamente al suelo, excepto el agua del lavadero de Pereiró, en el que las aguas son reutilizadas para el riego (Novotec, 2003).

7.5.3. Tratamiento de residuos sólidos

La recogida de todos los residuos asimilables a urbanos en el interior del PN es gestionada en un punto limpio por cada isla (Cíes y Ons), que reúne los restos generados por la hostelería, los vecinos y el personal de administración del PN. La separación de residuos se aplica principalmente al vidrio, con menor utilización de contenedores de papel y envases. Estos residuos se transportan al continente dos veces por semana, siempre que lo permitan las condiciones meteorológicas (con menor frecuencia en otoño e invierno). Posteriormente cada uno de los ayuntamientos se encarga de los residuos urbanos generados en sus islas. (Tragasatec, 2006).

En estos mismos puntos limpios se acumulan el resto de los residuos generados, es decir, los peligrosos. Actualmente se dispone de contenedores específicos estancos para cada uno de los residuos peligrosos generados. Estos contenedores están además tapados con una lona específica que evita elementos atmosféricos. No obstante, al carecer de medidas adecuadas de control de vertidos, probablemente mucho del terreno sobre el que se sitúan estos depósitos, o se han situado residuos peligrosos durante años, esté contaminado (Tragsatec, 2006).

Según Novotec (2003), el Parque Nacional no se está registrado en el Registro de Productores de Residuos Peligrosos, no disponiendo de un libro registro ni de ningún documento de entrega y gestión de los residuos peligrosos generados

En la actualidad, la mayor parte de los residuos generados por los visitantes durante su estancia son transportados por los propios usuarios a su regreso al continente, y se han eliminado los contenedores de residuos y papeleras.

7.6. Otras infraestructuras

Lavaderos públicos

Estas edificaciones sólo existen en la isla de Ons, en la que se llegan a encontrar un total de siete. Algunos de ellos todavía están uso, sobre todo el que está en la zona de Pereiró, que es empleado tanto por los habitantes de la zona como por las personas que utilizan el albergue (Novotec, 2003).

Líneas eléctricas y telefonía

En las islas se genera energía eléctrica principalmente a través de grupos electrógenos. La energía eléctrica es distribuida a las instalaciones por medio de una red eléctrica. En el caso de las islas Cíes, la energía también se genera a través de placas solares, y la energía es distribuida por medio de líneas subterráneas. En la isla de Ons toda la energía es generada a través de grupos electrógenos, y es distribuida mediante una red aérea tanto a las instalaciones del Parque como a las viviendas de los vecinos. En las islas Cíes y Ons existen sendas antenas de telefonía, que dan servicio tanto al personal del Parque como a los visitantes, y también varios teléfonos públicos.

Dique de Cíes

La construcción del primer dique de cierre del Lago dos Nenos, que une las islas del Faro y de Monteagudo, en el archipiélago de Cíes, data de finales del siglo XIX. En la parte norte de la laguna todavía se conservan los restos de las antiguas instalaciones derivadas del funcionamiento del vivero que motivó la construcción de esta estructura. Posteriormente, con el desmantelamiento del vivero en la década de los 80, coincidiendo con la protección de las Cíes como Parque Natural, se procedió a la reconstrucción del dique con el único fin de comunicar las islas del Faro y de Monteagudo. Tras la reconstrucción del dique éste se amplió en sucesivas ocasiones. El dique actual se encuentra en la actualidad en mal estado de conservación, tanto desde el punto de vista estructural como desde el punto de vista de su funcionamiento hidráulico. El malecón comunica el interior y exterior del lago mediante dos canales principales y varios pasos de agua a través de tubos y grietas existentes en la propia estructura. Los dos canales principales de 3.5 m de alto y 0.5 m de ancho (ancho libre equivalente de 0.4 m) permiten el paso de 3.91 m3/s (INCT, 2006).

Instalaciones sanitarias

Las islas Cíes y Ons disponen en temporada de verano de un servicio médico prestado por la Cruz Roja. Este servicio se presta en sendas casetas de madera instaladas en las islas de Ons y Monte Agudo.

Instalaciones/Medios contra incendios

El PN dispone de un protocolo de actuación en caso de incendio y se encuentra en fase de actualización un plan de evacuación. Como el Parque está ubicado en las provincias de A Coruña y Pontevedra, las islas pertenecen a dos centros de coordinación provinciales:

Centro de coordinación de A Coruña:	Distrito IV (Barbanza)
Centro de Coordinación de Pontevedra:	Distrito XVIII (Baixo Miño)
	Distrito XIX (Caldas-O Salnés)

Los medios de extinción disponibles son: motobombas, depósitos de agua, red de transmisiones y vehículos (todoterrenos y tractores), además de contar con la colaboración de los medios de la Xunta de Galicia: transporte aéreos (Servicio Defensa Contra Incendios Forestales), marítimos y terrestres.

Faros, balizas y boyas

Dentro de los límites del PN existe sendos faros en las islas Cíes (Monte Faro), Ons y Sálvora, y únicamente este último está habitado por farero. Existen además cuatro torres balizas en el archipiélago de Cíes (Agoeiro, Os Bicos, A Porta y O Peito), dos en el de Sálvora (Sagres y Pedra do Sargo), y dos balizas en el archipiélago de Ons (muelle de Ons y Os Camoucos) y una en el de Cíes (Pedra Borrón).

Estas señales dependen de las autoridades portuarias de Vilagarcía de Arousa (archipiélago de Sálvora), Marín y ría de Pontevedra (archipiélago de Ons) y Vigo (archipiélago de Cíes).

Finalmente, dentro de los límites del PN están fondeada una boya de medición de parámetros oceanográficos y meteorológicos situada al sur del islote de Agoeiro (Cíes), dependiente del Intecmar (Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos).

8. ENTORNO SOCIOECONÓMICO

Se ofrece a continuación una síntesis de la información disponible sobre el medio social y económico del PNMTIAG y su entorno. Aunque es notoria la carencia de estudios de detalle centrados en el propio espacio protegido, en la actualidad está en marcha un proyecto de investigación concedido en 2007 por el OAPN con una duración de 2 años para analizar el impacto socioeconómico del PNMTIAG, titulado **"**Impacto socioeconómico del Parque Nacional de las Islas Atlánticas"**,** cuya investigadora principal es Mª Luz Loureiro García, del Grupo de Investigación de Economía Ambiental y Gestión Sostenible de los Recursos Naturales de la Universidad de Santiago de Compostela.

8.1. Análisis de la población

La superficie del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia se extiende por un territorio insular formado por los archipiélagos de Cíes, Ons, Sálvora y Cortegada, ligados históricamente a una serie de comarcas y municipios que ocupan las costas de las Rías Baixas entre la ría de Arousa y la de Vigo. Este territorio se reparte entre las comarcas costeras de O Barbanza, O Salnés, Pontevedra, O Morrazo y Vigo, que suponen una superficie total de 1.897,72 km^2 y albergan una población total de 793.993 habitantes (Tabla 18).

Comarca	**Superficie (km^2)**	**Número de habitantes (2007)**
O Barbanza	247	66.854
O Salnés	272,2	108.685
O Morrazo	140,7	82.361
Pontevedra	624,42	121.004
Vigo	613,4	415.089
TOTAL	1.897,72	793.993

Tabla 18. Superficie y número de habitantes del área de influencia del P.N. Islas Atlánticas. Fuente I.G.E. 2007.

Los archipiélagos de Cortegada, perteneciente al ayuntamiento de Vilagarcía de Arousa, y Sálvora, perteneciente al ayuntamiento de Ribeira, ambos en la ría de Arousa, están enmarcados en las comarcas de O Barbanza y O Salnés.

La comarca de O Barbanza se extiende por los concellos de Boiro, A Pobra do Caramiñal, Rianxo y Ribeira, ocupando la orilla septentrional de la ría de Arousa, con una extensión de 247 km^2. Se trata de una comarca de fuerte crecimiento demográfico en el último siglo, habiendo pasado de los 35.988 habitantes del año 1900 a los 66.854 del año 2006. Esta pujanza demográfica está directamente relacionada con el desarrollo de actividades pesqueras en todos los concellos de la comarca, así como con la instalación de una potente industria conservera vinculada a esas actividades. Al contrario de la mayoría de comarcas gallegas, en O Barbanza apenas se han producido períodos de retroceso demográfico a lo largo del siglo XX, si exceptuamos la década posterior a la Guerra Civil y el comienzo de la década de los 80, coincidiendo con la crisis del sector pesquero y los cambios socioculturales del país. Pero aún así, en conjunto, no se produjo retroceso por la pujanza de los dos motores económicos de la comarca: Boiro y, sobre todo, Ribeira. El resultado es una comarca

densamente poblada (271 hab/km^2), con un índice de juventud entorno al 20% y una edad media poblacional que se sitúa en los 43,7 años. En el último lustro la comarca ha sufrido un pequeño estancamiento demográfico, sobre todo en los municipios de A Pobra y Rianxo.

El municipio de Ribeira se sitúa en el extremo suroeste de la comarca de O Barbanza, ocupando una extensión de 65,1 km^2. Mantiene un fuerte crecimiento demográfico desde principios del siglo XX, multiplicando su población desde los 12.218 hab. de 1900 hasta los actuales 27.053 (Tabla 19), que se reparten por nueve parroquias. Tiene un núcleo urbano importante enclavado en Sta. Uxía de Ribeira, con más de 14.000 hab., que determina una densidad poblacional de 415 hab/km^2 de media municipal.

Municipio	1900	1930	1960	1981	1996	2007
Ribeira	12.218	16.870	20.697	24.542	26.582	27.053

Tabla 19. Evolución población Sta. Uxía de Ribeira 1900-2007. Fuente I.G.E. 2007

Su estructura poblacional se caracteriza por un crecimiento vegetativo moderado que se ha estancado en los últimos años, pero que mantiene una edad media de 40 años y unos índices de vejez por debajo de la media comarcal, así como un índice de natalidad superior al 9 ‰ y una baja mortalidad del 8,7 ‰. Por lo que se refiere a la isla de Sálvora, perteneciente a la parroquia ribeirense de Aguiño, está deshabitada desde comienzos de la década de los setenta del siglo XX.

La comarca de O Salnés se ciñe a la península del mismo nombre, situada entre la ría de Arousa y la ría de Pontevedra. Con una población total de 108.685 habitantes (año 2007) abarca una extensión de 272,2 km^2 perteneciente a los municipios de Illa de Arousa, Vilagarcía de Arousa, Vilanova de Arousa, Cambados, O Grove, Meaño, Meis, Ribadumia e Sanxenxo.

La comarca mantuvo un crecimiento sostenido a lo largo de todo el siglo XX, pasando de los 48.564 hab. de 1900 a superar los 100.000 h. en la actualidad. Pese a los períodos de estancamiento de la década de los sesenta pronto se invirtió la tendencia con la creación por parte del Estado del Polo de Desarrollo Industrial de Vilagarcía de Arousa. El crecimiento del puerto de Vilagarcía y el sector industrial de su área de influencia repercutirá en los concellos del litoral frente a los de interior como Meis, Ribadumia, Meaño o Vilanova de Arousa, que fueron perdiendo población.

En la actualidad, existe una significativa diferencia demográfica entre municipios interiores y litorales, donde la densidad de población llega a superar los 500 hab/km^2 frente a la media comarcal de 377,27 hab/km^2. Perviven espacios urbanos de gran importancia como O Grove, Cambados, Sanxenxo o Vilagarcía de Arousa (una de las principales ciudades de Galicia), con zonas de espacio rururbano en los concellos del interior.

Vilagarcía es el núcleo más importante de la comarca de O Salnés, con una superficie de 47,9 km^2 y 36.519 habitantes. La densidad media del municipio es de 825 hab/km^2, aunque hay que destacar que una gran parte de la población se corresponde con el núcleo urbano de Arealonga (20.659 hab.). El dinamismo

económico de la ciudad a lo largo del siglo XX supuso un crecimiento demográfico importante constituyéndose en la séptima ciudad de Galicia por número de habitantes.

Municipio	1900	1930	1960	1981	1996	2007
Vilagarcía de Arousa	12.734	16.672	20.771	29.453	32.375	36.519

Tabla 20. Evolución población Vilagarcía de Arousa 1900-2007. Fuente I.G.E. 2007

La isla de Cortegada, situada en la costa noriental de la ría de Arosa, en el litoral de la parroquia de Carril, estuvo habitada hasta principios del siglo XX pero en la actualidad no posee enclaves de población.

El archipiélago de Ons, situado a la entrada de la ría de Pontevedra, cabalga entre las comarcas de O Salnés y O Morrazo, a la que pertenece el ayuntamiento de Bueu, término municipal en el que se inscriben las islas. O Morrazo se extiende por la península del mismo nombre separando las rías de Pontevedra y Vigo. Esta comarca tiene una superficie de 140,7 km^2 y cuenta con una población que en el 2007 alcanzaba los 82.361 habitantes distribuidos en los concellos de Bueu, Cangas, Marín y Moaña. Su situación entre dos grandes núcleos urbanos como son Vigo y Pontevedra explica la dependencia socioeconómica de ambas: Bueu y Marín más vinculadas a Pontevedra y Cangas y Moaña hacia el área urbana de Vigo. Esta vinculación es la causa así mismo, de su desarrollo demográfico que supuso un crecimiento continuado en los últimos años, sobre todo en los casos de Cangas y Moaña, de manera que en la actualidad se alcanza una densidad media bastante elevada: 585 hab/km^2.

El concello de Bueu cuenta en la actualidad con una población de 12.537 habitantes repartidos por las seis parroquias que lo conforman. Con una extensión de 30,8 km^2 tiene una densidad media de 407 hab/km^2. Su estructura demográfica se caracteriza por un crecimiento continuado en el último siglo que en el último lustro se ha moderado, aunque en el 2007 seguía manteniendo un pequeño índice de crecimiento (ver Tabla 21). Mantiene una tasa de natalidad bastante alta del 8,3 ‰ y una tasa de mortalidad relativamente baja del 7,8 ‰, lo que repercute en un saldo vegetativo y una edad media baja (40,2 años) respecto a la media provincial.

	1900	1930	1960	1981	1996	2007
Bueu	7.233	9.150	10.317	11.961	12.599	12.537
Isla de Ons	299	375	464	16	55	71

Tabla 21. Evolución poblaciones de Bueu y las Islas de Ons 1900-2007. Fuente I.G.E. 2007.

La isla de Ons cuenta en la actualidad sólo con 71 habitantes permanentes asentados en la cara oriental de la isla, en 9 lugares entre los que destaca O Curro, lugar donde está situado el puerto y las principales instalaciones hosteleras. Tradicionalmente fue un enclave de población con una alta densidad que llegó a superar los 500 habitantes en la década de los años 50; sin embargo, la falta de servicios básicos llevó a una fuerte despoblación que tuvo su punto más bajo en los 16 habitantes del año 1981. A partir de ahí se iniciaría un aumento continuo y moderado a medida que mejoraban las infraestructuras y las comodidades de la isla. Pese a todo, muchos isleños que abandonaron Ons para asentarse en el continente (sobre todo en

Bueu) siguen teniendo viviendas en ella y pasan temporadas largas en la época estival así como en fines de semana y vacaciones estacionales.

El archipiélago de Cíes pertenece al ayuntamiento de Vigo, aunque se sitúa en el área de influencia de esta comarca y la de O Morrazo. El área comarcal de Vigo ocupa una superficie de 613,4 km^2 y abarca un total de 11 municipios: Baiona, Mos, Salceda, Gondomar, Pazos de Borbén, O Porriño, Soutomaior, Fornelos de Montes, Nigrán, Redondela y Vigo. Se trata de un espacio que ocupa uno de los márgenes de la ría de Vigo y que alcanza una población total de 415.089 habitantes y una densidad de 677 hab/km^2. Con un índice de envejecimiento bastante bajo para la media gallega, casi en el 16 %, esta comarca se caracteriza por su dinamismo demográfico que en los últimos años se ha ido desplazando desde el núcleo urbano de Vigo a otros municipios próximos como Nigrán, Gondomar o Salceda de Caselas. El resultado es una población que cuenta con una edad media de 42 años, unas tasas de natalidad por encima de la media provincial (9,2 ‰) y las de mortalidad por debajo (8,1 ‰), lo que supone un crecimiento moderado. La ciudad de Vigo es el gran motor socioeconómico de esta comarca. En el año 2007 la población total ascendía a 293.772 habitantes, que ocupan una superficie de 109,1 km^2 (ver Tabla 22). La densidad de población es de 2.688 hab/km^2, aunque esa densidad se multiplica en el núcleo urbano principal. Su población se caracteriza por una edad media de 40,9 años. En los últimos años tiende a recuperar un saldo vegetativo positivo gracias a un ligero aumento de las tasas de natalidad (9 ‰) y el descenso de la mortalidad (8,2 ‰), así como a la inmigración, que en Vigo ya alcanza el 3,8 % del total de la población.

Las islas Cíes no están habitadas permanentemente en la actualidad, y reciben visitantes fundamentalmente a lo largo de los meses estivales y períodos vacacionales.

Municipio	1900	1930	1960	1981	1996	2007
Vigo	23.259	65.017	144.914	258.724	285.774	293.255

Tabla 22. Evolución población concello de Vigo 1900-2007. Fuente I.G.E. 2007

Finalmente, completando el conjunto de comarcas con influencia en el PN, la de Pontevedra ocupa una superficie total de 624,42 km^2 y se sitúa desde el fondo de la ría de Pontevedra hasta las sierras interiores de la provincia. Está formada por los concellos costeros de Pontevedra, Poio y Vilaboa además de los municipios interiores de Barro, Cotobade, Campo Lameiro, A Lama y Pontecaldelas. Su población alcanzaba en el 2007 los 121.004 habitantes con una densidad de 194 hab/km^2, atenuada por el menor poblamiento de los municipios interiores, que además elevan notablemente la media de edad comarcal (44 años).

PRINCIPALES INDICADORES DEMOGRÁFICOS POR COMARCAS Y MUNICIPIOS (Fuente: Instituto Galego de Estatística, 2007)

COMARCA	**Población total**	**Extranjeros**	**Densidad población**	**Edad media**
Barbanza	66.854	1,67	271	43,7
O Morrazo	82.361	2,30	585	42
Pontevedra	121.004	3,18	194	44
O Salnés	108.685	2,48	395	43
Vigo	415.089	3,45	677	43

MUNICIPIO	**Población total**	**Extranjeros**	**Densidad población**	**Edad media**
Bueu	12.537	0,90	407	40,2
Ribeira	27.053	2,51	393	40,0
Vigo	293.255	3,83	2.689	40,9
Vilagarcía	36.519	3,77	825	40,1
Isla de Ons	71	0	-	40,2

COMARCA	**Indice vejez**	**Crecimiento vegetativo**	**Tasa natalidad**	**Tasa mortalidad**
Barbanza	18,6	-24	9,3	9,6
O Morrazo	15,9	145	9,6	7,9
Pontevedra	30,6	45	9,2	8,9
O Salnés	17,5	48	9,5	9,0
Vigo	16,2	447	9,2	8,1

MUNICIPIO	**Indice vejez**	**Crecimiento vegetativo**	**Tasa natalidad**	**Tasa mortalidad**
Bueu	16,9	6	8,3	7,8
Ribeira	17,2	2	9,1	9,0
Vigo	16,5	242	9,0	8,2
Vilagarcía	16,7	49	9,5	8,2
Isla de Ons	-	-	-	-

8.2 La base económica

8.2.1. Renta y población activa

El nivel de renta media en la comunidad de Galicia alcanzaba en el 2007 un total de 11.833 euros por habitante, que en el ámbito del PNMTIAG sólo son superados por el municipio de Vigo, uno de los principales motores socioeconómicos de la comunidad autónoma, con 12.027 euros/hab. Si nos fijamos en las tablas de actividad económica en las ciudades y comarcas relacionadas con el Parque Nacional de las Islas

Atlánticas observaremos que tan sólo en las comarcas de O Morrazo, Pontevedra y Vigo encontraremos niveles de renta familiar próximos a la media gallega (ver Tablas 23 y 24).

COMARCA	**Renta familiar(e/hab)**	**Tasa de paro %**	**I.A.E.**	**I.A.I.**	**I.A.T**
Barbanza	10.224	5,7	150	119	181
Morrazo	10.686	6,9	161	108	140
Pontevedra	11.705	6,1	411	286	359
Salnés	10.859	6,7	341	278	341
Vigo	11.720	7,1	1.858	1.648	1.237
GALICIA	11.833	6,0	10.000	10.000	10.000

Tabla 23. Niveles de Renta media y valores de desarrollo económico en comarcas del P.N. Islas Atlánticas. Fuente: Informe socioeconómico Caixanova 2007. I.A.E. Índice de Actividad económica. IAI. Índice de Actividad Industrial. Índice de Actividad Turística.

CIUDAD	**Renta familiar (e/hab)**	**Tasa de paro %**	**I.A.E.**	**I.A.I.**	**I.A.T**
Bueu	10.758	5,8	26	15	24
Ribeira	10.319	5,4	64	39	121
Vigo	12.027	7,2	1.402	1.007	898
Vilagarcía	11.177	7,7	123	105	78
Isla de Ons	-	-	-	-	-

Tabla 24. Niveles de Renta media y valores de desarrollo económico en municipios del P.N. Islas Atlánticas. Fuente: Informe socioeconómico Caixanova 2007.

Por lo que respecta al índice de población activa, Galicia se sitúa en un 54,41 % en el primer trimestre del año 2008, (59,3 % España). Esa tasa de actividad, que parece entrar en un ligero descenso en la comunidad autónoma en este primer trimestre, varía bastante en las diferentes comarcas relacionadas con el Parque Nacional, por lo general siempre más bajas.

La comarca de O Barbanza posee una estructura económica equilibrada, muy vinculada a la explotación de los recursos marinos. La renta media comarcal está en torno a los 10.224 euros/h, con unas tasas de desempleo del 5,7 % (2007). Por sectores se puede hablar de una terciarización del empleo que alcanza el 37,6 % de los activos, mientras que el sector primario tiene todavía un peso importante en la economía con un 29,8 % (de los cuales sólo el 4,3 % pertenece a la agricultura). El sector industrial, también vinculado a la transformación de los recursos pesqueros, es el sector que menos ocupación tiene (22,8 %) mientras que la construcción tiene un 10 % de activos.

Si nos centramos en el concello de Ribeira, que es el motor económico de la comarca de O Barbanza, la tasa de actividad asciende al 49,7 % y el paro baja hasta el 5,4 %, con una renta algo superior de 10.319 euros/hab. En esta mejor situación económica tiene mucho que ver su puerto pesquero, las empresas industriales relacionadas con la pesca y la extracción de mariscos y el transporte de las mismas.

La comarca de O Salnés se caracteriza por su diversidad sectorial, con una tasa de actividad alta en el sector primario, relacionada sobre todo con el cultivo de viñedo de la Denominación de Origen rías Baixas, el mantenimiento de la actividad industrial y un crecimiento del sector servicios. Los niveles de renta, algo más bajos que la media provincial, se establecen en unos 10.859 euros/hab., con una tasa de paro del 6,7 % (2007)

El concello de Vilagarcía presenta una estructura económica propia de una sociedad terciarizada, con unos niveles de renta de 11.177 euros/hab., superiores a los del resto de la comarca de O Salnés. Tiene una tasa de actividad del 53,4 % y una tasa de paro del 7,7 %. Por sectores señalaremos el 5,9 % de las actividades primarias (en las que la pesca tiene un peso determinante), así como un potente sector industrial que da empleo al 19,7 % de los activos y el sector de la construcción que representaba en 2006 el 13,4 %. Finalmente, el sector servicios se situó en torno al 61 %.

La situación costera de todos los municipios de la comarca de O Morrazo determina una actividad económica muy relacionada con el mar y la pesca, que en el caso de Marín se extiende a través de su actividad portuaria. Si observamos la tabla de ocupación veremos que la mayor tasa se sitúa en el sector servicios, pero que la pesca ocupa la segunda plaza con un nivel importante. La comarca posee un nivel de renta familiar por habitante inferior al provincial (11.552 euros/h), aunque es bastante similar en los cuatro concellos. Por lo que respecta al paro, la tasa comarcal de 6,9 % está un poco por encima de la media provincial debido a las tasas más elevadas de Cangas y Moaña, más vinculadas a las variaciones estivales relacionadas con el turismo y la hostelería.

Las relaciones socioeconómicas de O Morrazo tienen dos focos de atracción diferenciados: por una parte Bueu y Marín, más vinculadas a Pontevedra, y por la otra Cangas y Moaña, que mantienen lazos económicos, comerciales y laborales principalmente con el área metropolitana de Vigo.

La estructura económica de Bueu se caracteriza por predominio del sector primario, con un 44,8 % de población activa, seguido del sector servicios con un 34,2 %, un 12,4 % dedicado a la industria y el 8,6 % a la construcción.

La comarca de Pontevedra está formada por ocho municipios que gravitan funcional y comercialmente y a nivel de servicios en torno a la ciudad de Pontevedra. Posee tres puertos pesqueros y dos deportivos. El sector primario tiene peso en los subsectores agrícolas y ganaderos así como en la pesca y el marisqueo y el sector forestal. El sector industrial cuenta con importantes empresas, como el complejo de ENCE-ELNOSA, así como otras industrias de construcción y químicas de peso. La capitalidad provincial de Pontevedra genera una importante dotación de servicios administrativos con su correspondiente empleo público. A ello habrá que añadir un importante peso comercial que atrae población de los municipios de su entorno. El sector terciario se refuerza con una importante actividad turística y de ocio. La comarca cuenta con importantes infraestructuras viarias, como la AP-9 (Tui-Ferrol), la N-550 (Santiago-Vigo) o la A-52 (Ourense - Vigo), así como la línea ferroviaria del corredor atlántico.

La tasa de actividad de esta comarca ha descendido en el primer trimestre del 2008 hasta el 48 %, lo que ha generado un aumento de la tasa de paro, que en el 2007 se situaba en el 6,2 %. Pese a todo, la comarca de Pontevedra mantiene una renta media elevada, cercana a la de Vigo. En su estructura económica cabe destacar el fuerte peso del sector servicios (67 %), generado por su condición de capital administrativa en la que tiene fuerte presencia el empleo en la administración pública (Diputación, Xunta, Seguridad Social, Defensa, etc.) y el comercio.

La comarca de Vigo es la que mantiene las rentas familiares medias más elevadas de todas las del ámbito del PNMTIAG. La tasa de actividad en el 2007 era de un 47,4 %, primando el sector servicios (62,4 %) pero con un fuerte sector industrial (25,7 %) tanto en la ciudad de Vigo como en municipios cercanos, dotados de importantes parques industriales como los de O Porriño, Mos o Salceda.

Su condición de motor socioeconómico de éste área viene marcada por el potencial económico de la ciudad de Vigo, que posee una tasa de actividad superior a la media gallega (55,3 %). Su estructura económica mantiene un importante peso del sector industrial, vinculado a la industria del automóvil y el cluster de industrias relacionadas con él (más del 40 % del empleo industrial se relaciona con esta industria), el sector naval, en fuerte alza en la última década (astilleros, suministros navales, etc.), las actividades transformadoras de la pesca (conserveras, pesca congelada) y una potente actividad en el sector de servicios (comercio, educación, hospitalaria, administraciones públicas).

8.2.2. El sector primario

Comarca de O Barbanza

El sector primario de la comarca se asienta en la pesca y el marisqueo, que dan empleo al 25,5 % de los activos. Su importancia es destacada en el concello de Ribeira (36,9 %) y en Rianxo (20,9 %) mientras que es menor en A Pobra (16,4 %) y Rianxo (15,7 %). La pesca tiene sus principales bases en los puertos de Rianxo, A Pobra, Ribeira y Aguiño (Ribeira). También hay que tener en cuenta la importancia del sector de la acuicultura, con producción de mejillón y rodaballo.

Las lonjas de pescado que se encargan de comercializar las capturas de los puertos de O Barbanza están situadas en Ribeira (2.366 m^2), Cabo de Cruz (766 m^2), Rianxo (733 m^2), A Pobra (386 m^2) y Aguiño (347 m^2).

En Ribeira el sector primario da empleo al 36,9 % de la población activa, casi en su totalidad en la pesca, ya que la agricultura sólo ocupa a un marginal 2,1% de los activos. Ribeira es el puerto de bajura más importante de España, con un volumen de negocio de 255 millones de euros anuales, a los que habría que sumar 1,5 millones generados por el puerto de Aguiño. Es el puerto pesquero con mayor movimiento de descarga, con más de 27.000 toneladas de descarga en el año 2006 que representaban un 85,14 % del total de la zona. De ese total, más del 85 % estaba constituido por pescado, un 10,56 % por bivalvos, un 2,15 % cefalópodos y el resto otras especies.

En su puerto existen registradas 292 embarcaciones: 12 dedicadas a la pesca de gran altura, 6 en pesca de altura (aguas comunitarias) y 274 en el caladero nacional (arrastre, artes menores, cerco y palangre de fondo)

Existen dos importantes Cofradías de Pescadores en el municipio que además desarrollan actividad en aguas del Parque Nacional:

- Cofradía de Pescadores de San Pedro de Ribeira. Cuenta con 233 embarcaciones de artes menores, 47 de arrastre, 61 de marisqueo, 16 de cerco, 21 de palangre, 2 de acuicultura. Desarrolla actividad en la pesca de equinodemos en la illa de Sálvora. El volumen de ventas de su lonja fue en el 2006 de 28.280.618, 95 Kg.

- Cofradía de Aguiño y Carreira (Ribeira). Cuenta con 12 embarcaciones de artes menores y 104 de marisqueo. Da trabajo a 180 marineros de flote. Su actividad se desarrolla principalmente en el archipiélago de Sálvora, recogiendo percebe, almeja babosa, almeja rubia, carneiro, reloj y equinodemos. Entre las artes que utiliza destaca la rasqueta, liña, nasas y artes de marisqueo. Su producción se comercializa en la lonja de Aguiño y en el año 2006 ascendió a 138.735,5 Kg.

Al magen de éstas, pero con actividad en el PNMTIAG, hay que destacar la Cofradía de Pescadores de Rianxo, que cuenta con 240 embarcaciones de artes menores, 105 de marisqueo y 1 de cerco. Tiene 600 licencias de marineros y 198 de mariscadores a pie. Utiliza artes de bou de vara, xeito, rastro, vieira, nasa de nécora y marisqueo. Comercializa sus capturas en la lonja de Rianxo, donde alcanzó en el 2006 la cifra de 839.417,06 Kg.

Comarca de O Salnés

La estructura económica de la comarca de O Salnés está marcada por la importante actividad pesquera, industrial y turística de los municipios que la constituyen, a lo que habría que añadir un sector agrícola consolidado centrado en los viñedos en los que se elaboran vinos de la Denominación de Orígen Rías Baixas o el barrantes.

El sector primario da empleo al 16,6 % de la población activa. Por lo que respecta a la actividad agraria (3,7 %) destaca el cultivo de la vid en todos los concellos de la comarca, aprovechando la inclusión de la misma en la Denominación de Orígen Rías Baixas, subárea de O Salnés. Aunque el volumen de empleo relacionado con el cultivo de la vid no es muy importante en la costa sí lo es en cambio en los municipios del interior, donde además comienza a desarrollarse una producción hortícola en auge. El aprovechamiento forestal también cuenta con un importante peso en el sector primario comarcal.

La pesca es la actividad más destacada dentro del sector primario tanto por el volumen de empleo que sostiene (12,9 %) como por la riqueza generada. La ría de Arousa cuenta con un potencial enorme de pesca de litoral y marisqueo tanto en lancha como a pie (centolla, camarón, nécora). Mención aparte tiene el sector de la acuicultura que se desarrolla en piscifactorías (rodaballos) o granjas marinas, así como los cultivos marinos en parques marisqueros (almeja, berberecho o zamburiña). Un sector muy importante en la economía de la comarca es la producción de mejillón en batea, que fueron implantadas en Vilanova de Arousa por primera vez en el año

1945. En la actualidad, más de 2000 bateas se reparten entre Portonovo, Vilagarcía de Arousa, Cambados y O Grove, destinando hasta el 63 % de su producción a la industria conservera. Entre las Cofradías de Pescadores de la comarca de O Salnés con actividad en el Parque Natural se destacan las siguientes:

- Cofradía de Pescadores San Antonio de Cambados. Cuenta con 257 embarcaciones de arte menor, 124 de marisqueo, 31 de cerco y 16 de acuicultura. Pertenecen a la a la cofradía 395 marineros, 150 mariscadores de a flote, 223 de a pie. Entre las artes que se utilizan está el cerco, boliche, bou de vara, rastro vieira, nasa nécora, nasa pulpo, enmalle y artes de marisqueo. Comercializa su producción en las lonjas de Cambados, Ribeira, Marín, Vigo y Portonovo. Un total de 1.364.236,86 Kg. (2006).

- Cofradía de Pescadores San Martiño de O Grove. Cuenta con 172 embarcaciones de artes menores, 27 de marisqueo y 163 de acuicultura. Descarga sus capturas en la lonja de O Grove, que ascendieron a 409.149,38 Kg. (2006).

- Cofradía de Pescadores Sta. Rosalía de Sanxenxo. Cuenta con 27 embarcaciones de artes menores. Tiene actividad extractiva en las Illas de Ons pescando navaja, longueirón, oreja de mar, algas y equinodemos. Comercializa sus productos en la lonja de Portonovo.

- Cofradía de Pescadores de Portonovo. Cuenta con 48 embarcaciones de artes menores y 12 de cerco, dando trabajo a 250 marineros. Sus artes de pesca son el trasmallo, beta, xeito, boliche, nasa de nécora, nasa de pulpo, liña, cordel, cerco y palangre. Desarrolla su actividad principalmente en el archipiélago de Ons, extrayendo navaja, longueiron, oreja de mar, algas y equinodemos y comercializa sus productos en las lonjas de Bueu, Portonovo y Pontevedra. En el 2006 ascendieron a 1.497.793, 47 Kg. (2006)

Las lonjas de comercialización del pescado en la comarca de O Salnés se ubican en Cambados (1.380 m^2) O Grove (1.340 m^2), Portonovo (1.438 m^2), Isla de Arousa (861 m^2), Tragove (800 m^2), Vilanova (710 m^2), Vilaxoán (540 m^2) y Carril (430 m^2).

Por lo que respecta a Vilagarcía de Arousa, cuenta con un sector primario con menos peso en la economía de la comarca (5,9 %), en el que destaca el subsector de la pesca y el marisqueo que dan empleo al 4,7 % de los activos. Además de su potencial pesquero, hay que destacar la existencia de un importante sector marisquero dedicado a los viveros, explotación de mejillones, etc. En Vilaxoán está situado el Centro de Investigacións Mariñas dependiente de la Xunta de Galicia. Vilagarcía cuenta con dos cofradías de pesca importantes que faenan en aguas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas:

- Cofradía Santiago Apostol de Carril. Cuenta con 36 embarcaciones de artes menores, 7 de marisqueo y 18 de acuicultura. En el P.N. hace capturas en las aguas de la Illa de Cortegada, donde recoge almeja fina, almeja japonesa, almeja babosa y berberecho. Está especializada en la comercialización de almeja de diferentes especies en la lonja de carril. Comercializó en el año 2006 315.885, 85 kilos.

- Cofradía de Pescadores San Xulián de A Illa de Arousa. Cuenta con 479 embarcaciones de artes menores, 202 de marisqueo, 2 de cerco y 163 de acuicultura. Tiene registrados 383 mariscadores de a flote. Sus artes de pesca son el marisqueo a flote, nasa de camarón, nasa nécora, liña, xeito, miños y boliche. Comercializa sus capturas en las lonjas de la Illa de Arousa, Cambados y O Grove. En el año 2006 comercializó 768.684,9 Kg.

Comarca de O Morrazo

La actividad económica comarcal está vinculada en las actividades relacionadas con el mar: bien sea por la actividad pesquera y la acuicultura, las industrias conserveras, la actividad portuaria de mercancías (como es el caso de Marín) o el turismo. El sector primario ocupa al 24,6 % de la población activa, sobre todo en la pesca, marisqueo y acuicultura, donde el volumen de empleo generado es alto en los cuatro concellos (30% Bueu, 20 % Cangas, 17 % Marín y 15 % Moaña). Las lonjas de Marín y Bueu están entre las veinte más importantes de Galicia por carga y facturación. Sus puertos están especializados en pesca de bajura con pequeñas embarcaciones que capturan nécora, pulpo, marisco y otras especies como el congrio o la faneca. El sector del marisqueo a pie está protagonizado en su mayoría por mujeres en las playas de Meira y Moaña, mientras que el marisqueo a flote está copado por hombres, que extraen almeja y berberecho. Finalmente, existe un fuerte sector dedicado al cultivo de mejillón en batea, que ocupa la ría de Vigo con 14 polígonos asentados en el litoral de la península de O Morrazo. En Cangas se produjeron más de 32 millones de kg, que representaban el 11,51 % del total gallego. Entre las Cofradías que desarrollan actividad en aguas del Parque Nacional hay que señalar:

- Cofradía de Pescadores San José de Cangas. Cuenta con 164 embarcaciones de artes menores, 5 de arrastre, 35 de marisqueo, 8 de cerco y 12 de acuicultura. En ella están dados de alta 328 marineros, 135 mariscadores de a flote. Su flota utiliza como artes la nasa de pulpo, nasa de nécora, enmalle, endeño remolcado y artes de marisqueo. Captura almeja rubia, percebe, navaja, longueirón, oreja de mar, equinodermos y algas. Comercializó en el 2006 314.366, 49 Kg en las lonjas de Cangas, Meira, Pontevedra, Vigo y Bueu.

- Cofradía de Pescadores San Martín de Bueu. Cuenta con 193 embarcaciones, 2 de arrastre, 9 de marisqueo y 8 de cerco. Entre sus artes de pesca están las nasas, artes de enmalle y artes de marisqueo. Captura almeja rubia, percebe, navaja, longueirón, oreja de mar, equinodemos y algas. Comercializa en las lonjas de Bueu, Portonovo y Pontevedra. En el 2006 comercializó 629.729,42 Kg.

- Cofradía de Pescadores Sta. María del Puerto de Marín. Cuenta con 56 embarcaciones de artes menores, 39 de arrastre, 13 de marisqueo, 2 e cerco y 1 de palangre. Comercializa sus capturas en las lonjas de Marín y Pontevedra. En el P.N. pesca en aguas de la illa de Ons navaja, longueirón, oreja de mar y algas.

- Cofradía de Pescadores San Cipriano de Aldán. Cuenta con 45 embarcaciones de artes menores, 2 de marisqueo y 16 de acuicultura. Entre sus artes están las nasas de pulpo, nasas de camarón y artes de marisqueo. En el año 2006 comercializó 64.840,79 Kg.

- Cofradía de Pescadores San Martín de Moaña. Cuenta con 105 embarcaciones de artes menores, 79 de marisqueo, 5 de cerco y 58 de acuicultura. Pertenecen a ella un total de 252 mariscadores de a pie. Entre sus artes de pesca destacan el cerco, las nasas, enmalle, bolinche, bou de man y artes de marisqueo a pie. Comercializa sus capturas en las lonjas de Vigo y Meira.

Las lonjas existentes en la comarca de O Morrazo se ubican en Bueu (810 m^2), Meira (288 m^2), Cangas (288 m^2) y Aldán (250 m^2).

El ayuntamiento de Bueu tiene como base económica los recursos vinculados al mar, destacando la pesca y el marisqueo. La pesca de bajura tiene un peso importante en la economía del municipio, convirtiendo a la lonja de Bueu en una de las más importantes en la descarga de pulpo, parrocha, jurelo y sardina. En el año 2006 comercializaron 696.425 kg por un valor de 2,8 millones de euros. Respecto al marisqueo, hay que hacer referencia a la producción de mejillón que en 2006 fue de casi 8 millones de kg (el 4, 58 % del total gallego) La pesca ha sido desde siempre la principal actividad económica de la isla de Ons, sobre todo la pesca de pulpo, existiendo una producción agrícola y ganadera residual para autoconsumo.

Comarca de Pontevedra

El sector primario ocupa en esta comarca al 5,5 % de la población activa, la gran mayoría en el sector pesquero y de marisqueo. Los puertos de la comarca son base de un total de 427 buques pesqueros con un TRB de 9.489. En la comarca de Pontevedra existen varias cofradías de pescadores que tienen actividad en aguas del Parque Natural:

- Cofradía de Pescadores de San Gregorio de Raxó (Poio). Cuenta con 12 embarcaciones de artes menores, 2 de marisqueo, 3 de cerco y 7 de acuicultura. Tiene actividad en la Illa de Ons con pesca de navaja, longueirón, oreja de mar y algas. Comercializa sus capturas en la Lonja de Campelo (Pontevedra)

- Cofradía de Pescadores San Telmo de Pontevedra. Cuenta con 23 embarcaciones de artes menores, 17 de marisqueo y 1 de acuicultura. En las aguas del P. N. realiza capturas en Ons de navaja, longueirón, oreja de mar y algas. Comercializa sus capturas en las lonjas de Pontevedra y Campelo. En 2006 comercializó 50.053,8 Kg.

- Cofradía Virgen del Rosario de Vilaxoán. En ella predomina la comercialización de almejas y otros bivalvos, así como descarga de sardina. Descargó 96.942,06 kilos en el 2006.

Existen dos lonjas en la comarca, la de Cobres en Vilaboa (370 m^2) y la lonja de Campelo en Poio, que es una de las más importantes de Galicia en comercialización diaria de bivalvos.

Respecto al sector agrario hay que destacar algunas producciones como el viñedo (1.692 ha), los cereales (893 ha) y los productos hortofrutícolas (792 ha). En toda la comarca la superficie agraria utilizable (SAU) ascendía en 2004 a 8.605 ha. La explotación forestal representa un subsector importante, con 46.141 ha. de superficie total.

Comarca de Vigo

La comarca de Vigo tiene una ocupación del 3,2 % de sus activos en el sector primario, de los que un 2,3 lo hace en la pesca. El puerto pesquero de Vigo es uno de los más importantes del mundo por la actividad de sus armadores, exportadores, subastadores, fábricas conserveras y empresas frigoríficas. Cuenta con una superficie de 35.000 m^2 de lonjas de altura, de bajura y grandes peces y de marisco, las tres dotadas de salas de subastas. En el año 2007 descargó 89.718 toneladas de pesca fresca que se comercializan en sus lonjas y se redistribuyen a todo el estado español y otros países como Francia, Italia, Portugal, Gran Bretaña, etc. La pesca congelada llega a puerto a través de buques pesqueros congeladores (89.093 TM. en 2007) o en buques mercantes, frigoríficos o portacontenedores (548.798 TM. en 2007).

En la comarca de Vigo están registrados hasta un total de 838 buques pesqueros y 104 dedicados a la acuicultura y tareas auxiliares, con un 50.665,6 de TRB. La Zona I de Vigo capturó en el 2006 39,9 millones de Kg de pesca fresca. Existen cuatro Cofradías de Pescadores con actividad en las aguas del P. N. Islas Atlánticas:

- Cofradía de Pescadores de San Francisco de Vigo. Cuenta con 82 embarcaciones de artes menores, 69 de arrastre, 8 de marisqueo, 19 de cerco, 44 de palangre y 4 de acuicultura. Comercializa sus capturas en las lonjas de Vigo y Meira.

- Cofradía de Pescadores Virgen del Carmen de Arcade. Cuenta con 23 embarcaciones de artes menores, 39 de marisqueo y 1 de acucultura. Comercializa sus capturas en las lonjas de Arcade y Meira.

- Cofradía de Pescadores de La Anunciada de Baiona. Cuenta con 100 embarcaciones de artes menores, 16 de marisqueo, 2 de palangre y 1 de de acuicultura. Pertenecen a la cofradía un total de 305 marineros y 113 mariscadores de a pie. Usan artes de cerco, nasas, palangres y enmalle. Comercializan sus capturas en las lonjas de Baiona, Panxón y Meira. En el 2006 comercializó 323.934,8 kg.

- Cofradía de Pescadores San Juan de Redondela. Cuentan con 95 embarcaciones de artes menores, 75 de marisqueo y 14 de acuicultura. Usan artes de nasas, trasmallo, boliche, bou de man y xeito. Comercializan sus descargas en las lonjas de Redondela y Meira.

Aparte de las lonjas del Puerto de Vigo hay que señalar la existencia de otras en Baiona (390 m^2), A Guarda (215 m^2), Arcade (150 m^2), Cesantes (158 m^2) y Canido (61 m^2).

El sector agroforestal tiene poco peso específico en la economía de la comarca, destacando únicamente la producción de viñedos en zonas como Soutomaior o Salceda (2.624 ha) o la explotación forestal, con 33.949 ha. de superficie (2004).

8.2.3. El sector secundario

El territorio que ocupan las cinco comarcas relacionadas con el P. N. de las Islas Atlánticas es uno de los de mayor actividad industrial de Galicia. Algunos de los núcleos más importantes están situados en enclaves costeros como Ribeira,

Vilagarcía, Marín o Vigo, donde los índices de actividad industrial son altos. Los principales sectores que se desarrollan en ellos son la industria conservera y de transformación de los recursos pesqueros (conserveras, cocederos, productos congelados, etc), la industria de construcción naval (astilleros, suministros de buques, etc) y la producción de automóviles y sus componentes (PSA Citroen y el cluster del automóvil en el área metropolitana de Vigo).

Comarca de O Barbanza

El sector industrial es el tercero en ocupación en la comarca de O Barbanza (22,8 % activos) aunque ocupa el segundo puesto en tres de los cuatro municipios que la componen: Boiro (28 %), A Pobra (28,9 %) y Rianxo (16,1 %). Se trata principalmente de una industria vinculada a la transformación de pesca y marisqueo en empresas conserveras o congeladoras. El sector conservero tiene un importante peso en la comarca, dando empleo directo a más de 4.000 personas. En el año 2005 la comarca de O Barbanza facturó casi 600 millones de euros en este sector, lo que casi representó el 50 % del total de Galicia. Destaca la actividad de empresas como la conservera Frinsa (1.200 empleos), Congalsa (320), Actemsa (250), Jesús Alonso, Escurís S.A. o La Onza de Oro. En los últimos años se han desarrollado nuevos polígonos industriales en Ribeira, Boiro y Rianxo que tratan de diversificar la producción industrial ante la crisis del sector conservero gallego. Por su parte, la construcción, que ocupa al 10,1 % de los activos, tiene un mayor desarrollo en las zonas costeras de Boiro o Ribeira gracias al boom inmobiliario de la última década.

El sector industrial ocupa en Ribeira al 16,2 % de la población activa. La mayoría de esa industria está relacionada con la transformación industrial del pescado y su distribución. En el año 2001 existían en el municipio 34 empresas dedicadas a la transformación de las capturas llegadas al puerto de Ribeira, bien para conserveras, para la congelación industrial o para la preparación de platos precocinados. A ello habría que sumar las industrias dedicadas a la construcción naval y a la fabricación de suministros para los buques. El subsector de la construcción daba empleo en el 2006 al 8,9 % de la población activa.

Comarca de O Salnés

El sector industrial tiene en esta comarca una larga tradición, relacionada con la instalación de industrias conserveras ligadas a la pesca. Además, desde mediados de los setenta del siglo pasado, se produjo un importante proceso de industrialización, sobre todo en la ciudad de Vilagarcía, ligado a sectores como la metalúrgica (maquinaria naval, agrícola), materiales de construcción y sobre todo una industria agroalimentaria en la que destaca el sector vitivinícola (en gran expansión por la producción del albariño en los últimos lustros), la producción cárnica y láctea o la conservera.

Este sector emplea al 34,8 % de la población activa de la comarca. Destaca en importancia una industria conservera muy desarrollada en los concellos de Vilagarcía, Vilanova de Arousa y O Grove, donde también existen factorías de transformación del pescado y los moluscos congelados. En el año 2005 el sector conservero de esta comarca facturó más de 83 millones de euros, lo que supuso un 6,9 % del total de Galicia. Vinculados al mar también hay que hacer mención a los astilleros de la comarca. A todo ello se ha sumado en las últimas décadas el auge del sector de la

construcción, favorecido por el crecimiento turístico, que ha provocado un boom inmobiliario en todos los municipios del litoral y que parece haberse frenado en 2008.

Con una tasa de actividad industrial de casi el 20% de los activos, el municipio de Vilagarcía cuenta con un importante tejido industrial agroalimentario en el que caben desde industrias conserveras y transformadoras de los recursos pesqueros, hasta panificadoras y pasteleras, mataderos y empresas de sector lácteo. A ello hay que añadir el desarrollo industrial en torno a su puerto de mercancías, ligado a empresas de fabricación metalúrgica y de maquinaria, explotaciones mineras e industrias de transformación de la madera. Posee un importante puerto de mercancías, que movió en el año 2006 247.417 TM. Entre los productos con mayor presencia en ese puerto están los tableros de madera (101.865 TM), la madera (61.081 TM), el aluminio (34.667 TM), la pesca congelada (28.667 TM), cementos, cereales, fuel oil y metanol entre otros.

Comarca de O Morrazo

La industria existente en la comarca de O Morrazo está vinculada en gran medida al mar, tanto por la presencia de empresas dedicadas a la transformación de los recursos pesqueros (conservas, frigoríficos) como por la del sector de la construcción naval, muy importante en los concellos de Moaña (Rodman o Atollvic) o Marín. El sector de la construcción tiene un peso relativo, en torno al 11 % en la comarca y descendiendo por la caída del sector inmobiliario. En el concello de Bueu el sector secundario ocupa a un 12,4 % de los activos, destacando la conservera Palacio de Oriente.

Comarca de Pontevedra

En la comarca de Pontevedra el sector secundario tiene un índice de actividad del 13 %. Destacaremos la industria forestal asentada en la ciudad de Pontevedra, con el complejo de ENCE-ELNOSA que produce 380.000 t/año de celulosa, que en un 90% se exporta, principalmente a través del puerto de Marín. La construcción naval y los suministros y reparación de buques tienen su presencia en el concello de Poio. Finalmente, el sector de la construcción tiene un peso destacado en la comarca (14 % activos) muy implicado en la producción industrial de carpinterías metálicas, extracción minera, transformación de la madera, etc.

Comarca de Vigo

La comarca de Vigo es la más industrializada en el entorno del Parque Nacional de las Islas Atlánticas, alcanzando porcentajes de actividad superiores al 17 % en los concellos de Porriño, Mos, Salvaterra, Vigo (26%) y Salceda (40 %). Entre sus principales sectores industriales cabe destacar:

- La explotación minera en concellos de Salceda, Porriño o Salvaterra (canteras de granito, áridos, etc).

- El cluster del automóvil (CEAGA), donde se agrupa CITROEN, el Centro Tecnológico del Automóvil y las empresas auxiliares. Con más de 25.000 empleos directos y 12.000 indirectos representa el 11 % del empleo industrial de Galicia y produce el 17% del PIB de la Comunidad.

- La construcción naval, que pasa por un momento de esplendor en la última década. Tras la crisis de la década de los ochenta el tejido industrial de este sector se fue atomizando en pequeñas empresas muy especializadas dedicadas a la construcción de ferrys, buques quimiqueros, buques de apoyo, plataformas petrolíferas, portacontenedores, remolcadores o buques de investigación científica, lo que ha repercutido en el valor añadido de sus productos. Tal grado de especialización ha llevado al sector a un alto grado de productividad y a ser referencia en tecnología y calidad en la Unión Europea. Existen en la ría viguesa siete factorías que ocupan a unos mil trabajadores directos y a más de 7.000 en empresas auxiliares y subcontratas. En abril del 2008 el sector daba empleo a 10.416 trabajadores. Los astilleros de tamaño medio y pequeño asentados en la ría representan el 45 % del total de España. Entre los más destacados están Vulcano (líder del naval civil español), Barreras (que ocupa el tercer lugar), Rodman (7º), Freire (11º), Cardama o Astilleros Cíes. A ellas habría que sumarle un buen número de empresas auxiliares dedicadas a trabajos de acero, pintura etc.

- La construcción, que ocupa a algo más del 8 % de la población activa de la comarca, siendo destacado en Redondela, Pazos de Borbén o Soutomaior.

8.2.4. El sector terciario

El sector de los servicios es el de mayor peso en la economía de las comarcas que constituyen las Rías Baixas. En lo que respecta al área de influencia del PNMTIAG el porcentaje de actividad supera el 40% en los casos de O Barbanza, Salnés y Morrazo, mientras que en la comarca de Pontevedra y la de Vigo estaría por encima del 67 %. Los subsectores que tienen una mayor relevancia son:

- La logística de distribución, en el que destaca la presencia de tres puertos de carácter estatal con un importante tráfico de mercancías (Marín, Vilagarcía y Vigo). A ello habría que añadir una red de polígonos industriales a través de los cuales se distribuyen los productos manufacturados, recursos mineros, productos agroalimentarios, etc.

- El sector público. Muy desarrollado en ciudades como Pontevedra, Vigo, Ribeira o Vilagarcía, donde una densidad de población superior a la media genera empleo público en administraciones como la Xunta (Pontevedra/Vigo), Diputación (Pontevedra), educación, sanidad, justicia o defensa.

- El comercio. Tiene una actividad fuerte en ciudades como Pontevedra, Ribeira, Vilagarcía y, sobre todo, en Vigo.

- El turismo. Es uno de los potenciales de las Rías Baixas por las posibilidades que ofrece su climatología, un litoral dotado de un buen número de arenales, su patrimonio histórico y cultural así como la riqueza natural. También es importante señalar aquí la fuerte pujanza del turismo náutico-deportivo en el entorno del Parque Nacional, donde se han multiplicado los puertos deportivos y el número de embarcaciones y amarres. Las Rías Baixas poseen el 63 % de los amarres de toda la comunidad gallega, de los cuales el 60% están gestionados por la Xunta y el resto están bajo el control de las tres Autoridades Portuarias (Marín-Pontevedra, Vigo y Vilagarcía), de titularidad estatal.

Comarca de O Barbanza

El sector de servicios es el más importante de la comarca de O Barbanza (42,6 % del total), donde juega un papel destacado la comercialización de la pesca y mariscos. Este proceso ha desarrollado un potente tejido de empresas de transporte y comercialización que dan salida a las capturas descargadas en los puertos y transformadas en la industria alimentaria. A ello hay que añadir la existencia de una población urbana en crecimiento que ha permitido la instalación en la comarca de una Agencia Tributaria, un Hospital Comarcal, un partido judicial propio, etc., lo que ha supuesto un aumento significativo de empleo público. El resultado es un sector en crecimiento en A Pobra (46,2 % de los activos), Ribeira (37,8 %), Rianxo (34,7 %) y Boiro (34 %).

El concello de Ribeira tiene importantes recursos turísticos, entre los que destacan los arenales costeros y su patrimonio natural, que se pueden condensar en el Parque Natural del Complejo Dunar de Corrubedo y las Lagunas de Carregal y Vixán (en torno a las 1000 hectáreas de superficie). Cada año pasan por este espacio natural más de 250.000 personas.

Según las estadísticas municipales de 2007, se recibieron más de 300.000 visitantes, de los que el 45 % procedían de Galicia, un 49 % del resto del territorio nacional y el 6 % restante de otros países, destacando franceses y alemanes. Sobre todo se producen esas visitas en las temporadas estivales de julio y agosto, así como en los períodos festivos. Un 25 % pernoctan en la red hotelera del concello (4 hoteles, 8 hostales y diversas casas de turismo rural) mientras que un 10 % lo hacen en campings (3 en el municipio) y el resto lo hacen en casas particulares y apartamentos.

El puerto de Ribeira mantiene una actividad logística importante como punto de distribución. Las estadísticas del año 2006 destacan la entrada de productos como la sal (10.835 Tm.), túnidos congelados (58.966 Tm), otro pescado congelado (30 Tm), colectores (42 Tm) y otros productos (119 Tm). Por su parte en el puerto de A Pobra los productos predominantes fueron los túnidos congelados (107.042 Tm), la sal (8.025 Tm) y otros (318 Tm).

El sector náutico deportivo es uno de los principales atractivos turísticos de la comarca de O Barbanza, donde existen tres puertos deportivos dependientes de Portos de Galicia:

- Puerto Deportivo de Ribeira: Gestionado por el Club Nautico Deportivo de Ribeira con 239 amarres.

- Puerto Deportivo A Pobra do Caramiñal: 281 amarres.

- Puerto Deportivo de Rianxo. Gestionado por el Club Náutico de Rianxo, con 105 amarres.

Comarca de O Salnés

El sector servicios es el principal sector económico de la comarca de O Salnés, dando empleo a casi el 49 % de la población activa. Esta tercialización de la comarca tiene que ver con el proceso de industrialización así como la urbanización y desarrollo

turístico de la franja litoral de las últimas décadas. Cabe señalar la importancia del sector comercial de la comarca por lo que respeta a la comercialización de productos como el pescado y los mariscos o vinos de la D.O. Rías Baixas.

El sector hostelero también tiene un importante peso específico en la economía comarcal. En este ámbito destaca el concello de Sanxenxo, que cuenta con una red hotelera y hostelera sobresaliente.

Las infraestructuras viarias de la comarca son un factor de desarrollo que la acerca a los principales centros de población de Galicia y el resto de la Península.

Por lo que respecta a los puertos deportivos de la comarca hay que destacar:

- Puerto Deportivo de Sanxenxo: 370 amarres

- Puerto Deportivo de Portonovo: 155 amarres

- Puerto Deportivo Pedras Negras (San Vicente de O Grove): 134 amarres.

- Puerto Deportivo de Vilanova de Arousa: 232 amarres

En lo que respecta a Vilagarcía esa terciarización se hace más evidente, con un 61 % de los activos. La ciudad es la séptima más importante de Galicia y constituye un núcleo comercial atractivo para toda la comarca, además de estar dotada de una importante administración pública, educativa, inmobiliaria y hostelera.

El sector servicios se refuerza con la importancia de su puerto comercial, que es uno de los principales motores económicos de la comarca O Salnés, tanto por el tráfico de mercancías como el de pesca. De titularidad estatal, el recinto portuario tiene una superficie de unos 450.000 m^2 con una línea de atraque de 1.992 m. En el año 2006 este puerto movió 1.193.197 Tm. en sus muelles. Entre las principales mercancías movilizadas cabe destacar por orden de importancia:

- Cereales (282.446 Tm)

- Cemento (191.942 Tm)

- Fuel Oil (159.986 Tm)

- Urea (119.568 Tm)

- Tableros (101.865 Tm)

- Metanol (100.960 Tm)

- Madera (61.081 Tm)

- Asfalto (48.119 Tm)

- Aluminio (34.795 Tm)

- Pesca congelada (28.667 Tm)

Respecto al transporte realizado a través del puerto de Vilagarcía hay que señalar que el tráfico de ría contó con 6.803 pasajeros.

Además de los valores paisajísticos y naturales, la comarca cuenta con una buena red viaria de carreteras (autovías/autopista) que la comunica con las principales ciudades de su entorno como Pontevedra, Santiago o Vigo, así como estación de ferrocarril en el eje atlántico A Coruña-Vigo. En el año 2006 pasaron por sus oficinas de turismo más de 13.781 personas, en su mayor parte provenientes de otras comunidades del estado español (9.263), resto de Galicia (3.507) y en menor medida del extranjero (1.011)

Posee un puerto deportivo con el distintivo de Bandera Azul, con más de 450 amarres y en proceso de ampliación, dotado con edificio náutico, restaurante y otras instalaciones. En torno al puerto existen diversas entidades deportivas relacionadas con la vela deportiva (Club del Mar del Liceo Casino, Real Club de Regatas, Club de Remo de Vilaxoán) o el buceo (Club Buceo Arosa Sub).

Comarca de O Morrazo

El sector terciario es uno de los pilares de la economía de O Morrazo, siendo el que más ocupación sostiene en la actualidad, tanto por su actividad comercial como en la hostelería y en los transportes. Dentro de la actividad comercial hay que destacar el papel que juega el puerto de Marín, de titularidad estatal, como uno de los más importantes de Galicia, en cuarta posición por el volumen de mercancías que mueve anualmente. El auge de los últimos años ha desarrollado a su alrededor todo un tejido empresarial vinculado al transporte de estas mercancías. A ello hay que sumarle el comercio minorista y mayorista de pescados y mariscos.

Con unos 700.000 m^2 de superficie situados en el interior de la Ría de Pontevedra, al abrigo de la isla de Ons, el año 2007 batió todos los records de la historia portuaria de Marín, con un tráfico manipulado de 1.965.059 toneladas: graneles sólidos (937.575 Tm), mercancía general (970.227 Tm), pesca fresca (3.644 Tm) y avituallamiento (53.953 Tm). En el año 2007 este puerto movió las mercancías siguientes:

- Cereales y piensos (873.000 Tm)

- Pasta de papel (424.000 Tm)

- Mercancías en contenedores (411.000 Tm)

- Madera (75.000 Tm)

- Pesca congelada (142.000 Tm)

- Productos siderúrgicos (70.000 Tm)

El turismo es uno de los recursos más importantes de la comarca de O Morrazo, con una fuerte estacionalización centrada en los meses de verano y una oferta basada en las numerosas playas, su gastronomía y su patrimonio cultural y natural. La comarca está además bien comunicada con las principales ciudades de la fachada atlántica y cuenta con una importante oferta de alojamientos y hostelería.

El sector náutico-deportivo se ha desarrollado con fuerza en los últimos años y cuenta en la comarca con varios puertos deportivos:

- Puerto deportivo de Cangas: 235 amarres

- Puerto deportivo de Beluso (Bueu): 62 amarres

- Puerto deportivo de Moaña: 347 amarres

El sector terciario del concello de Bueu representa un 34,22 % de la población activa. La mayor parte de esa actividad se reparte entre la hostelería y las actividades comerciales, aunque en la última década Bueu se ha aprovechado del desarrollo turístico de la comarca de O Morrazo, sobre todo en la época estival.

La isla de Ons comenzó a tener un auge turístico a partir de la década de los ochenta del s. XX, al abrirse una serie de líneas regulares de transporte marítimo a lo largo de los meses del verano. La apertura de estas rutas generó un tráfico diario de turistas que se fue consolidando con el tiempo. En la actualidad esta actividad de ocio y turismo es uno de los recursos económicos más importantes de la isla.

Comarca de Pontevedra

El sector servicios de esta comarca viene determinado por el peso específico que representa la capital provincial, donde se supera el 67 % de población activa. Ese porcentaje disminuye notablemente en el resto de los concellos de la comarca muy inferiores en población, excepto Poio, y dependientes en fuerte medida del área comercial de Vigo o Pontevedra.

El sector turístico es uno de los más importantes en la comarca, sobre todo en Pontevedra y Poio.

La náutica deportiva cuenta en la comarca con dos puertos:

- Puerto Deportivo de Pontevedra: 130 amarres

- Puerto Deportivo de Combarro: 334 amarres

Comarca de Vigo

La ciudad de Vigo cuenta con más de un 67 % de ls población activa vinculada al sector servicios, como consecuencia de su desarrollo económico así como de la elevada población con la que cuenta. Entre esos servicios destaca su condición de plataforma logística para la distribución de mercancías, bien a través de las infraestructuras viarias que la comunican con el interior de la Península, bien con el norte de Portugal, bien a través de su puerto. La ciudad actúa como centro comercial estratégico en la Euroregión Galicia-Norte de Portugal, atrayendo visitantes tanto del área de Pontevedra y Ourense como de todo el norte de Portugal.

Por su situación geográfica en una bahía abrigada y bien comunicada con el interior peninsular, el puerto de Vigo es un importante punto logístico en el tráfico de mercancías y personas. Respecto al tráfico de mercancías, existe un importante tráfico de rutas regulares que lo conectan con los puertos de Amberes, Saint Nazaire,

Algeciras o Valencia. A ellas hay que sumar numerosas rutas con puertos de los cinco continentes. En 2007 entraron en el puerto 2.430 buques mercantes generando un tráfico de 5.526.132 Tm. Entre las mercancías con mayor presencia destacan:

- Graneles líquidos (productos petrolíferos, aceites, sosas, etc.): 82.363 Tm.

- Graneles sólidos (cementos, sal, etc): 632.226 Tm.

- Mercancía general diversa (granito en bruto, pesca congelada, automóviles y sus componentes, madera, metales, fruta y materiales de construcción): 4.315.555 Tm.

El tráfico de pasajeros es un tráfico local con servicios diarios a Cangas y Moaña, mientras que en el verano se complementan con los viajes a las islas Cíes. Utilizaron el transporte marítimo en el año 2007 un total de 962.746 viajeros. A ello hay que sumar la llegada de visitantes a bordo de cruceros que hacen escala como turistas en la ciudad. En el 2007 atracaron 87 buques con 150.478 pasajeros (un crecimiento de más del 16% respecto al año anterior).

El turismo es otro de los puntos fuertes del desarrollo del sector terciario en la comarca, fundamentado en gran parte en los recursos de playa y costa. La oferta hotelera se concreta en 10.052 plazas en el año 2007. Además, como soporte básico de la náutica de recreo se encuentra la red de puertos deportivos de la comarca, siendo los principales los de Baiona (370 amarres), Monterreal (Baiona, 222 amarres), Real Club Náutico de Vigo (436 plazas) o Liceo Marítimo de Bouzas (168 amarres).

9. RECURSOS HUMANOS

Según el Real Decreto 1082/2008, de 30 de junio, sobre ampliación de las funciones y servicios de la Administración del Estado traspasados a la Comunidad Autónoma de Galicia, en materia de conservación de la naturaleza (Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia), los medios humanos adscritos al PNMTIAG están compuestos por 33 puestos (personal funcionario y personal laboral). Por categorías o puestos la distribución de personal es la siguiente:

- Personal funcionario

  1 Director conservador

  1 Director adjunto

  2 Técnico superior

  1 Técnico

  1 Guarda mayor

  1 Jefe administración

  3 Agentes medioambientales

  1 Habilitado

  1 Jefe de zona de guardería

  3 Agentes forestales

  3 Auxiliares de oficina

- Personal laboral

  11 Técnicos superiores

  4 Oficiales

No se incluye aquí el posible personal auxiliar adscrito a los trabajos encomendados al Grupo Tragsa de los servicios de apoyo a la vigilancia y al uso público, acondicionamiento, conservación y limpieza de las zonas e instalaciones de uso Público y de prevención y extinción de incendios forestales, en ejecución en la fecha del traspaso del PNMTIAG según consta en el Real Decreto 1082/2008.

10. GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO

10.1. Introducción

A continuación se desarrolla el apartado de gestión y conservación del medio, el cual se aborda en dos grandes capítulos, correspondientes a los medios marino y terrestre.

El objetivo del mismo es definir la situación de partida en materia de conservación de los principales valores del Parque, en relación a las exigencias de las Directivas Aves (79/409/CEE) y Hábitat (92/43/CEE), que obligan: 1) a la definición del estado de conservación actual de los hábitats naturales, de las especies y de los hábitats de las especies listados en sus diferentes anexos, dentro y fuera de los límites de la Red Natura 2000, de la que el Parque Nacional forma parte, y 2) a la definición del estado de conservación favorable de los mismos, situación a la que, de no encontrarse, deben ser conducidos y mantenidos a través de la puesta en práctica de acciones de manejo, cuya efectividad debe ser demostrada a través de la evidencia y de la presentación de documentos científicos y técnicos.

Igualmente se le ha prestado atención especial a las recomendaciones del Convenio OSPAR, suscrito por el Estado Español, y que fomenta la designación de Áreas Marinas Protegidas, siendo la superficie marina del Parque Nacional una de ellas. Según estas recomendaciones, la gestión de estas áreas debe abordarse a través de un enfoque ecosistémico, que se define como el manejo integral exhaustivo de las actividades humanas, basado en el mejor conocimiento científico disponible sobre el ecosistema y su dinámica, con el objeto de identificar y actuar sobre las influencias que son críticas para la salud de los ecosistemas marinos, alcanzando de este modo el uso sostenible de los bienes y servicios del ecosistema y el mantenimiento de la integridad del mismo.

En la elaboración de este capítulo se ha pretendido desarrollar, en la medida de lo posible, un documento de utilidad directa para la gestión, huyendo de las tan frecuentes recomendaciones generales cuya escasa o nula concreción echan por tierra casi toda posibilidad de ser llevadas a acciones de manejo directas sobre las especies y los hábitats.

En cada uno de los valores seleccionados, la información ha sido estructurada en nueve apartados, que se especifican a continuación junto a una breve descripción de sus contenidos:

a) Descripción del valor y contextualización de su importancia.

Se efectúa una breve justificación de la importancia del valor, basada tanto en su inclusión en diferentes categorías de protección, como en su singularidad o representatividad dentro de los límites del Parque.

b) Identificación y justificación del estado de conservación.

Se determina y justifica, en la medida de lo posible, el estado de conservación actual del valor.

c) Factores con los que interacciona el valor.

Se identifican tanto aquellos factores cuya interacción con el valor lo han llevado o pueden llevarlo a estados de conservación favorable o desfavorable, como aquellas actividades que se desarrollan en el Parque y son la fuente del factor. De esta manera se conocen aquellos factores y actividades sobre los cuales sería necesario actuar para modificar el estado de conservación de un valor.

d) Medidas de conservación.

Se describen las medidas de gestión y manejo desarrolladas hasta la fecha en el Parque para mejorar el estado de conservación de los valores que acoge.

e) Indicadores de estado.

Se identifican, en la medida de lo posible, los parámetros que son o podrían ser utilizados para definir y seguir a lo largo del tiempo, la evolución del estado de conservación del valor.

f) Límites establecidos para cada uno de los factores.

Se recogen, de existir, los límites establecidos para aquellos factores cuya acción sobre un valor concreto se pretende controlar.

g) Programa de monitorización de los factores.

Se especifica el programa de monitorización aplicado para evaluar la efectividad del control de aquellos factores que se ha decidido modificar.

h) Programa de monitorización del valor.

Se especifica el programa de monitorización aplicado sobre el valor para estudiar la respuesta del mismo frente al control de aquellos factores que se estimaba afectaban a su estado de conservación. De esta forma se evalúa el grado de acierto de la medida de conservación aplicada, y la necesidad o no de modificarla considerando el efecto de otros factores no considerados hasta el momento.

i) Recomendaciones.

Se recogen una serie de recomendaciones acerca de aquellas acciones que se consideran prioritarias en base al desarrollo de los anteriores apartados. Se incluyen también otras efectuadas por diversos autores.

Dada la responsabilidad del presente documento para identificar, como se indicó, la situación de partida en materia de conservación de los valores del Parque, se ha sido muy estricto a la hora de evaluar la calidad de la información disponible y del alcance de la misma, antes de ser incorporada en la ficha de cada valor, separando siempre muy claramente aquellas conclusiones o recomendaciones basadas en la evidencia del análisis de datos robustos (conservación basada en la evidencia; Sutherland *et al.*, 2004), de aquellas que no lo estaban, trasladando estas a un nivel de hipótesis de trabajo, que podrán ser tenidas en cuenta en futuras evaluaciones del estado de conservación y propuestas de actuación. Se considera que la emisión de un mal diagnóstico puede llevar a la definición de políticas de conservación erróneas, que pongan en peligro la conservación de los valores del Parque.

Según se recoge en la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, se estima necesario aplicar el principio de precaución en las intervenciones que puedan afectar a espacios naturales y/o especies silvestres, y desarrollar medidas de gestión bajo el marco del manejo adaptativo (Salafsky *et al*., 2001) y adaptable (Alexander, 2008).

En virtud del principio de precaución, se deben adoptar medidas de prevención cuando existen motivos razonables de preocupación de que determinadas actividades humanas pueden ocasionar riesgos para la salud humana, dañar los recursos vivos y los ecosistemas, perjudicar servicios o interferir con otros usos legítimos, incluso cuando no exista evidencia concluyente de una relación causal. La carencia de una completa evidencia científica no debe posponer la adopción de medidas de protección. El principio anticipa que el retraso de las medidas podría, a largo plazo, resultar más costoso a la sociedad y a la naturaleza, y podría comprometer las necesidades de las generaciones futuras (Cooney, 2005)

El manejo adaptativo y adaptable proporciona un marco de trabajo adecuado para que cualquier acción en materia de conservación que sea desarrollada en el Parque Nacional pueda ser evaluada y, caso de no alcanzarse los objetivos perseguidos cuando se decidió ponerla en práctica, corregida.

El manejo adaptativo integra el diseño, el manejo y la monitorización de acciones y proyectos, para testar supuestos (cadena causal de actividades y factores que afectan a una condición específica) de manera sistemática, con el objeto de aprender y adaptarse a medida que se llevan a cabo. El manejo adaptativo incorpora la investigación a las acciones de conservación (Salafsky *et al*., 2001).

El testado de supuestos se refiere a poner en práctica de forma sistemática diferentes acciones para alcanzar un resultado deseado. No es un proceso al azar de prueba y error; supone primero pensar sobre la situación que se quiere afrontar, desarrollar un conjunto de hipótesis acerca de lo que puede estar ocurriendo, y determinar qué acciones se podrían utilizar para modificar los sucesos. Posteriormente se ponen las acciones en práctica y se monitorizan los resultados reales, para compararlos con los predichos. La clave es desarrollar y comprender no solamente qué acciones funcionan y cuales no, sino también por qué (Salafsky *et al*., 2001).

La adaptación hace referencia a la puesta en práctica de acciones que mejoren el proyecto que se desarrolla, en base a los resultados del monitoreo. Si tras ejecutar las acciones no se alcanzan los resultados que se esperaban, puede ser debido a que a) los supuestos eran erróneos, b) las acciones fueron mal ejecutadas, c) las condiciones del lugar cambiaron, o porque d) el monitoreo fue incorrecto, o bien por una combinación de todos estos problemas. La adaptación implica la modificación de los supuestos y de las intervenciones para responder a la nueva información que se obtiene del monitoreo (Salafsky *et al*., 2001).

El aprendizaje hace referencia a la necesidad de la documentación sistemática de todo el proceso desarrollado y de los resultados obtenidos. Esta documentación ayudará a evitar que se cometan los mismos errores en el futuro. Además, permitirá a otras personas beneficiarse de la experiencia, y aprender de los éxitos y de los

fracasos, de forma que cada vez se puedan diseñar y dirigir mejor los proyectos, evitando algunos de los riesgos y peligros que es posible encontrar (Salafsky *et al.*, 2001).

El proceso de selección de los valores del Parque Nacional se ha basado tanto en su catalogación legal y estatus de amenaza (Catálogo Galego de Especies Ameazadas, Directivas Aves y Hábitat, Libros Rojos), como en aspectos relacionados con su singularidad, representatividad y estado de conservación dentro de los límites del Parque Nacional. La no inclusión de determinados hábitats o especies en este capítulo no implica que no vayan a recibir medidas de conservación, o que no puedan llegar a ser tratados específicamente en un futuro más o menos inmediato.

Se ha procurado presentar los conocimientos científicos existentes para cada especie o hábitat, en un lenguaje accesible y comprensible para todas aquellas personas que puedan verse afectadas por la regulación de las actividades en el Parque, así como para el público en general.

Este capítulo se entiende además como un documento dinámico, que debe ser modificado a medida que vaya aumentando el conocimiento sobre los valores naturales del Parque y las interacciones con los factores que influyen en su abundancia y estado de conservación, y a medida que se vayan obteniendo resultados de las acciones de gestión aplicadas. Al respecto, se estima que el soporte más adecuado para alcanzar los objetivos planteados es la integración de toda la información que aquí se presenta en una aplicación informática del tipo Conservation Management System (http://www.cmsconsortium.org/), sistema que se estructura en torno a bases de datos, que facilitan la introducción de la información que se genera, y su utilización en la toma de decisiones de gestión y manejo.

En el Anexo III se sintetizan en forma de tablas las principales interacciones, constatadas o potenciales, entre los distintos valores (hábitats, especies o grupos de especies) y los diferentes usos y/o actividades que se desarrollan en el Parque Nacional. El potencial efecto de la interacción de cada factor con cada uno de los valores se representa mediante un código de signos y colores; las interacciones potencialmente positivas se marcan en color verde y con signo positivo; las potencialmente negativas en color rojo y con signo negativo; y aquéllas que podrían ser positivas o negativas con color anaranjado y doble signo (+/-).

Estas tablas se han confeccionado con la intención de que sirvan para identificar de manera rápida cual es la realidad del Parque Nacional en materia de conservación y gestión de sus recursos naturales, y los principales problemas que se afrontan. Cada una de las interacciones se desarrollan, en la medida de lo posible, en los textos correspondientes a cada uno de los valores tratados.

Finalmente, conviene precisar que en base a los contenidos de este apartado se desarrolla la propuesta de zonificación del Parque Nacional y se definen las acciones de conservación a aplicar durante el periodo de vigencia del plan rector de uso y gestión.

A continuación se enumeran los hábitats y las especies que han sido tratadas:

Medio terrestre

Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas (código 1230)

Hábitats dunares

dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises; código 2130)

dunas móviles con vegetación embrionaria (código 2110),

dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas; código 2120),

depresiones intradunares húmedas (código 2190),

vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas (código 2230)

dunas con vegetación esclerófila de Cisto-Lavanduletalia (código 2260)

Vegetación anual sobre residuos marinos acumulados (código 1210)

Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix* (código 4020)

Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (código 91E0)

* Hongos

* Líquenes

* Flora vascular

Cytisus insularis

Omphalodes littoralis subsp*. gallaecica*

Alyssum loiseleurii subsp*. gallaecicum*

Erodium maritimum

Linaria arenaria

Rumex rupestris

Armeria pungens

Camariña *(Corema album)*

* Invertebrados

Geomalacus maculosus

Zerynthia rumina

Ernobius vinolasi

Stenosis oteroi

* Vertebrados

Salamandra común (*Salamandra salamandra)*

Tritón ibérico (*Lissotriton boscai)*

Sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi)*

Lagarto ocelado (*Lacerta lepida)*

Eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai)*

Lución (*Anguis fragilis)*

Culebra de escalera (*Rhinechis scalaris)*

Culebra viperina (*Natrix maura)*

Pardela balear (*Puffinus mauretanicus)*

Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus)*

Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis)*

Gaviota sombría (*Larus graellsii)*

Gaviota patiamarilla (*Larus michahellis)*

Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus)*

Chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax)*

Murciélago grande de herradura (*Rhinolophus ferrumequinum)*

Murciélago hortelano (*Eptesicus serotinus)*

Murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus)*

Nutria (*Lutra lutra)*

Conejo *(Oryctolagus cuniculus)*

<u>Medio marino</u>

Comunidades de maërl

Praderas de *Zostera*

Roquedos infralitorales de bosques de laminarias

Bosques de gorgonias

Fondos rocosos intermareales

Fondos blandos fangosos y de arenas intermareales

Fondos de cascajo

Fondos de arena

* Cetáceos costeros

Delfín mular (*Tursiops truncatus)*

Delfín común (*Delphinus delphis)*

Marsopa común (*Phocoena phocoena)*

10.2. Medio terrestre

10.2.1. Hábitats

10.2.1.1. Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La vegetación de acantilado en el Parque se engloba en el hábitat comunitario Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas (código 1230). Su interés radica en que se trata de una vegetación fuertemente especializada, lo que conlleva la aparición de numerosos taxones exclusivos e incluso endemismos de áreas restringidas (Arcea, 2000).

Se estructura en 3 pisos o cinturas en función de la altura del cantil y de la distancia al mar. En el nivel inmediatamente superior a la línea de marea, donde el efecto del oleaje durante los temporales impide el establecimiento de suelos más allá de los restos orgánicos e inorgánicos que puedan depositarse en grietas, se desarrollan las comunidades halocasmofíticas, de baja cobertura, formadas por plantas con hojas crasas y capaces de soportar la salinidad ambiental, denominadas *Crithmo maritimae-Armerietum pubigerae* y *Asplenietum marini*; estas pueden estar acompañadas, o ser sustituidas, por la comunidad *Cochleario-Matricarietum maritimae* en las zonas ocupadas por colonias de aves marinas (Guitián & Guitián, 1989; 1990). Por encima de esta, en la zona sometida a un ambiente salino pero a donde sólo llegan las salpicaduras marinas en caso de temporal, lo que permite la existencia de suelo de forma permanente, se desarrollan las comunidades de pastizales graminoides aerohalófilos *Dauco gummiferi-Festucetum pruinosae, Calendulo algarbiensis-Parietarietum diffusae* y la comunidad de *Angelica pachycarpa*, estando las dos últimas vinculadas a la existencia de suelos altamente nitrificados en colonias de aves. Finalmente, en la zona libre de salpicaduras y sometida al efecto mecánico y desecante de los fuertes vientos del nivel más alto de los acantilados, se desarrolla el matorral costero aerohalófilo constituido por la comunidad *Cisto salvifolii-Ulicetum humilis*.

Se pueden encontrar descripciones de la composición florística de las comunidades representadas en Guitián & Guitián (1989; 1990), Arcea (1999; 2000), Otero & Mouriño (2004) y Blanco-Dios (2007). Este último estudio, además, estima de

forma grosera la superficie de todas ellas en cada uno de los archipiélagos del Parque (Tabla 25).

Identificación y justificación del estado de conservación

La información disponible respecto al estado de conservación de este hábitat varía para cada una de las cinturas vegetales que forman parte de él, estando restringida al archipiélago de las islas Cíes. Respecto a las comunidades halocasmofíticas, a finales de la década de 1980 se registraba tanto la completa ausencia de la comunidad habitual, *Crithmo maritimae-Armerietum pubigerae*, debido a la influencia de las colonias de aves marinas (Guitián & Guitián, 1989), como su aparición junto con la *Cochleario-Matricarietum maritimae* (Guitián & Guitián, 1990), si bien ninguno de los dos estudios citados señalan el alcance de los muestreos realizados sobre los que sostienen sus afirmaciones, ni cuantifican los errores que se pudieron haber cometido; en la actualidad, se constata la coexistencia de las comunidades habituales y de las ornitocoprófilas en este archipiélago (Blanco-Dios, 2007). Respecto a los pastizales aerohalófilos, Guitián & Guitián (1989; 1990) reflejaban la completa sustitución de la comunidad habitual, *Dauco gummifer-Festucetum pruinosae*, por su análoga de carácter ornitocoprófilo, *Calendulo algarbiensis-Parietarietum judaicae*, en los acantilados orientados al sur, y por una comunidad dominada por *Angelica pachycarpa*, *Heracleum sphondylium* y *Matricaria maritima*, en los de orientación norte, debido en ambos casos a la influencia de las colonias de cría de aves marinas, fundamentalmente gaviotas; a finales de la década de 1990, Arcea (1999) proponía la existencia de 6 tipos de pastizal diferente en los acantilados de este archipiélago, cuya composición varíaría desde comunidades pertenecientes a la asociación *Dauco gummiferi-Festucetum pruinosae* hasta otras encuadrables en *Calendulo algarbiensis-Parietarietum judaicae y en la comunidad de Angelica pachycarpa*; Otero & Mouriño (2004) también señalaron la ausencia de la comunidad de pastizales aerohalófilos *Dauco gummifer-Festucetum pruinosae* en determinadas zonas del acantilado ocupadas por las aves marinas; en la actualidad, Blanco-Dios (2007) constata la coexistencia de las comunidades de pastizal habituales y de las ornitocoprófilas. En relación a la cintura de matorral costero aerohalino, sólo Guitián & Guitián (1989) ha señalado el desigual grado de afección existente en distintas zonas, que comprendería desde áreas en las que sería posible reconocer la comunidad habitual hasta otras en las que no existiría cobertura vegetal.

Esta información no permite determinar el posible estado de conservación de este hábitat en su conjunto, ya que sólo el estudio de Blanco-Dios (2007) cartografía la distribución de las comunidades, lo que impide documentar los cambios acontecidos, determinar la tendencia en relación a la superficie ocupada, y su posible relación, entre otros factores, con la distribución y la evolución del número de efectivos de aves marinas reproductoras. A este respecto, cabe señalar que los efectivos de gaviota patiamarilla se han incrementado notablemente desde la década de 1970, pasando de 4.754 parejas reproductoras estimadas en el período 1976-77 a más de 30.000 parejas en la estima más recientemente realizada en 2006, si bien desde 2001 se observa una tendencia general de ligero declive en el tamaño poblacional (Arcea, 2005a; 2006a, 2007c).

Comunidades vegetales		Archipiélago			
		Cíes	Ons	Sálvora	Cortegada
Comunidades de pastizales graminoides	Puras		0,03		
	Mixtas	4,23	0,42		
Comunidades halocasmofíticas	Puras	12,22	11,78	10,56	0,38
	Mixtas	71,27	54,90	47,03	
Comunidad de matorral costero aerohalófilo	Pura	19,89	80,86		
Total		87,72	67,13	57,59	0,38

Tabla 25. Estima de la superficie (ha) ocupada por las comunidades vegetales presentes en el hábitat *Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas* en cada uno de los archipiélagos del Parque Nacional. Puras: superficie ocupada por la comunidad vegetal que se desarrolla de forma natural en este hábitat dentro del entorno biogeográfico del Parque, que en el caso de las comunidades de pastizales graminoides es la comunidad *Dauco gummifer-Festucetum pruinosae* y en el caso de las comunidades halocasmofíticas es la comunidad *Crithmo maritimae-Armerietum pubigerae*. Mixtas: superficie ocupada por zonas en que no es posible individualizar el área ocupada por la comunidad vegetal habitual y por la comunidad resultante del efecto de la presencia de colonias de aves marinas, por lo que se ofrece el valor conjunto. (Tomado de Blanco-Dios, 2007).

Factores con los que interacciona el valor

Como ya se ha señalado, las colonias de reproducción de aves marinas, en especial las de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), interaccionan con la vegetación de acantilados. El efecto se deriva, según Guitián & Guitián (1989), de la acumulación de guano y regurgitaciones durante la época de reproducción, los cuales aportan al sustrato suficiente cantidad de nitrógeno y fósforo como para modificar la composición florística y fisonómica de la vegetación. Estas modificaciones afectarían a la comunidad halocasmofítica y a la comunidad de pastizales graminoides aerohalófilos citadas anteriormente.

La presencia física de las aves marinas en los acantilados del Parque origina el pisoteo de las comunidades vegetales señaladas y la posible inducción de procesos erosivos, derivados en ambos casos tanto de la presencia de pollos como de la de adultos (así como de las agresiones que se producen entre todos ellos). Hasta el momento no se dispone de información específica para el Parque de todas estas cuestiones.

Otros factores que deben afectar a la evolución de estas comunidades son las variaciones de la acción del mar, tanto desde el punto de vista de su acción mecánica sobre el sustrato, como desde la perspectiva del aporte de sales al sustrato y al ambiente. Sobre el efecto de todos estos aspectos en las comunidades vegetales asentadas en este hábitat dentro del Parque faltan estudios.

Por otra parte, las precipitaciones también deberían afectar a las comunidades vegetales citadas, tanto desde la perspectiva de episodios de estrés hídrico como del potencial efecto erosivo sobre los suelos de los acantilados, derivado de las fuertes

pendientes existentes en ellos, aunque no existen estudios que permitan evaluar su influencia.

La vegetación de acantilado también es sensible al pisoteo derivado de actividades humanas y, aunque el PORN de las Islas Atlánticas (Decreto 274/1999, Xunta de Galicia) establece que su inaccesibilidad general no hace prever un daño importante de las visitas sobre ella, faltan estudios que evalúen su impacto. En este sentido, las actividades humanas que pueden afectar a este hábitat son el tránsito a pie de visitantes, en especial en este último caso en aquellas zonas limítrofes con aquellas de un uso público intenso, como miradores y áreas de tránsito, junto con el de cuadrillas contra incendios, de vigilantes y guardería del Parque.

Muchas de las investigaciones que se desarrollan en el Parque precisan del tránsito de investigadores a lo largo de los acantilados, lo que induce también pisoteo de la vegetación y el desarrollo de procesos erosivos, en especial en las zonas de mayor pendiente y en las más visitadas.

La presencia de flora alóctona invasora en las áreas de acantilado puede afectar a su vegetación, tanto a través del desplazamiento o la desaparición de sus comunidades vegetales características, como por los efectos de las labores de erradicación. En este sentido, Blanco-Dios (2007) señala la presencia de un núcleo de *Carpobrotus edulis* en el área de acantilados aledaña al faro de Cíes.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas directamente a la conservación de este hábitat, pero sí se han llevado a cabo acciones que, teniendo como objetivo otros valores existentes en zonas de acantilado, pueden tener un efecto sobre las comunidades vegetales, como es la instalación de carteles informando de la presencia de colonias de aves marinas y restringiendo el paso a las zonas de acantilado, en especial en aquellos puntos de acceso más fácil. No está evaluada, sin embargo, la efectividad de estos carteles.

Indicadores de estado

En Blanco-Dios (2007) se encuentran los únicos indicadores potenciales disponibles del estado de conservación de este hábitat, en concreto, la distribución, superficie y composición de las comunidades vegetales que lo constituyen, si bien la información de los dos primeros parámetros no se ofrece de manera individualizada para cada una de las dos comunidades de pastizales graminoides y de las dos asociaciones halocasmofíticas presentes (Tabla 26). Por otra parte, se estima que la información contenida en Blanco-Dios (2007) carece de la precisión necesaria para evaluar cambios en la superficie de este hábitat.

La utilización de un número significativo de parcelas distribuidas estratégicamente podría ser de utilidad para evaluar la composición florística de las comunidades vegetales y la cobertura de las distintas especies que las componen.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores influyentes en este tipo de hábitat.

Programa de monitorización de los factores

No está implantado ningún programa de seguimiento de los factores de amenaza que puedan estar afectando a este hábitat en los límites del Parque.

Programa de monitorización del valor

No está implantado ningún programa de seguimiento de este hábitat en el Parque.

Recomendaciones

Es necesario diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar con precisión los estados de conservación actual y favorable de las comunidades vegetales representadas en este hábitat, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles y el riesgo de extinción que presentan, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantener a esta especie en un estado de conservación favorable. Estas evaluaciones deberían efectuarse a través de la vinculación de los factores con variaciones en los parámetros demográficos e influencia de los mismos en la dinámica poblacional de la especie.

Entre los factores que deberían ser evaluados se encuentran, al menos, la presencia de aves marinas, las precipitaciones, el efecto de la acción marina, el tránsito de investigadores y de otras personas en general.

Resultaría de gran utilidad el desarrollar mapas de distribución e intensidad del uso humano en la superficie terrestre del Parque, y su variación temporal, que permitan identificar la existencia de puntos críticos, de interacción con los valores de este espacio protegido.

10.2.1.2. Hábitats dunares

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Entre los hábitats dunares presentes en el Parque hay un hábitat prioritario, las dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises; código 2130), y cinco hábitats de interés comunitario: las dunas móviles con vegetación embrionaria (código 2110), las dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas; código 2120), las depresiones intradunares húmedas (código 2190), la vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas (código 2230) y las dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia* (código 2260).

Dentro de la vegetación de las dunas grises destacan, las comunidades leñosas (*Scrophulario frutescentis-Vulpietum alopecuroris*) y los pastizales anuales (*Linario polygalifoliae-Corynephoretum canescentis*) (Blanco-Dios, 2007).

Dentro de los restantes hábitats dunares presentes en el Parque, se le otorga especial importancia a las comunidades de pastizales vivaces (*Violo henriquesii-Silenetum littoreae*), y a la comunidad *Festuco-Corematetum albi*, un matorral que coloniza los puntos más alejados de la playa, y que, dentro del Parque, sólo se halla en el archipiélago de Cíes (Blanco-Dios, 2007).

Blanco-Dios (2007) cartografía todas las comunidades citadas describiendo su composición florística y estimando su superficie en cada uno de los archipiélagos del Parque (Tabla 26), aunque estos parámetros se registran de forma conjunta para distintas agrupaciones de las comunidades citadas dentro de cada uno de los cuatro archipiélagos.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se ha determinado explícitamente el estado de conservación de los hábitats dunares en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

El pisoteo es uno de los factores que afecta a la conservación de las comunidades vegetales de este tipo de hábitats (PORN de las Islas Atlánticas; Decreto 274/1999, Xunta de Galicia), así como a las especies de flora amenazada asentadas en ellos (Carbajal *et al*., 2005). Aparte de provocar la muerte directa de ejemplares, otro de los efectos del pisoteo es la erosión y compactación del sustrato, que dificulta la regeneración vegetal de las zonas afectadas, fenómeno que puede observarse en la permanencia de antiguos caminos en el interior de zonas a las que se ha prohibido el acceso, y que facilita la recolonización de esas zonas por especies de carácter invasor, sirviendo como vías de acceso para las mismas. En el archipiélago de Cíes, las afecciones causadas por el pisoteo se observan en los sistemas dunares de las islas de Monteagudo y Faro, pudiendo mencionarse 1) las huellas de antiguos caminos en el interior de las áreas valladas de las dunas de Figueiras-Muxieiro y de las playa de Rodas, 2) el mal estado del sector de vegetación dunar carente de vallado protector junto al camino de acceso a la isla de Monteagudo desde el muelle de Rodas y 3) el de la pasarela elevada de acceso a la playa de Nosa Señora a la altura del camping. En el archipiélago de Ons, sobre el sistema dunar de la playa de Canexol se varan embarcaciones y sobre ella transitan las personas sin ningún tipo de restricción, aunque el efecto de estas actividades no ha sido evaluado. En la isla de Sálvora, aún pueden observarse las huellas de la erosión causada en las dunas por el tránsito de quads en la época en que era propiedad privada, y no se han evaluado los efectos sobre la vegetación dunar del tránsito de los caballos presentes en la isla. Tampoco han sido evaluadas las consecuencias de la actividad de los conejos asentados en los sistemas dunares del Parque. En cuanto a las usos humanos del Parque que provocan pisoteo de los hábitats dunares cabe citar el uso turístico de las playas y el tránsito a pie de visitantes, vigilantes y guardería del Parque, e investigadores, faltando estudios que evalúen el impacto sobre estos hábitats.

Comunidades vegetales		Archipiélago			
		Cíes	Ons	Sálvora	Cortegada
Scrophulario frutescentis-Vulpietum alopecuroris	Pura	0,14	0	0,88	0
	Mixta	7,22	0,58	33,03	0
Linario polygalifoliae-Corynephoretum canescentis	Mixta	7,01	0,58	31,61	0
Violo henriquesii-Silenetum littoreae	Mixta	6,67	0,58	31,61	0
Festuco-Corematetum albi	Pura	6,97	0	0	0
	Mixta	0,84	0	0	0
Total		14,32	0,58	35,81	0

Tabla 26. Estima de la superficie (ha) ocupada por las comunidades vegetales presentes en los hábitats dunares del Parque Nacional. Puras: superficie ocupada por la comunidad vegetal que se desarrolla de forma natural en este hábitat dentro del entorno biogeográfico del Parque. Mixtas: superficie ocupada por zonas en que no es posible individualizar el área ocupada por las distinas comunidades vegetales con interés de conservación presentes en este hábitat, por lo que se ofrece el valor conjunto (Tomado de Blanco-Dios, 2007).

Otro factor de amenaza para este tipo de hábitats es la presencia de especies ajenas a las comunidades vegetales que se desarrollan de manera natural en ellos, algunas de las cuales muestran comportamiento invasor. Entre ellas se registran tanto especies autóctonas, pudiendo citarse pinos, tojos o zarzas (Calviño-Cancela, 1999), como especies alóctonas, estando citadas *Carpobrotus* spp., *Acacia* spp. *o Aeonium* spp. (Blanco-Dios, 2007).

Otro factor que interacciona con la vegetación dunar es el asentamiento en áreas dunares de colonias de reproducción de gaviotas, como sucede en la isla de Sálvora, aunque en este caso parece resultar positivo, según Carbajal *et al*. (2005), para *Linaria arenaria*, una de las especies de flora dunar amenazada del Parque.

Medidas de conservación

Las medidas de gestión adoptadas para conservar los hábitats dunares del Parque han tenido como objetivo controlar el efecto del pisoteo y la expansión de especies invasoras. Se han desarrollado básicamente en los archipiélagos de Cíes y Ons, aunque también se han realizado labores de erradicación de especies exóticas invasoras en los sistemas dunares de la isla de Sálvora (ver resumen en Blanco-Dios, 2007). Así, en el archipiélago de Cíes cabe citar:

- Las labores de regeneración del ecosistema dunar de punta Muxieiro, llevadas a cabo entre 1991 y 1994, durante la etapa en que era Parque Natural, consistentes en 1) la eliminación de todos los pies de especies forestales introducidas (fundamentalmente pinos, cipreses y acacias), 2) el vallado de la zona dunar situada entre las playas de Rodas y Figueiras, 3) la instalación en dicho lugar de un cartel informativo sobre las especies pobladoras, su importancia y la

necesidad de conservar estos espacios naturales, 4) la edición de un tríptico en papel con la misma información ampliada, 5) la realización de un seguimiento estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de cada una de las especies presentes, 6) la construcción de un paso elevado de madera y 7) la señalización de las especies y comunidades vegetales características y más notables del arenal.

- La puesta en práctica del proyecto "Erradicación de especies exóticas invasoras", realizado durante cinco meses en los años 2003 y 2004, con el objetivo de proseguir con las actuaciones que se venían desarrollando con anterioridad a la declaración del Parque Nacional, y que se centraron especialmente en el archipiélago de Cíes. Estas afectaron sólo a aquellas especies en las que el esfuerzo necesario para su control se consideró aceptable, y de las que existía constancia de la eficacia de las medias propuestas, en concreto *Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea* y *Pinus radiata*. Las actuaciones abordadas fueron a pequeña escala en la mayoría de los casos, aprovechando las épocas más propicias y los recursos disponibles, pero con las suficientes garantías de mínimo impacto requeridas, al tratarse de un espacio natural protegido. Para ello se formó un equipo de 2 motoserristas y tres peones, dotados de un vehículo todoterreno, utillaje, herramientas y productos químicos inhibidores del crecimiento. Sus trabajos se completaron de forma puntual con maquinaria pesada para el destoconado o corta de pies de especial dificultad, o bien para aquellas ocasiones que por motivos de seguridad u otros así lo requirieron.

- Las medidas adoptadas en 2006, consistentes, aparte de lo ya comentado, en el vallado del perímetro de los ecosistemas dunares de Rodas y de Nosa Señora.

Las medidas de conservación llevadas a cabo en la isla de Ons afectan a:

- El sistema dunar del arenal de Melide, donde se procedió a la eliminación manual y mecánica de especies de carácter alóctono, tanto arbóreas (*Eucalyptus globulus, Acacia melanoxylon)* como arbustivas y herbáceas (*Carpobrotus edulis, Ulex europaeus* subsp*. latebracteatus, Cytisus striatus*,.....) entre los años 2003 y 2004, y al vallado del perímetro dunar en 2006.

- La playa de Canexol, donde en 2006 se procedió al vallado parcial de las dunas; este no ha podido ser completado debido a la oposición vecinal.

En la isla de Sálvora, se han iniciado en 2006 labores de eliminación de esta especie en los alrededores de la playa de Almacén y en la Volta de Roque.

Indicadores de estado

Indicadores potenciales del estado de conservación de estos hábitats son la distribución, superficie y composición de las diferentes comunidades vegetales asentadas en ellos (Blanco-Dios, 2007), así como la cobertura de las especies que las componen y la distribución porcentual de los tipos de especies existentes según las adaptaciones que presentan para sobrevivir durante la época desfavorable del año (Sánchez *et al*., 1993). La topografía dunar también se ha utilizado como indicador de

la evolución de zonas degradadas de la misma (Sánchez *et al*., 1993). Blanco-Dios (2007) aporta información sobre la distribución y la superficie de manera individualizada únicamente para la comunidad *Festuco-Corematetum albi*, aportándose de forma conjunta para distintas agrupaciones de las restantes comunidades.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No existe constancia de la existencia de ningún estudio que establezca límites para los factores de amenaza citados para los hábitats dunares.

No obstante, se han efectuado recomendaciones en este sentido respecto a los distintos factores de amenaza aun sin que existan datos que permitan evaluar el resultado de este tipo de medidas en el Parque. Así, respecto al efecto del pisoteo, se recomienda la prohibición del acceso a las zonas dunares y, en relación a la presencia de flora exótica invasora, se propone la erradicación de *Carpobrotus edulis* (Carbajal *et al*., 2005).

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de seguimiento de los factores de amenaza que puedan estar afectando a los hábitats dunares presentes en el Parque.

Programa de monitorización del valor

Durante los años 1993 y 1994, se realizó un seguimiento de la morfología de los medios dunares y de la regeneración de sus comunidades vegetales, mediante la monitorización estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de superficies permanentes de 2 m^2, localizadas en una parcela experimental de 6 ha en las dunas de Punta Muxieiro. De la información extraída se concluye que, tras dos años de seguimiento, las actuaciones realizadas favorecen la recuperación de la vegetación natural, aunque ésta tiene lugar de manera lenta y desigual, dependiendo del tamaño y la intensidad de la perturbación, por lo que resulta especialmente costosa la colonización de las áreas que han sufrido un intenso pisoteo, como los antiguos caminos, probablemente debido a que continúan siendo utilizados, aunque en menor medida que antes de la intervención. No obstante, para este tipo de estudios se recomiendan periodos de seguimiento más largos (Sánchez *et al*., 1993).

Con la excepción del seguimiento de los resultados de las labores de regeneración citadas, no se ha realizado una monitorización de la efectividad de las medidas de conservación mencionadas, por lo que no existe ninguna evaluación de sus efectos sobre los hábitats que se pretende conservar al adoptarlas.

Recomendaciones

Actualmente se encuentra en elaboración el *Plan de recuperación da flora ameazada de areais costeiros (Omphalodes littoralis, Linaria arenaria e Alyssum loiseleurii)* que debería aportar información valiosa respecto a los distintos aspectos tratados en relación a los hábitats dunares presentes en el Parque.

Se deberían diseñar y desarrollar estudios específicos que tuvieran como objetivo evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar

al estado de conservación de las comunidades vegetales de los hábitats dunares del Parque, determinar el estado de conservación actual de las mismas, el estado de conservación favorable, y definir las acciones de conservación pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. Entre los factores que deberían ser evaluados se encuentran, al menos: el uso turístico de las playas; el tránsito a pie de visitantes, investigadores, vigilantes y guardería del Parque; la presencia de especies ajenas a las comunidades vegetales de los hábitats dunares; y la presencia de colonias de reproducción de gaviotas.

En relación a los resultados de las medidas de conservación citadas con anterioridad, Blanco-Dios (2007) estima necesario en el archipiélago de Cíes eliminar el problema provocado por la regeneración natural tanto de pinos como de rebrotes de acacia en el sistema dunar de Figueiras-Muxieiro, incluyendo la eliminación de los árboles de estas especies que aún se encuentran en el recinto de la duna vallada. En las dunas de la playa de Rodas, estima imprescindible la eliminación de los pinos que invaden la superficie dunar en varias zonas y el traslado de las casetas de información y de Cruz Roja a otras zonas de la isla, así como acelerar la eliminación del camino de hormigón que une el muelle de Rodas con la red de caminos interiores mediante la ejecución del proyecto de la nueva senda peatonal. En relación a las dunas de la playa de Nosa Señora, Blanco-Dios (2007) considera también imprescindible completar el cierre de la duna, incompleto por el momento debido a problemas de acceso a su sector norte, y eliminar los pinos que ocupan la superficie dunar al norte del camino que conduce a la playa. En el archipiélago de Ons, este mismo autor recomienda seguir controlando los rebrotes de acacia en las dunas de Melide e intentar solucionar el conflicto generado por la oposición vecinal al cierre total de la duna de la playa de Canexol para poder completar su vallado.

Debería evaluarse la necesidad de regenerar los caminos creados por el tránsito de personas, en especial por su magnitud en el archipiélago de Cíes, y las rodadas del tránsito de un quad en la isla de Sálvora. Asimismo, resulta recomendable evaluar el respeto mostrado por los visitantes a las distintas medidas de conservación adoptadas en estos medios (respeto a la señalización, uso de pasarelas elevadas, respeto a los vallados…).

Se recomienda controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

Respecto a la amenaza que suponen las especies invasoras, se recomienda la elaboración de una estrategia de extracción que siga las recomendaciones realizadas por Capdevila *et al*. (2006) respecto a la necesidad 1) de someter las medidas de control a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, 2) de elegir métodos contrastados que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y 3) de aplicar métodos de control regidos por protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural. También deberían incluir acciones de seguimiento de sus resultados a fin de poder evaluar su eficacia de manera permanente.

10.2.1.3. Vegetación anual sobre residuos marinos acumulados

Descripción del valor y contextualización de su importancia

En los frentes de playa, y en las aberturas y roturas de los sistemas dunares del Parque alcanzados por las mareas vivas, se desarrolla la comunidad vegetal *Honckenyo peploidis-Euphorbietum peplis* que crece sobre depósitos orgánicos arrastrados por las mareas, o sobre restos orgánicos antropógenos, y forma el hábitat natural de interés comunitario denominado *Vegetación anual sobre residuos marinos acumulados* (código 1210).

Esta comunidad tiene carácter anual, presentando desarrollo vegetativo durante la época del año en que se dan condiciones favorables y manteniéndose en forma de semillas el resto del ciclo anual, por lo que puede desaparecer o cambiar de localización en función de la existencia y la ubicación de las zonas en que se acumulen los desechos orgánicos sobre los que se desarrolla. Suele presentar un número de especies escaso, a pesar de lo cual su composición varía dependiendo del grado de nitrofilia de estas y de la acumulación de materia orgánica sobre la que se asienta (Blanco-Dios, 2007).

Blanco-Dios (2007) describe la composición florística de esta comunidad y detecta su presencia en los archipiélagos de Cíes y Sálvora.

Identificación y justificación del estado de conservación

No existen estudios que evalúen el estado de conservación de este hábitat dentro del Parque, ni información disponible que permita realizar una evaluación del mismo.

Factores con los que interacciona el valor

El desarrollo de la comunidad *Honckenyo peploidis-Euphorbietum peplis* depende de la existencia de temporales de invierno que faciliten la acumulación de desechos, entre los cuales se citan restos vegetales (algas, fanerógamas marinas, etc.) y materiales procedentes de núcleos de población costeros (Blanco-Dios, 2007), sin que se concrete en mayor medida la naturaleza (doméstica, marisquera, pesquera, agrícola o industrial) de éstos últimos.

No se dispone de información acerca de la influencia de factores como la frecuencia de los temporales, los vientos dominantes durante los mismos, o la cantidad, distribución y tipos de restos depositados por ellos, sobre el desarrollo de esta comunidad en el Parque.

Dada su localización en los frentes de playa y las aberturas dunares, este hábitat debe verse frecuentemente afectado por el pisoteo derivado tanto del uso turístico de las playas, como del tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería del Parque, e investigadores. De manera más localizada, el uso del sistema dunar de la playa de Canexol en la isla de Ons para varar embarcaciones de pesca, también podría afectar al desarrollo de esta comunidad. Se estima además que las consecuencias del pisoteo y el arrastre de embarcaciones deben ser diferentes en función del momento del ciclo

vital en el que se encuentren las especies que forman parte de este hábitat en el Parque.

Limpiezas mal entendidas de playas para favorecer la comodidad de los visitantes pueden afectar directamente al desarrollo de este hábitat en el Parque, si se retiran aquellos restos que constituyen el sustrato sobre el que se desarrolla.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación de esta comunidad en el Parque. No obstante, el vallado de los hábitats dunares podría estar protegiendo áreas de borde en las que se desarrolle, al impedir el acceso de visitantes y el efecto del pisoteo. El acceso a las playas del extremo norte de la isla de Sálvora está prohibido con el objeto de proteger, entre otros valores, a este tipo de vegetación.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de este hábitat en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con este hábitat en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de seguimiento de los factores de amenaza que puedan estar afectando a este hábitat en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de este hábitat en el Parque.

Recomendaciones

Se deberían diseñar y desarrollar estudios específicos que tuvieran como objetivo determinar el estado de conservación actual de la vegetación anual que se desarrolla sobre residuos marinos acumulados en las playas del Parque y su estado de conservación favorable, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarle y definir las acciones de conservación pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable.

Entre los factores cuya influencia debería ser evaluada se encuentran: la frecuencia de los temporales de invierno, la dirección de los vientos durante los mismos y los tipos de restos depositados por ellos; el uso de las playas; el tránsito a pie de visitantes, investigadores, vigilantes y guardería del Parque; el varamiento de embarcaciones en las zonas de la playa en que se desarrolla ese hábitat; y la limpieza de playas.

En relación al control del efecto del pisoteo llevado a cabo por el personal que realiza labores de investigación en el Parque, se recomienda la implantación por el Parque de un control de las metodologías a aplicar en los trabajos de investigación sobre los valores del Parque previo a su adjudicación, basado en la discusión y definición conjunta de las metodologías a aplicar por los equipos de investigación interesados y el personal del Parque responsable de su supervisión.

Asimismo, deberían realizarse estudios que permitieran evaluar el efecto de las medidas de conservación dirigidas hacia otros hábitats sobre la conservación de esta comunidad vegetal, en especial, la influencia de los vallados de sistemas dunares como creadores de sectores de playa libres de pisoteo.

10.2.1.4. Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix*.

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Hábitat prioritario de interés comunitario (código 4020), propio de sustratos ácidos húmedos o encharcados, que en el Parque está representado por la comunidad vegetal *Cirsio filipenduli-Ericetum ciliaris* (Blanco-Dios, 2007). Este matorral suele estar dominado por el brezo de turbera *Erica tetralix*, acompañado por otras especies de brezo y de plantas hidrófilas (Bartolomé *et al.*, 2005).

Su distribución abarca casi toda la península Ibérica, aunque es más frecuente en la parte noroccidental y en la cornisa cantábrica (Bartolomé *et al.*, 2005). En el Parque se desarrolla únicamente en una zona próxima al helipuerto de la isla de Sálvora (Blanco-Dios, 2007).

Identificación y justificación del estado de conservación

No existen estudios relativos al estado de conservación de este hábitat en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

El grado de encharcamiento del suelo es un factor que afecta al desarrollo de este matorral, pudiendo ser desplazado por otros matorrales y por bosques en suelos más secos (Bartolomé *et al.*, 2005). En este sentido, el consumo de recursos hídricos en la isla de Sálvora por parte de los visitantes y del personal al servicio del Parque podría afectar a su estado de conservación.

El ganado presente en la isla de Sálvora también podría estar ejerciendo un control sobre el desarrollo de esta comunidad a través del pisoteo y del ramoneo, aunque no se dispone de información al respecto.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación de esta comunidad en el Parque.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de este hábitat en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con este hábitat en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de seguimiento de los factores de amenaza que puedan estar afectando a este hábitat en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de este hábitat en el Parque.

Recomendaciones

Se recomienda diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual de este hábitat en el Parque y su estado de conservación favorable, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarle y definir las acciones de conservación pertinentes para llevarlo y mantenerlo en un estado de conservación favorable.

Entre los factores cuya influencia debería ser evaluada se encuentran: 1) la disponibilidad de recursos hídricos en el sustrato sobre el que se asienta este hábitat y la incidencia que pueda tener sobre ellos el uso humano de la isla; y 2) el uso por el ganado de la zona ocupada por esta comunidad.

10.2.1.5. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Hábitat prioritario de interés comunitario formado por los bosques de ribera de aliso y fresno (código 91E0) (Bartolomé *et al*., 2005). En el Parque está representado por la comunidad *Senecioni bayonnensis-Alnetum glutinosae,* que engloba los bosques “de ribera” dominados por aliso, acompañado por sauce y un sotobosque donde predominan los pteridófitos, que ocupan suelos en los que existe un encharcamiento más o menos prolongado como consecuencia de las fluctuaciones de caudal de las corrientes de agua en cuyo margen se asientan (Blanco-Dios, 2007).

Se distribuye a lo largo de las riberas de los ríos de la mitad occidental y septentrional ibérica (Bartolomé *et al*., 2005). En el Parque, Blanco-Dios (2007) identifica dos pequeños rodales en la isla de Cortegada; uno en el extremo norte de la playa de Melide, en la isla de Ons; y dos más en la parte norte de la isla del Faro, en el archipiélago de Cíes.

Identificación y justificación del estado de conservación

No existen estudios específicos relativos al estado de conservación de este hábitat en el Parque. Sólo Blanco-Dios (2007) comenta que las superficies de esta comunidad en el Parque son escasas, con una composición florística en general bastante pobre y adscribibles a la misma con reservas, aunque no justifica estas afirmaciones.

Factores con los que interacciona el valor

No existen estudios sobre los factores que interaccionan con este hábitat en el Parque.

Esta comunidad se asienta sobre suelos muy húmedos o encharcados (Bartolomé *et al*., 2005; Blanco-Dios, 2007), por lo que la disponibilidad de agua parece ser un factor influyente en su estado de conservación. En este sentido, la presencia de repoblaciones forestales de especies alóctonas, como el eucalipto o la acacia, en las proximidades de las zonas donde se asienta este hábitat podría disminuir la cantidad de agua disponible en el suelo, como ya se ha demostrado en el Parque con la desecación de fuentes ubicadas en el entorno de las repoblaciones mencionadas (ver referencias en Cordero *et al*., 2007). Por otra parte, el consumo humano de recursos hídricos, tanto por los visitantes como por la población local y el personal al servicio del Parque, podría provocar una disminución en su disponibilidad a nivel freático, disminuyendo la humedad edáfica.

Las revisiones del estado fitosanitario de las áreas forestales del Parque han puesto de manifiesto afecciones sufridas por el aliso como quemaduras en los márgenes foliares provocadas por el efecto de la salinidad en las islas Cíes o la presencia del tíngido *Monosteira unicostata* en la isla de Cortegada, que por el momento sólo ha provocado daños muy leves (OAPN, 2008a)

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación de este hábitat en el Parque.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de este hábitat en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con este hábitat en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores que puedan interaccionar con este hábitat en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de este hábitat en el Parque.

Recomendaciones

Se recomienda diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual de este hábitat en el Parque y su estado de conservación favorable, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarle y definir las acciones de conservación pertinentes para llevarlo y mantenerlo en un estado de conservación favorable.

Entre los factores cuya influencia debería ser evaluada se encuentran la disponibilidad de recursos hídricos en el sustrato en que se asienta este hábitat y los efectos sobre ella del consumo de agua por visitantes, habitantes y personal al servicio del Parque, así como de las plantaciones de especies forestales alóctonas.

10.2.2. Flora

10.2.2.1. Hongos

Descripción del valor y contextualización de su importancia

No se dispone de estudios específicos sobre la flora fúngica del Parque; sólo Blanco-Dios (2007) relaciona las especies con interés de conservación, cita las áreas en que han sido observadas y realiza una breve propuesta de medidas de conservación.

Según la información existente en el estudio citado, los taxones con interés de conservación son: 1) *Boletus pulverulentus*, especie asociada a bosquetes donde predomina el sauce; 2) *Hygrocybe spadicea*, localizada en herbazales en la orilla de caminos en los núcleos de Curro y Cucorno; ambos citados tan sólo en la isla de Ons; 3) *Hypoxylon michelianum*, asociado a bosquetes donde predomina el laurel, presente en la isla de Cortegada y del que sólo se conocen unas pocas localidades más a nivel mundial, en Italia, Portugal y España (Blanco-Dios, 2007).

Las dos primeras especies están incluidas en la Lista Roja de hongos a proteger de la península Ibérica (ADESPER, 2008).

Identificación y justificación del estado de conservación

No existen estudios que establezcan el estado de conservación en el Parque de ninguna de las especies de hongos citadas. Sólo Blanco-Dios (2007) ofrece puntuales comentarios al respecto, señalando que la conservación *de Boletus pulverulentus e Hypoxylon michelianum* no debería plantear problemas, aunque no justifica esta afirmación.

Factores con los que interacciona el valor

No existen estudios sobre los factores que interaccionan con la flora fúngica asentada en el Parque.

En la Lista Roja de hongos a proteger de la península Ibérica (ADESPER, 2008), se citan una serie de factores de amenaza para el conjunto de la flora fúngica, algunos de los cuales podrían estar actuando sobre las poblaciones de hongos del Parque, aunque faltan estudios que permitan evaluar su influencia. Estos son: 1) los cambios y destrucción de hábitats (transformación del monte en cultivos, existencia de áreas con pastoreo, introducción de especies exóticas; efectos de obras públicas y drenaje de zonas húmedas), 2) la fragmentación de ecosistemas, 3) la recolección de cuerpos fructíferos, 4) la inadecuada política forestal (explotaciones forestales, incendios) y 5) la contaminación ambiental provocada por la existencia de vertidos y el uso de biocidas.

Como ya se señaló, *Hypoxylon michelianum* está asociado a las formaciones de laurel de la isla de Cortegada. Informes del estado fitosanitario de las masas arbóreas de esta isla hacen mención a la existencia de daños producidos por cabras y roedores en el laurel, causándoles problemas mecánicos y heridas que facilitan la entrada de hongos de pudrición que pueden acabar provocando la muerte del ejemplar afectado (OAPN, 2004 y 2008a). Los roedores citados en Cortegada son ratones (*Apodemus sylvaticus*) y ratas (*Rattus rattus* y *Rattus norvegicus*) (Maneiro, 1983). Cabras y ratas podrían estar afectando por lo tanto al estado de conservación de estas formaciones, e indirectamente al de *Hypoxylon michelianum*; los informes citados no cuantifican sin embargo el grado de afección de las manchas de laurel, por lo que no es posible evaluar la importancia de esta interacción.

El ganado no estabulado también podría estar afectando al estado de conservación de la flora fúngica del Parque, a través del ramoneo y del pisoteo de la vegetación entre la que se desarrollan los hongos. Los principales causantes de estas afecciones serían un grupo de cabras en la isla de Cortegada, caballos y ciervos en la isla de Sálvora, y un grupo de ovejas y un asno en la isla de Ons. De la misma manera podría estar actuando el pisoteo provocado por algunos de los usos humanos del Parque (tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería, cuadrillas contra incendios e investigadores).

Otros usos también podrían ser el origen de factores de amenaza potenciales para la flora fúngica. Así, la canalización de manantiales y cursos destinada a facilitar distintos aprovechamientos del agua, tanto por parte de visitantes como de la población local y del personal del Parque, podría provocar una disminución en la disponibilidad de recursos hídricos a nivel freático, al impedir que el agua se filtre de manera natural, disminuyendo la humedad edáfica y con ella las posibilidades de supervivencia de los hongos.

Las cortas de vegetación relacionadas con el mantenimiento de caminos y otras infraestructuras están afectando a formaciones arbóreas húmedas (saucedas, alisedas, mixtas) y a herbazales de bordes de caminos, desconociéndose los efectos de las mismas en la conservación de la flora fúngica de interés.

La contaminación de los recursos hídricos del Parque por biocidas y otros vertidos de diversa naturaleza podría estar actuando también sobre los hongos. Respecto al uso de biocidas, se desconocen en gran medida aquellos productos que están siendo utilizados en la actualidad, en especial en la isla de Ons. No existe ninguna normativa para el control del uso de biocidas ni en lo relativo a las sustancias

empleadas ni en lo concerniente a las cantidades autorizadas, a pesar de que la agricultura tradicional está permitida, siempre que se lleve a cabo de forma sostenible. El uso de biocidas está contemplado en casos relacionados con labores de control de la vegetación (García & Quintanar, 2003) y de especies como las ratas (Xestec, 2001). Tampoco existen estudios que evalúen el efecto de estas sustancias sobre la flora fúngica del Parque.

En cuanto a los vertidos susceptibles de contaminar los recursos hídricos del Parque, Tragsatec (2006a) cita su existencia en 10 instalaciones dependientes del mismo ubicadas en los archipiélagos de Ons y Cíes: dos de ellas albergan generadores diesel, en una está instalada una depuradora y las 7 restantes cuentan con fosas sépticas. Estas infraestructuras están destinadas tanto al uso público (centro de información en el archipiélago de Cíes), como a la gestión (puntos limpios, caseta de control de la zona de generación fotovoltaica), o al alojamiento de personal y visitantes (Casas Forestales, Casa de alojamiento del personal, Casa Ucera, zona de acampada). Según este informe, ninguno de estos puntos cuenta con autorización de vertido y el agua vertida no habría sido analizada con anterioridad a 2006, por lo que se desconoce su capacidad de contaminación de los recursos hídricos del Parque.

Por otra parte, el uso de lavaderos, genera el vertido de aguas contaminadas por detergentes, cuyos efectos sobre la flora fúngica están sin evaluar.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de gestión dirigidas directamente a la conservación de estas tres especies en el Parque, pero sí se han llevado a cabo acciones que podrían haber repercutido positivamente en ellas, incrementando la superficie de hábitat potencial. Así, Blanco-Dios (2007) señala que en la isla de Ons se han llevado a cabo 3 repoblaciones con especies de frondosas, entre las que se encontraban tanto laurel como sauce.

Entre 1985 y 1986 se realizó una repoblación entre las zonas de Cucorno y Melide, que incluyó el laurel entre otras especies, cuya evolución se califica de irregular, al haberse producido la pérdida de numerosos ejemplares, y existir zonas muy invadida por el matorral. A lo largo de la década de 1990 se repoblaron con frondosas caducifolias los márgenes de la pista de subida a Cucorno, entre las que estaba incluido el sauce, calificándose su desarrollo actual como bastante limitado, a pesar de que se mantiene controlada la vegetación circundante. También a lo largo de la década de 1990 se realizó una repoblación con frondosas caducifolias entre el campo de trabajo y el monte Espaduada, que incluyó laurel y sauce, cuya evolución se califica como irregular al haberse producido la pérdida de numerosos ejemplares.

Desde el año 2003 se viene realizando la revisión del estado fitosanitario de las masas forestales del Parque, centrada en los archipiélagos de Cortegada y Cíes (Árbol Técnicos, 2003; Fernández *et al.*, 2004a, 2004b, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b; OAPN 2008a). Esta medida permite disponer de información actualizada semestralmente sobre el estado de conservación de las masas arbóreas de estos archipiélagos y de recomendaciones para su mejora en los casos en que resulta necesario.

Por otra parte, se han colocado en los lavaderos de O Caño y Pereiró, en la isla de Ons, carteles informando del efecto negativo del uso de detergentes, en los que se

recomendaba evitar su uso o emplear la cantidad mínima de jabón necesaria. Como muestra del grado de aceptación de estas medidas, cabe señalar que al cartel colocado en Pereiró se le han ocultado las recomendaciones anteriormente citadas. Muestra de la poca efectividad de estas medidas hasta el momento es la abundancia de restos de jabón existente en el agua de estos y otros lavaderos de la isla en el verano de 2008.

Indicadores de estado

ADESPER (2008) propone una relación de criterios a seguir como señales de alarma, entre los que están la reducción alarmante de la población, tamaños poblacionales muy pequeños, rangos de distribución restrictivos y su reducción o fragmentación, aunque no concreta valores de referencia para ninguno de ellos. Estos criterios se basan en indicadores de estado como el tamaño de la población o la distribución de las especies, de los que no existe ninguna información en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con la flora fúngica de interés de conservación en el Parque, ya que no existe ningún estudio específico que los identifique y evalúe.

Programa de monitorización de los factores

No está implantado ningún programa de seguimiento de los factores que puedan suponer una amenaza para la flora fúngica con interés de conservación en el Parque.

Programa de monitorización

No se ha implantado ningún programa de monitorización de *Boletus pulverulentus*, *Hygrocybe spadicea* e *Hypoxylon michelianum* en el Parque Nacional.

Recomendaciones

Se deberían diseñar y desarrollar estudios que tuvieran como objetivo determinar el estado de conservación actual de las especies de hongos mencionadas y su estado de conservación favorable, evaluar los factores que potencialmente pueden modificarlos, y definir las acciones de conservación pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable.

Respecto a los estudios enfocados a la determinación del estado de conservación, Blanco-Dios (2007) defiende la necesidad de realizar prospecciones a lo largo de los próximos años para conocer la distribución de las especies citadas. Otro de los aspectos que se deberían incluir es el estudio de la distribución y del estado de conservación de los hábitats a los que se asocian las distintas especies, con especial atención a las lauredas y a los bosquetes de sauces, cuya protección estricta resulta necesaria, a la espera de realizar estudios pormenorizados sobre su importancia como hábitats de especies con interés de conservación en el Parque. Blanco-Dios (2007) señala la necesidad de preservar las zonas herbosas de márgenes de caminos y los prados con presencia de *Hygrocybe spadicea* (núcleos de Curro y Cucorno en Ons), que corren riesgo de sufrir alteraciones por actividades humanas. También debería contemplarse el estudio de las necesidades hídricas de estos organismos y de los

hábitats en los que se desarrollan, debido a la potencial interacción con el consumo de agua derivado de las actividades humanas que se desarrollan en el Parque.

Por otra parte, Blanco-Dios (2007) cita la existencia de *Entoloma onsiense* y *Leucopaxillus atlanticus*, dos especies cuya descripción está pendiente de publicación y que, según este autor, serían nuevas para la ciencia y endémicas del Parque. En el momento en que estas especies sean aceptadas por la comunidad científica internacional, serán incorporadas a la lista de especies con interés de conservación en el Parque. Este mismo autor plantea la necesidad de buscar *Boletus atlanticus*, también pendiente de descripción y que sólo se conocería de los pinares dunares de Couso (LIC Complexo Húmido de Corrubedo), zona del continente más cercana al Parque Nacional.

Entre los factores que deberían ser evaluados se encuentran la actividad de los roedores en la isla de Cortegada, el pisoteo y el ramoneo provocado por la presencia de ganado no estabulado, el tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería e investigadores, la canalización de manantiales y cursos de agua, los desbroces relacionados con el mantenimiento de caminos y las cortas de vegetación relacionadas con el aprovechamiento y la canalización de manantiales, el uso de biocidas y la existencia de vertidos de diversa tipología.

Respecto a la interacción entre los roedores y los laureles en la isla de Cortegada, las recomendaciones realizadas se refieren al uso de trampas con anticoagulantes específicos para controlar sus poblaciones, siguiendo el ejemplo del Parque Nacional de Garajonay, aunque se aconseja esperar a tener datos sobre la efectividad de la medida antes de ponerla en práctica en el de las Islas Atlánticas (OAPN, 2008a).

La potencial interacción entre el ganado no estabulado y la flora fúngica del Parque, derivada tanto del pisoteo como del ramoneo, requiere de la realización de estudios relativos a la dinámica temporal y a la intensidad de uso que hacen de los distintos tipos de hábitats susceptibles de acoger poblaciones de hongos.

En relación a los usos humanos, inductores de pisoteo, resultaría de gran utilidad desarrollar mapas de distribución, intensidad y variación temporal de personas, que permitan identificar la existencia de puntos críticos de interacción con la flora fúngica de interés de conservación.

Otro aspecto relacionado con las actividades humanas susceptibles de interacción con la flora fúngica es el consumo de agua. A este respecto, resulta necesario evaluar las necesidades hídricas de las especies de hongos a conservar y de sus hábitats, así como determinar la influencia ejercida por el consumo humano. En ese sentido, se requiere del estudio 1) de la evolución anual e interanual de los recursos hídricos y del consumo realizado por visitantes, habitantes y personal del Parque, y 2) de su relación con la disponibilidad de los mismos para los hongos.

Asimismo, es necesario evaluar el efecto de la canalización de manantiales y cursos de agua destinada a facilitar su aprovechamiento humano, sobre la disponibilidad de agua tanto para los hongos y sus hábitats como para el resto de los valores naturales del Parque.

En relación a los potenciales efectos de las cortas y desbroces de vegetación sobre las poblaciones de hongos, es necesaria la planificación de este tipo de trabajos de mantenimiento, que contemple la conservación de la vegetación de sotobosque de todas las formaciones arbóreas húmedas (saucedas, alisedas, mixtas) y de las áreas de vegetación herbácea existentes al borde de los caminos.

La utilización de biocidas debería estar regulada mediante una normativa específica, en cuyo proceso de elaboración se tengan en cuenta las consecuencias de su uso para los distintos valores naturales del Parque. Asimismo, se requiere de un programa de seguimiento, que genere información actualizada sobre las actividades en las que se utilizan, los tipos de sustancias y dosis empleadas, y las áreas en las que se aplican.

El control de los puntos de vertido citados por Tragsatec (2006a) en el Parque requiere de la elaboración de un mapa y de un programa de seguimiento de los mismos. Igualmente sería necesario conocer la distribución y el estado de las restantes fosas sépticas existentes en las islas, en especial en lo que respecta a las numerosas edificaciones en estado ruinoso que se restauraron en la isla de Ons tras la declaración del Parque Nacional, y que en la actualidad se alquilan como viviendas de turismo rural.

El control de la contaminación de los recursos hídricos requiere del establecimiento de un plan general de depuración de aguas, necesidad ya planteada en Tragsatec (2006a), entre cuyos contenidos debería incluirse la continuidad del sistema de control de la calidad del agua, que hasta el momento se realiza con periodicidad variable (OAPN, 2008b), y la finalización del proceso de instalación de depuradoras, de tal forma que queden cubiertos los servicios y viviendas que no cuenten con él (OAPN, 2008b).

Finalmente, resulta conveniente aclarar que la información aportada en este documento sobre las especies de hongos con interés de conservación en el Parque, es tan sólo una introducción a algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran importancia.

10.2.2.2. Líquenes

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Los líquenes son organismos vegetales resultantes de la asociación simbiótica entre un alga y un hongo que, al no ser capaces de competir con las plantas superiores, sólo se hacen patentes en los medios en que éstas no prosperan, siendo sus hábitats característicos la corteza de los árboles (epífitos), las rocas y las piedras (saxícolas), y el suelo desnudo (terrícolas) (Carballal & Paz-Bermúdez, 1998).

Respecto a los líquenes epífitos, sólo se dispone de información aportada por Carballal *et al*. (1998) para el archipiélago de Cíes. Estas autoras destacan dos taxones con un especial interés de conservación desde el punto de vista biogeográfico, *Parmelia hypoleucina* y *Ramalina canariensis*, al ser nuevas citas para

Galicia de especies con distribución mediterráneo-macaronésica, aunque ninguna de ellas está incluida en los catálogos de especies amenazadas gallego y español, ni en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Así, *Parmelia hypoleucina* es una especie conocida dentro de la península Ibérica en Portugal, la costa andaluza y diversas localidades de la costa mediterránea, de la que fueron recolectados escasos ejemplares en pinos y cipreses de las islas de San Martiño y del Faro, lo que supone el límite septentrional de su distribución europea.

Por su parte, *Ramalina canariensis* es una especie abundante en las islas de San Martiño y del Faro sobre distintas especies forestales, que sólo había sido citada dentro de la Península en el área mediterránea y en Portugal, existiendo también registros en zonas costeras del oeste europeo hasta el sur de Noruega.

Dentro de los líquenes saxícolas y arenícolas, destaca la presencia de dos especies catalogadas como En Peligro de Extinción en el *Catálogo Galego de Especies Ameazadas*: *Bactrospora carneopallida* y *Lecanographa dialeuca* (Paz-Bermúdez *et al.,* 2003).

El registro de *Bactrospora carneopallida* en un acantilado del archipiélago de Cíes supuso la primera cita para el continente europeo de una especie que sólo había sido citada con anterioridad en localidades de la región macaronésica y del norte de África (Paz-Bermúdez & López de Silanes, 1998).

Lecanographa dialeuca fue recolectada en la isla de Sálvora, suponiendo también la primera cita para Europa continental, ya que anteriormente sólo existían registros provenientes de los archipiélagos macaronésicos (Paz-Bermúdez, 2000).

No obstante, todos los estudios disponibles sobre los líquenes del Parque, salvo el relativo al seguimiento de la desaparición y recolonización de los cinturones liquénicos costeros afectados por el vertido del Prestige (Sánchez-Biezma *et al*., 2006), fueron realizados con anterioridad a este vertido, el cual afectó especialmente a los hábitats en que se desarrollan las especies saxícolas y arenícolas (zonas intermareal y supralitoral) en los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora (Sánchez-Biezma *et al*., 2006), por lo que Paz-Bermúdez *et al.* (2003) resaltan la necesidad de realizar un nuevo estudio con el fin de ver el estado de esta flora liquénica una vez acabadas las labores de limpieza del vertido.

Identificación y justificación del estado de conservación

La única información disponible sobre el estado de conservación de la flora liquénica del Parque es la aportada por Sánchez-Biezma *et al*. (2006), que estudian la desaparición, regeneración y recolonización de los cinturones liquénicos costeros comprendidos entre la parte alta de la franja litoral y la zona terrestre (litoral superior, supralitoral inferior y supralitoral superior), en áreas afectadas por el vertido del Prestige sometidas a hidrolimpieza y biorremediación, entre las que se encuentran los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora.

Estos autores concluyen que el fuel y las agresivas tareas de hidrolimpieza llevaron a una reducción muy elevada de la biodiversidad de los cinturones más

próximos al mar (litoral superior y supralitoral inferior), casi del 100% en la mayoría de los lugares muestreados, aunque no aportan información cuantitativa que justifique el establecimiento de esta relación causa-efecto. Asimismo, según este estudio, el cinturón supralitoral superior sería el mejor conservado, al resultar solamente salpicado por el chapapote, aunque también sería la franja donde se aprecian más talos con daños o deteriorados debido a la permanencia en él del personal responsable de las tareas de limpieza.

También se concluye que el grado de recuperación de las zonas de costa afectadas es muy escaso en casi todas las áreas prospectadas, y faltan evidencias de regeneración. No obstante, según se comenta en el propio estudio, los trabajos de campo fueron iniciados 2 años después del vertido, no justo después de producirse, y su duración (un año y medio) es muy corta para obtener resultados concluyentes, ya que los líquenes tardan en recolonizar nuevas superficies entre 6 y 10 años, debido a su lenta tasa de crecimiento.

Factores con los que interacciona el valor

Según Sánchez-Biezma *et al*. (2006), los vertidos de hidrocarburos suponen una amenaza para la flora liquénica del Parque asentada entre las franjas litoral superior y supralitoral superior, tanto por el efecto del fuel como por el de la agresividad de las tareas de hidrolimpieza que se suelen aplicar para su retirada. El mayor problema ambiental producido por el fuel sería, según estos autores, su permanencia en las rocas, que dificultaría el asentamiento y desarrollo de nuevos talos. En este sentido, este estudio hace referencia a la existencia de patrones de deterioro en la estructura de los talos de algunas de las especies desarrolladas en contacto con el fuel, que difieren de los existentes en talos que crecen sin contacto directo con él, aunque reconocen la necesidad de un mayor número de datos para poder confirmar la relación entre el contacto con el fuel y el patrón de deterioro observado. Respecto a los efectos resultantes de la agresividad de las tareas de limpieza, únicamente se aporta información referida a los efectos sufridos por la flora liquénica en otros casos de vertidos de fuel en que se realizaron tareas de hidrolimpieza, se mencionan daños sobre diferentes especies de *Verrucaria* y se hace referencia al menor grado de deterioro que sufrirían el sustrato y los líquenes mediante la utilización de un chorro de agua a menor presión, aunque sin aportar información justificativa para estos aspectos. Tampoco se citan efectos sobre las especies con interés de conservación que se desarrollan en las zonas del Parque afectadas por el vertido de fuel.

En cuanto a la capacidad limpiadora de las técnicas utilizadas en las labores de limpieza de vertidos de hidrocarburos, las reducciones de fuel son mayores en áreas en que se aplicaron técnicas de biorremediación que en aquellas en que se llevó a cabo hidrolimpieza (Sánchez-Biezma *et al*., 2006).

Otro factor susceptible de interaccionar con las poblaciones de líquenes saxícolas y arenícolas es el pisoteo provocado por el uso de playas, así como por el tránsito a pie de visitantes, vigilantes y guardería, investigadores y mariscadores a pie en las áreas donde se asientan estos organismos, aunque no existen estudios que permitan evaluar el efecto de estos factores sobre las poblaciones de líquenes del Parque que presentan interés de conservación.

En relación a la conservación de las poblaciones de líquenes epífitos, la corta y retirada de vegetación arbórea, viva o muerta, que se realiza en el Parque, lleva consigo la retirada de la flora liquénica que se desarrolla sobre ella. Ésta se relaciona con actividades como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, la eliminación de troncos de árboles muertos, o las labores de erradicación de especies alóctonas invasoras de porte arbóreo, como las acacias. En este sentido, según Carballal *et al.* (1998), los pinos y las acacias son los árboles más ricos en líquenes epífitos en el archipiélago de Cíes, mientras los robles presentan una flora muy pobre, destacando *Quercus pyrenaica* con 6 especies, si bien se comenta que los ejemplares de roble presentes en el Parque son muy jóvenes. No obstante, estas autoras no aportan información sobre la metodología utilizada que permita justificar estas afirmaciones.

Otro factor con un potencial efecto sobre la flora liquénica epifítica del Parque, propuesto por Carballal *et al*. (1998), sería la eutrofización relacionada con las poblaciones de aves marinas, que podría justificar el alto número de especies de los géneros *Physcia* y *Physconia* presentes en el archipiélago de Cíes, así como la presencia de especies del género *Xanthoria,* todas ellas susceptibles de desplazar a las especies propias del contingente atlántico. No obstante, según estas autoras, ambas observaciones también pueden ser debidas a las características climáticas del archipiélago de Cíes. No se dispone de estudios que permitan evaluar las causas de la aparición del alto número de especies de los géneros citados ni el posible efecto de la eutrofización sobre la flora liquénica asentada en el Parque.

Por otra parte, la obtención de muestras relacionadas con el desarrollo de investigaciones sobre la flora liquénica del Parque que supongan la extracción de individuos o de partes de los mismos, puede tener un efecto sobre sus poblaciones. El Parque también carece de estudios que permitan evaluar la influencia de este factor.

Medidas de conservación

Se está realizando un inventario de la flora liquénica de todo el Parque Nacional, que complementará la información existente sobre los líquenes epífitos del archipiélagos de las islas Cíes (Carballal *et al*., 1998) y sobre los líquenes saxícolas y arenícolas del Parque (Paz-Bermúdez *et al*., 2003).

En relación al efecto de los vertidos de hidrocarburos como factor de amenaza para la flora liquénica del Parque, la aplicación de técnicas de hidrolimpieza y biorremediación del vertido de fuel del petrolero Prestige fue una medida destinada a mitigar los efectos de los hidrocarburos sobre un amplio abanico de hábitats y especies que, según Sánchez-Biezma *et al*. (2006), habría resultado perjudicial para los líquenes asentados en el sustrato de las franjas litoral superior, supralitoral inferior y supralitoral superior del borde costero del Parque, tanto por los daños sufridos debido al tránsito del personal responsable de la limpieza, como por aquéllos derivados de la aplicación de una hidrolimpieza excesivamente agresiva para los líquenes y para el sustrato sobre el que se desarrollan.

Indicadores de estado

Las variables utilizadas por Sánchez-Biezma *et al*. (2006) como indicadores de regeneración y recolonización de áreas afectadas por contaminación, se refieren tanto al conjunto de la población liquénica asentada en una determinada superficie, como al

seguimiento de talos individuales. Indicadores relacionados con la población son 1) la superficie colonizada por líquenes, 2) la superficie afectada por la contaminación y 3) la recolonización de áreas afectadas por la contaminación. Indicadores relativos al seguimiento de talos individualizados son 1) los daños provocados por la contaminación, 2) el crecimiento y 3) la regeneración de talos preexistentes.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con la flora liquénica de interés de conservación en el Parque, ya que no existe ningún estudio específico que los identifique y evalúe.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un programa de monitorización de los factores que puedan interaccionar con las especies de líquenes con interés de conservación del Parque.

Programa de monitorización del valor

Aunque Paz-Bermúdez *et al.* (2003) resaltaban la necesidad de realizar un estudio para ver el estado de la población de líquenes saxícolas y arenícolas del Parque, una vez finalizada la fase de limpieza de la marea negra del Prestige, y Sánchez-Biezma *et al*. (2006) han estudiado la desaparición, regeneración y recolonización de los cinturones liquénicos costeros en las áreas afectadas por el vertido, no se ha implantado un programa de monitorización de la flora liquénica del Parque que permita continuar con el estudio de los efectos de las medidas de conservación puestas en práctica en cinturones costeros.

No obstante, la metodología aplicada por Sánchez-Biezma *et al*. (2006), basada en el análisis de fotografías tomadas de puntos de muestreo permanentes localizados tanto en transectos perpendiculares a la costa como fuera de ellos, permite la monitorización de la estructura de las comunidades, de las tasas de crecimiento de individuos y de los daños en los talos, tanto de líquenes saxícolas como de epífitos y terrícolas.

El método aplicado consiste en el establecimiento de transectos perpendiculares a la costa a lo largo de los que se colocan sobre el sustrato, a intervalos de 5 m y a una distancia de 1 m a ambos lados del mismo, marcos de 20x20 cm, los cuales se fotografían de forma sistemática cada 6 meses a lo largo del período de estudio. Asimismo, fuera del transecto se pueden colocar marcos aislados para seguir la evolución de talos dañados o deteriorados que resulten de especial interés. Además de ser fotografiadas, estas superficies de muestreo son examinadas detenidamente en el campo para determinar las especies presentes y las especies próximas al mismo, en previsión de posibles recolonizaciones.

El análisis de las imágenes se realizó mediante el programa informático Lichen Vision 1.0 beta, que permite obtener el porcentaje de la superficie total (píxeles) que ocupa cada liquen seleccionado en base a la diferencia de color entre éste y el resto de la superficie de la imagen. No obstante, el uso de este programa presenta una serie de problemas derivados tanto de las variaciones temporales del color de los líquenes, como de los conflictos de color entre distintos elementos de la imagen a analizar, o del

ajuste entre definición de la imagen (tamaño de píxel) y superficie real cubierta por cada elemento, por lo que los autores del estudio proponen realizar el análisis con el programa ImagePro en adelante.

Recomendaciones

Se recomienda diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de las especies de líquenes con interés de conservación en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden modificarlos, y definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable.

Dado el limitado nivel de conocimiento existente sobre el estado de conservación de los líquenes del Parque, se recomienda la realización de estudios que aporten información sobre su distribución, los diferentes hábitats en los que están presentes o la evolución de sus poblaciones, y que identifiquen variables que puedan ser utilizadas como indicadores de su estado de conservación.

Entre los factores que deberían ser evaluados por su relación con la conservación de los líquenes saxícolas y arenícolas se encuentran, al menos, los vertidos de hidrocarburos y el tránsito de visitantes, vigilantes y guardería, investigadores y mariscadores a pie por los hábitats más propicios para el asentamiento de los mismos, así como la corta y retirada de vegetación arbórea del Parque en lo referente a los líquenes epífitos.

Respecto a la amenaza que supone el vertido de hidrocarburos, puesto de manifiesto tras el accidente del Prestige, el Parque debería disponer de una estrategia de actuación propia que incluya la elaboración de 1) un mapa de sensibilidad de las distintas zonas; 2) un protocolo de actuación que contemple tanto acciones preventivas, destinadas a evitar la llegada de los hidrocarburos al interior del Parque, como acciones de minimización del impacto de los mismos enfocadas hacia la limpieza y regeneración de aquellas áreas a las que llegue el vertido; y 3) un programa de seguimiento de la efectividad de las medidas aplicadas que, para el caso de las medidas de minimización, podría utilizar metodologías equivalentes a las utilizadas por Sánchez-Biezma *et al*. (2006).

Respecto a las actuaciones llevadas a cabo tras el vertido del Prestige y al seguimiento de sus efectos, Sánchez-Biezma *et al*. (2006) hacen una propuesta de mejoras entre las que incluyen:

1) Analizar las sustancias tóxicas acumuladas por los líquenes, para saber con exactitud si es el chapapote lo que causa la muerte de talos que están próximos o en contacto con él.

2) Ampliar, como mínimo a 10 años, la duración del estudio realizado, dada la lentitud de crecimiento de estos organismos. Esta medida también sería aplicable a proyectos de recuperación y planes de seguimiento y evolución de episodios de contaminación.

3) Realizar las tareas de hidrolimpieza con expertos, respetando los talos dañados o incluso los dañados pero adheridos a la roca, ya que su permanencia es fundamental para la regeneración de futuros talos.

Estos autores también realizan una propuesta de actuaciones en caso de un nuevo accidente similar al del Prestige, entre las que destacan 1) la realización de un recorrido por las zonas afectadas para realizar una evaluación del grado de afectación de las diferentes franjas costeras de líquenes, sobre la que decidir las áreas que serán sometidas a hidrolimpieza, 2) la delimitación previa de las zonas a hidrolimpiar y la adecuación de la presión del agua, de tal manera que dañe lo menos posible el sustrato y los líquenes no afectados.

En relación al efecto del pisoteo sobre la flora liquénica, la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque, resultaría de gran utilidad para identificar la existencia de zonas críticas de interacción. La elaboración de estos mapas debería complementarse con la realización de un seguimiento del grado de cumplimiento de los cupos de visitantes y del efecto de éstos sobre las zonas críticas que se puedan llegar a identificar, que podría servir para evaluar la idoneidad del número de personas que el Parque acoge en la actualidad (2008).

En cuanto a los factores de amenaza para los líquenes epífitos, el control de los efectos de la corta y retirada de vegetación requiere de la elaboración y puesta en práctica de un protocolo que guíe estas actuaciones, que integre el necesario mantenimiento de caminos y cortafuegos con los objetivos de conservación. Asimismo, debería aplicarse un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación adecuada, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

En relación a la erradicación de especies forestales alóctonas invasoras, se requiere de una evaluación de sus efectos sobre la conservación de la flora liquénica epífita de interés. Las conclusiones de este estudio deberían ser incorporadas en las estrategias de control que se lleguen a aplicar. En este sentido, Carballal *et al*. (1998) apuntan que la conservación de la flora liquénica epifítica del Parque requiere del mantenimiento del arbolado existente, encontrándose la mayor riqueza de especies sobre acacias y pinos, frente a la pobreza de los robles. Carballal & Bermúdez (1998) explican esta pobreza liquénica de los robles del Parque en base a su juventud, produciéndose un aumento en la riqueza específica paralelamente a su envejecimiento.

En relación al efecto de la eutrofización debida a la presencia de aves marinas, Carballal *et al*. (1998) plantean la necesidad de su vigilancia, pero sin llegar a proponer una metodología.

Finalmente, resulta conveniente aclarar que la información aportada en este documento sobre las especies de líquenes con interés de conservación en el Parque, es tan sólo una introducción a algunos de los factores más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las

cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran importancia.

10.2.2.3. Flora vascular

Cytisus insularis

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Cytisus insularis es una especie de matorral arbustivo descrita a partir de individuos de la isla de Ons. Vive principalmente en acantilados costeros, aunque secundariamente coloniza suelos de antiguos cultivos abandonados (Ortiz *et al.*, 2001). Según Ortiz *et al.* (2004), presenta polinización entomófila (por insectos) y la dispersión de las semillas se produce por autocoria explosiva probablemente favorecida por la participación de hormigas (mirmecocoria) una vez las semillas han caído al suelo.

Los núcleos más numerosos de esta especie se encuentran en el sector occidental de la isla de Ons (Ortiz *et al.*, 2001). Su presencia está también constatada en la isla de Vionta (archipiélgo de Sálvora), donde la población se concentra en una única agrupación localizada en la parte norte de la isla (Ortiz *et al.*, 2001). Recientemente (2006) ha sido descubierto un ejemplar en la isla de Sálvora (Blanco-Dios, 2007).

La estima del tamaño poblacional de esta especie varía dependiendo de la fuente consultada. Así, según Ortiz *et al.* (2004) la población total apenas sobrepasa los 6.000 individuos, contabilizándose 5.696 ejemplares en la isla de Ons y 380 en Vionta, mientras que Carbajal *et al.* (2005) cifran la población total en 3.728 individuos, 3.400 en la isla de Ons y 328 en la de Vionta. En ambos estudios se aplicó como metodología el conteo directo de ejemplares potencialmente reproductores, y sus fechas de publicación son muy próximas, por lo que llama la atención la diferencia existente entre ambos resultados, sobre todo teniendo en cuenta los comentarios relativos al estado de conservación de la población (ver apartado de estado de conservación). En el estudio de más reciente publicación no se especifica la fecha de realización del trabajo de campo.

Está catalogada como En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, categoría que también se le asigna en el Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004) y en el borrador de la Lista Roja de la flora vascular amenazada española 2008 (VVAA, 2008b). No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Ortiz *et al.* (2004), la población de la isla de Ons parece ser estable y la de Vionta está en regresión a juzgar por su aspecto, aunque no pueden evaluar con precisión las causas de tal estado. Por su parte, Carbajal *et al.* (2005) califican el estado de conservación de la especie en el Parque como excelente y plantean que la población de la isla de Vionta no se encuentra en muy buen estado, con ejemplares de

escaso porte y aspecto algo degradado, aunque no justifican el por qué de ninguna de estas afirmaciones.

Factores con los que interacciona el valor

Para la población de Vionta, Ortiz *et al*. (2004) proponen la acción de los temporales y la competencia con otras especies, indeterminadas, como probables factores de amenaza, aunque afirman desconocer con exactitud las causas del mal estado de la población. Por su parte, Carbajal *et al.* (2005) citan las duras condiciones meteorológicas como potencial amenaza para la viabilidad de la población de *C. insularis* asentada en esta isla, apuntando como posibles causas adicionales de la degradación de los ejemplares existentes el aporte salino y el importante efecto de las gaviotas, sin llegar a aportar ninguna explicación adicional sobre este último aspecto.

Para la población de Ons, Ortiz *et al*. (2004) citan la amenaza derivada de los procesos de urbanización de la isla, afirmando que este factor debe desaparecer con la declaración de Parque Nacional; también señalan el potencial efecto de la hibridación con *C. striatus*. Carbajal *et al.* (2005) también citan este último aspecto como amenaza potencial, a lo que añaden la posible influencia de los trabajos de corta y roza de vegetación relacionados con el mantenimiento de caminos, sobre los ejemplares asentados en las orillas de éstos.

Finalmente, Blanco-Dios (2007) cita dos factores que interaccionarían con el único ejemplar de *C. insularis* registrado en la isla de Sálvora, la apertura de cortafuegos, que habría favorecido su detección; y la presencia de caballos y ciervos, que lo utilizan como alimento, considerando que el ejemplar se estaba viendo gravemente afectado por la acción de los mismos. La apertura de cortafuegos está relacionada con las labores de mantenimiento llevadas a cabo por el personal del Parque.

Ninguno de los estudios citados aporta información que permita evaluar la influencia de los factores apuntados sobre las poblaciones de *C. insularis* asentadas en el Parque.

Medidas de conservación

La única medida de conservación de la que existe constancia es la referente al cercado con malla cinegética del perímetro del ejemplar descubierto en la isla de Sálvora, (Blanco-Dios, 2007). Tras su instalación, en febrero de 2007, el ejemplar se habría recuperado satisfactoriamente, según Blanco-Dios (2007).

Indicadores de estado

El único indicador de estado apuntado para *C. insularis* es el número total de ejemplares registrado en cada isla (Ortiz *et al*., 2004; Carbajal *et al*., 2005), complementado por el número de individuos que forman cada uno de los núcleos poblacionales, aportado por Carbajal *et al*. (2005).

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *C. insularis* en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que puedan interaccionar con *C. insularis*.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de las poblaciones de *C. insularis* en el Parque.

Recomendaciones

Es recomendable diseñar y desarrollar estudios que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de *C. insularis* en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a los mismos, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantener esta especie en un estado de conservación favorable.

Entre los factores que deberían ser evaluados se encuentran al menos los efectos de la meteorología, la salinidad y el efecto de la nitrificación inducido por las gaviotas. A éstos se añaden la actividad de caballos y ciervos en Sálvora, la potencial hibridación con *C. striatus* en Ons, y las labores de corta y retirada de vegetación que se realizan en todo el Parque vinculadas al mantenimiento de caminos y cortafuegos.

Resulta recomendable la realización de un estudio que evalúe la incidencia de estos factores en la dinámica poblacional de la especie en cada uno de los archipiélagos, que permita identificar aquellos factores cuyo control debería ser prioritario.

En cuanto a los factores de amenaza, el control de los efectos de la corta y retirada de vegetación requiere de la elaboración y puesta en práctica de un protocolo que guíe estas actuaciones e integre el mantenimiento de caminos y cortafuegos con los objetivos de conservación. Asimismo, debería aplicarse un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

En relación al ejemplar descubierto en la isla de Sálvora, es necesario realizar un seguimiento de su estado de conservación y labores de mantenimiento del vallado de protección.

En relación a las acciones de conservación recomendadas, Ortiz *et al.* (2004) proponían el seguimiento demográfico de las poblaciones de *C. insularis* y la protección física e incluso el reforzamiento de la población de Vionta, debido a su mal estado. Por su parte, Carbajal *et al.* (2005) recomendaban la recogida de semillas y su incorporación a un banco de germoplasma, así como el cultivo de la especie y su utilización en trabajos de restauración de hábitats en la isla de Ons.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *C. insularis*, es tan sólo una introducción al estado de conocimiento existente sobre algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran importancia.

Omphalodes littoralis subsp. *gallaecica*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Esta planta es una subespecie endémica de la provincia de A Coruña, con núcleos en el área norte de Ferrol, Costa da Morte y un pequeño enclave en la península de O Barbanza (Serrano & Carbajal, 2004a). Dentro del Parque Nacional sólo ha sido encontrada una pequeña población en la isla de Sálvora, en las dunas de la playa de Lagos (Blanco-Dios, 2007; 2008).

Según Serrano & Carbajal (2004a), habita dunas semimóviles grises poco alteradas, formando parte de la comunidad *Violo enriquesii-Sileneteum litoreae*, aunque también aparece en zonas rocosa más expuestas si una capa de arena recubre el sustrato.

Se trata de una especie anual, cuyo desarrollo vegetativo tiene lugar de noviembre-diciembre a mayo, fructificando entre mayo y junio (Serrano & Carbajal, 2004a). La autogamia debe ser la forma de polinización más común y la dispersión de las semillas (núculas) se produce con ayuda de animales (zoocoria), gracias a su capacidad de adherirse al pelo de mamíferos (Serrano & Carbajal, 2004a). Según Serrano (2001), la tasa de germinación en el campo es alta (43,3%), lo que se corresponde con un banco de semillas reducido (116 semillas/m^2), y la mortalidad es baja (7-14%).

El tamaño de la población asentada en el Parque es de 5 ejemplares (Blanco-Dios, 2008). Según Serrano & Carbajal (2004a), los tamaños poblaciones de esta subespecie pueden presentar importantes fluctuaciones en años consecutivos, aunque no especifican a qué factores podrían ser achacables.

Subespecie catalogada como En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, la misma categoría que se le aplica en el Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004) y en el borrador de la Lista Roja de la flora vascular amenazada española 2008 (VVAA, 2008b), mientras en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas aparece como especie Sensible a la alteración de su hábitat. Asimismo, está incluida en el Anexo II (especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de trabajos que proporcionen información de utilidad que ayude a determinar el estado de conservación de esta subespecie en el Parque.

En el resto de la costa gallega, ha desaparecido de más del 40% de las localidades desde la década de 1980, elevándose esta proporción hasta el 80% en el caso del área de O Barbanza, extremo meridional de su área de distribución conocida y zona más cercana al archipiélago de Sálvora (Serrano, 2001).

Factores con los que interacciona el valor

No se dispone de estudios relativos a los factores que interaccionan con *O. l. gallaecica* en el Parque ni a la forma en que pudieran afectarle. Serrano (2001) y Serrano & Carbajal (2004a) citan amenazas que inciden sobre las poblaciones de esta subespecie fuera del Parque Nacional o sobre los hábitats en los que se asientan, algunas de las cuales podrían estar actuando en el mismo. Entre ellas mencionan la adecuación de playas con fines turísticos, la degradación de los hábitats dunares, el pequeño banco de semillas de esta subespecie, su reducida variabilidad genética, el cambio climático global y la presencia de especies de plantas alóctonas invasoras como *Carpobrotus edulis*, *C. acinaciformis* y *Arctotheca calendula* en algunas de las localidades que acogen poblaciones de *O.l. gallaecica*.

Los dos primeros factores están relacionados, ya que la promoción de los valores turísticos del Parque (playas, banderas azules, camping…) desvinculada de sus objetivos de conservación, puede suponer un reclamo que ocasionaría un aumento de la presión de visitantes sobre los arenales y los sistemas dunares. El pisoteo de hábitats dunares originado por el uso turístico de las playas, y por el tránsito de visitantes, personal del Parque e investigadores, se relaciona con su degradación, a través de la inducción de episodios erosivos y del potencial aplastamiento de *O. littoralis* y de otras especies de interés. El potencial daño causado dependerá de la época del año en que se produzca, siendo quizá las etapas más críticas las correspondientes a los períodos de floración y fructificación. No obstante, no existen estudios que evalúen el eventual efecto del factor pisoteo sobre esta especie en el Parque. Otro factor de amenaza potencial son los trabajos de mantenimiento de playas, cuyos efectos coincidirían con los señalados para el pisoteo.

Serrano (2001) señala el reducido banco de semillas observado en esta subespecie como un factor de amenaza porque no permite responder e cambios en las condiciones apropiadas para el desarrollo vegetativo. Según este autor, si por cualquier motivo las plantas existentes desaparecen (y las alteraciones antrópicas resultan ser una causa frecuente) un banco de semillas amplio permitirá a la población recuperarse una vez se disipe la perturbación; en caso contrario, el núcleo poblacional quedará reducido, disminuyendo la viabilidad poblacional.

La reducida variabilidad genética y el cambio climático global afectarían sobre todo a las poblaciones de pequeño tamaño y a aquellas que se encuentran alejadas del óptimo climático de la especie, respectivamente (Serrano, 2001). Estas dos circunstancias se dan en la población de *O.l. gallaecica* del Parque.

De las tres especies de plantas alóctonas invasoras citadas por Serrano (2001), Blanco-Dios (2007) únicamente constata la presencia en la isla de Sálvora de *Carpobrotus edulis*.

La obtención de muestras de ejemplares enteros o de alguna de sus partes con fines científicos, puede constituir también una amenaza para la población del Parque.

Estos efectos deberían evaluarse detenidamente antes de la concesión de cualquier potencial solicitud de permiso al respecto.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas dirigidas a la conservación de las poblaciones de *O. l. gallaecica.*

La prohibición del tránsito de visitantes en los sistemas dunares de la isla de Sálvora es una medida indirecta que se aplica en el Parque desde el año 2007 y contribuye a preservar esta especie.

La erradicación de especies alóctonas invasoras también es otra medida que debería contribuir a la conservación de *O. l. gallaecica*, aunque no se dispone de información que permita evaluar este efecto.

Indicadores de estado

No existen informes en los que se identifiquen indicadores del estado de conservación de esta subespecie en el Parque. Para poblaciones fuera del mismo, un indicador utilizado es el tamaño de la población (Serrano & Carbajal, 2004a). El Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, en el que se incluye esta especie, debería proporcionar indicadores adicionales.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *O. l. gallaecica* en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que inciden sobre la población de *O. l. gallaecica* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de las poblaciones de *O. l. gallaecica* en el Parque.

Recomendaciones

O. l. gallaecica pertenece al grupo de especies incluidas en el Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, promovido por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, de la Xunta de Galicia, que proporcionará información sobre el estado de conservación de sus poblaciones en Galicia, y sobre las medidas de gestión a llevar a cabo. Las medidas propuestas deberían ser tenidas en cuenta por el órgano de gestión del Parque.

En caso de no ser satisfactorios los contenidos del Plan, en especial en lo relativo a la determinación del estado de conservación actual y del estado de conservación favorable de la población del Parque, a la evaluación de los diferentes factores que potencialmente le pueden afectar, y a la definición de las acciones

pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable, sería recomendable la realización de estudios que cubrieran las posibles lagunas existentes, en especial en lo relativo a los parámetros demográficos de mayor relevancia para evaluar el estado de conservación, o el riesgo de extinción de la población del Parque.

Entre los factores de presión que deberían ser evaluados y controlados están la promoción del valor turístico del Parque no enmarcada en sus objetivos de conservación, y el pisoteo en los hábitats dunares. Respecto al primero, resulta recomendable fomentar entre los diferentes actores implicados, entre los que se encuentran ayuntamientos y empresas privadas, entre otros, la publicitación de un turismo responsable y de naturaleza, no de sol y de playa como el que se realiza mayoritariamente en la actualidad.

Se recomienda además controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *Omphalodes littoralis gallaecica*, es tan sólo una introducción a algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran importancia.

Alyssum loiseleurii subsp. *gallaecicum*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Alyssum loiseleurii subsp. *gallaecicum* es un taxón exclusivo de Galicia, donde ha sido registrado en las provincias de A Coruña y Pontevedra (Blanco-Dios, 2007). Una de sus escasas poblaciones se encuentra en la isla de Vionta, perteneciente al archipiélago de Sálvora (Ortiz & Rodríguez-Oubiña, 2005).

Es una planta perenne que tiene en su base una cepa algo leñosa de la que surgen ramificaciones subterráneas y tallos acostados en los que se desarrollan las flores. Crece en dunas y arenales costeros.

Esta subespecie está incluida en la categoría Vulnerable en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, la misma que se le aplica en el borrador de la Lista Roja de la flora vascular amenazada española 2008 (VVAA, 2008b). No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni en el Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España (Bañares *et al*., 2004), ni tampoco en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de informes que proporcionen información de utilidad relativa al estado de conservación de esta subespecie en el Parque, si bien podría haberse rarificado, o incluso haber desaparecido, debido a los cambios experimentados en la isla de Vionta durante 2006 y 2007 (Arcea, datos propios).

Factores con los que interacciona el valor

No se dispone de información acerca de los factores que interaccionan con *A. loiseleurii gallaecicum* en el Parque, ni sobre la forma en que pudieran afectarle. Estos deberían ser al menos aquellos que afectan a otras especies que se desarrollan en hábitats dunares, sobre todo en lo relativo al mantenimiento de playas, a la adecuación de las mismas con fines turísticos, y al pisoteo derivado de los distintos usos humanos que se desarrollan.

El pisoteo de hábitats dunares originado por el uso turístico de las playas, y por el tránsito de visitantes, personal del Parque e investigadores, se relaciona con su degradación, a través de la inducción de episodios erosivos y del potencial aplastamiento de *A. loiseleurii gallaecicum* y de otras especies de interés. El potencial daño causado dependerá de la época del año en que se produzca, siendo quizá las etapas más críticas las correspondientes a los períodos de floración y fructificación. No obstante, no existen estudios que evalúen el eventual efecto del factor pisoteo sobre esta especie en el Parque. Otro factor de amenaza potencial son los trabajos de mantenimiento de playas, cuyos efectos coincidirían con los señalados para el pisoteo.

La obtención de muestras de ejemplares enteros o de alguna de sus partes con fines científicos, puede constituir también una amenaza para la población del Parque. Estos efectos deberían evaluarse detenidamente antes de la concesión de cualquier posible solicitud de permiso al respecto.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas expresamente a la conservación de las poblaciones de *A. l. gallaecicum*.

Indicadores de estado

No existen informes en los que se identifiquen indicadores del estado de conservación de esta subespecie en el Parque. El tamaño de la población podría ser uno de ellos. El Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, en el que se incluye esta especie, debería proporcionar indicadores adicionales.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *A. l. gallaecicum* en el Parque Nacional.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que interaccionan con *A. l. gallaecicum* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización.

Recomendaciones

Alyssum loiseleurii gallaecicum pertenece al grupo de especies incluidas en el Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, promovido por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, de la Xunta de Galicia, que proporcionará información sobre el estado de conservación de sus poblaciones en Galicia, y sobre las medidas de gestión a llevar a cabo. Las medidas propuestas deberían ser tenidas en cuenta por el órgano de gestión del Parque.

En caso de no ser satisfactorios los contenidos del Plan, en especial en lo relativo a la determinación del estado de conservación actual y del estado de conservación favorable de la población del Parque, a la evaluación de los diferentes factores que potencialmente le pueden afectar, y a la definición de las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable, sería recomendable la realización de estudios que cubrieran las posibles lagunas existentes, en especial en lo relativo a los parámetros demográficos de mayor relevancia para evaluar el estado de conservación, o el riesgo de extinción de la población del Parque.

Entre los factores de presión que deberían ser evaluados y controlados está el pisoteo en los hábitats dunares, en especial aquel que tenga su origen en visitas no autorizadas a zonas de reserva, o en los trabajos de gestión y en las investigaciones autorizadas en el Parque. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *Alyssum loiseleurii gallaecicum*, es tan sólo una introducción al estado de conocimiento existente sobre algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran importancia.

Erodium maritimum

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Especie de distribución europea, donde aparece muy dispersa en la costa occidental, llegando hasta el Mediterráneo central (Gómez-Orellana & Sáez, 2004). Las poblaciones de *E. maritimum* existentes en la península Ibérica se encuentran en la isla Dragonera (Baleares), en San Andrés de Teixido (A Coruña) y en el Parque Nacional, en el que su presencia se circunscribe a un pequeño núcleo localizado recientemente en los acantilados inmediatos al faro de la isla del Faro, en el archipiélago de Cíes, compuesto por 16 ejemplares (Blanco-Dios, 2007).

Se trata de una planta anual o bienal, de tallos postrados y pétalos muy efímeros, que en Galicia ocupa suelos desnudos cercanos al mar, grietas de caminos empedrados, muros y paredes de edificaciones. La floración se concentra principalmente hacia los meses de abril y mayo, mientras que la producción de frutos se extiende hasta julio. Presenta además una importante variación anual en el número de individuos por población (Gómez-Orellana & Sáez, 2004).

Esta especie está incluida en la categoría En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, y catalogada como En Peligro Crítico tanto en el Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España (Bañares *et al*., 2004) como en el borrador de la Lista Roja de la flora vascular española amenazada española 2008 (VVAA, 2008b). No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni consta en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

La población de esta especie, estimada en 136 ejemplares (Carbajal *et al*., 2005) fue destruida en 2006 por los trabajos de remodelación del faro principal del archipiélago de Cíes. Con posterioridad, en el año 2007, fue localizada una nueva población en el entorno inmediato, compuesta por 16 ejemplares, y cuya aparición podría relacionarse con el vertido de escombros procedentes de las obras. Se desconoce si ha sido evaluada la reducción en el número de efectivos de la población, pero probablemente la viabilidad de la misma se haya visto considerablemente reducida.

Gómez-Orellana & Sáez (2004) indican una importante regresión demográfica de la especie, que incluye la pérdida de algunas poblaciones, tanto a nivel mundial como peninsular. También, en opinión de estos autores, el estado de conservación de las poblaciones gallegas es mucho más deficiente que el de las poblaciones baleares

Factores con los que interacciona el valor

Respecto a la población actual, no se dispone de ningún estudio que haga referencia a los factores que interaccionan con ella, a pesar de que su localización en un área de acantilado inmediata a un punto de interés turístico, hace a esta población muy propensa a sufrir los efectos del pisoteo, derivado de actividades como el tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería, cuadrillas contra incendios e investigadores, o los efectos de la corta y retirada de vegetación, relacionada con labores de mantenimiento y erradicación de especies exóticas invasoras. En relación a estas últimas, Blanco-Dios (2007) cartografía un núcleo de *Carpobrotus edulis* en las proximidades del lugar de asentamiento de *Erodium*, que podría verse afectado tanto por su expansión como por los propios trabajos de erradicación, si no se tiene en cuenta su presencia.

Las obras de remodelación del faro principal del archipiélago de Cíes que provocaron la desaparición de la población que se asentaba entre las losas de piedra del recinto (Carbajal *et al*., 2005), se encuadraban entre las actividades de mantenimiento realizadas en el Parque. No obstante, según Blanco-Dios (2007), estas labores no habrían sido realizadas por mandato del Parque, sino de la Autoridad

Portuaria de Vigo, lo que manifestaría una falta de control y de supervisión de las actuaciones llevadas a cabo por otras administraciones dentro del Parque.

Carbajal *et al.* (2006), en relación a la población desaparecida, citaban como factores de amenaza la degradación del hábitat y la competencia interespecífica por él, descartando la influencia del tránsito de personas, aunque no aportan datos que avalen tales consideraciones. Cualquiera de estos tres factores podría estar interaccionando con la población descubierta recientemente, pero faltan estudios que evalúen dicha interacción.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas expresamente a la conservación de la población de *E. maritimum* del Parque.

Indicadores de estado

El único indicador de estado de la especie del que existe constancia es el número de individuos del único núcleo poblacional existente en Parque (Blanco-Dios, 2007). El Plan de recuperación de flora amenazada de costa rocosa, en el que se incluye esta especie, debería proporcionar indicadores adicionales.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *Erodium maritimum* en el Parque Nacional.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que interaccionan con *Erodium maritimum* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización.

Recomendaciones

Erodium maritimum pertenece al grupo de especies incluidas en el Plan de recuperación de flora amenazada de costa rocosa, promovido por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, de la Xunta de Galicia, iniciado en 2008, que proporcionará información sobre el estado de conservación de sus poblaciones en Galicia, y sobre las medidas de gestión a llevar a cabo. Las medidas propuestas deberían ser tenidas en cuenta por el órgano de gestión del Parque.

En caso de no ser satisfactorios los contenidos del Plan, en especial en lo relativo a la determinación del estado de conservación actual y del estado de conservación favorable de la población del Parque, a la evaluación de los diferentes factores que potencialmente le pueden afectar, y a la definición de las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable, sería recomendable la realización de estudios que cubrieran las posibles lagunas de conocimiento existentes, en especial en lo relativo a los parámetros demográficos de

mayor relevancia para evaluar el estado de conservación, o el riesgo de extinción de la población del Parque. En este sentido, Carbajal *et al.* (2005) planteaban la necesidad de realizar estudios de biología reproductiva y germinación encaminados a conocer el número de generaciones anuales, así como estudios de dinámica poblacional.

Respecto a la evaluación del pisoteo como factor de amenaza, Carbajal *et al.* (2005) recomiendan estudiar la respuesta de *E. maritimum* al efecto del tránsito de personas, mediante la realización de estudios de manejo del hábitat, aunque sólo concretan su propuesta en el sentido de llevarlos a cabo en experiencias de reintroducción realizadas fuera del ámbito de la población natural, debido al pequeño tamaño de la misma.

Se recomienda además la erradicación de la mancha de *Carpobrotus edulis* que se localiza en las proximidades de la población de *Erodium maritimum*, para eliminar el riesgo de afección. Durante los trabajos de extracción se deberá acotar el área en la que está presente, estableciendo un perímetro de seguridad, para evitar el pisoteo.

En relación a la influencia de las actividades realizadas en instalaciones dependientes de organismos ajenos al Parque, el impacto causado por las labores realizadas en el faro de la isla central del archipiélago de Cíes sobre la población de *E. maritimum* (Carbajal *et al*., 2006) pone de manifiesto la falta de coordinación existente entre las distintas administraciones presentes. A fin de evitar este tipo de sucesos, se recomienda la elaboración de un protocolo de supervisión por el Parque de toda actuación a realizar en su territorio, el cual debería incluir, como requisitos previos para su ejecución, las obligaciones de: 1) informar al órgano gestor sobre las características de la actuación, 2) realizar una evaluación de los posibles impactos de la actuación sobre los valores del Parque y 3) obtener un informe favorable del órgano gestor del espacio natural relativo a la adecuación de la actuación a los fines de éste.

Aparte de las recomendaciones ya mencionadas, Carbajal *et al.* (2005) apuntan que las medidas de conservación para esta especie pasan por la conservación del hábitat, restringiendo el acceso al núcleo poblacional mediante vallado o instalando carteles informativos de la presencia e importancia de la especie, y por el refuerzo de la población a través del establecimiento de pequeños núcleos en hábitats propicios. Asimismo, contemplan la necesidad de realizar estudios que aborden aspectos tales como la respuesta de la especie a la extracción de las especies competidoras, o su conservación *ex situ* mediante el mantenimiento de semillas en un banco de germoplasma y del estudio de la posibilidad de cultivo *in vitro* de la especie.

Linaria arenaria

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Linaria arenaria es una planta anual que se desarrolla en pastizales pioneros sobre dunas y arenas relativamente asentadas (Serrano & Carbajal, 2004b). Su área de distribución mundial se restringe a la costa occidental francesa y a cuatro localidades insulares gallegas, tres de las cuales están incluidas dentro del Parque Nacional, con una población total de 79.935 ejemplares (Serrano & Carbajal, 2004b; Carbajal *et al*., 2005). En la isla de Sálvora se encuentran los principales efectivos ibéricos de la especie, distribuidos en tres núcleos, uno en las dunas de la playa do

Almacén, con 1.828 individuos; otro en las dunas de la playa dos Bois, con 75.476 ejemplares; y un tercero en los alrededores del faro, no cuantificado (ARCEA datos propios). En la isla de Ons se tiene constancia de la presencia de dos núcleos en los sistemas dunares de las playas de Canexol y de Melide, con 1.155 y 179 individuos respectivamente. Por último en Cíes, se ha detectado una población de 297 individuos ocupando una zona de duna gris sobre arenas móviles en el sistema dunar de la playa de San Martiño, a la que se suma otra formada por 10 individuos localizada en las dunas de la playa de Nosa Señora, en la isla de Faro (Blanco-Dios, 2008).

Serrano & Carbajal (2004b), señalan que los efectivos de esta especie oscilan de manera importante entre años consecutivos, lo que incrementa su vulnerabilidad, aunque se desconoce si este hecho forma parte del comportamiento habitual de la especie o si manifiesta una tendencia en su dinámica poblacional.

Está incluida en las categorías En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, y En Peligro Crítico tanto en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular de España (Bañares *et al*., 2004) como en el Borrador de la Lista Roja de la flora vascular española amenazada española 2008 (VVAA, 2008b).

Identificación y justificación del estado de conservación

El único estudio disponible que aporta información relativa al estado de conservación de cada uno de los núcleos poblacionales de *L. arenaria* del Parque es el realizado por Carbajal *et al*. (2005), aunque en él no se aportan datos que justifiquen las afirmaciones que realizan. Según estos autores, la población asentada en el archipiélago de Cíes apenas ocupa una pequeña proporción del área potencial, aunque la comunidad que la integra está bastante bien conservada. De los núcleos del archipiélago de Ons, el asentado en la playa de Canexol experimenta un constante aumento anual desde su desaparición prácticamente total en 2003 con motivo de las labores de limpieza del fuel derramado por la catástrofe del Prestige, integrándose en un sistema dunar cuyo estado de conservación dista mucho de ser óptimo, mientras la situación de la población de la playa de Melide es observada con tranquilidad tras varios años de muestreos, a pesar de que el número de ejemplares presentes no es muy elevado. De los núcleos de la isla de Sálvora, mientras el de la playa dos Bois se considera en un estado de conservación óptimo, el de la playa do Almacén se considera en una situación notoriamente diferente, ocupando un hábitat que dista de estar en buen estado debido a procesos de erosión, compactación y nitrificación.

Factores con los que interacciona el valor

Según Serrano & Carbajal (2004b), su desarrollo en pastizales pioneros y su carácter de planta anual influyen en la inestabilidad de sus poblaciones.

Según Carbajal *et al.* (2005), la principal amenaza para la mayor parte de los núcleos de *Linaria arenaria* del Parque sería la alteración del hábitat en que se asientan, manifestada en la existencia de procesos erosivos, desestructuración de la vegetación potencial, presencia de especies ruderales y aparición de especies alóctonas (*Carpobrotus* spp.) en el entorno de las poblaciones asentados en la isla de San Martiño en Cíes y en las dunas de la playa do Almacén en Sálvora, así como en la existencia de zonas fuertemente erosionadas en la duna de la playa de Melide en Ons.

La única excepción a lo comentado sería la duna de la playa dos Bois, donde se asienta el mayor núcleo de población del Parque, el cual presenta un estado de conservación que Carbajal *et al.* (2005) califican de óptimo y que relacionan con el menor tránsito de personas y la leve alteración ocasionada por una numerosa colonia de cría de gaviota patiamarilla situada sobre la duna gris, que encuentran muy favorable para *Linaria arenaria*.

Como amenazas para las poblaciones españolas, Serrano & Carbajal (2004b) citan la artificialización del hábitat y el pisoteo debido a la gran afluencia de turistas y a la existencia de caminos peatonales sobre algunos de los núcleos poblacionales.

Por otra parte, tanto Serrano & Carbajal (2004b) como Carbajal *et al.* (2005), citan la inadecuada realización de las labores de limpieza del fuel vertido por el Prestige como un factor que afectó muy negativamente a la población asentada en la duna de la playa de Canexol en Ons. Esta población también se ve afectada en la actualidad por el varamiento de gamelas sobre la duna.

En base a la información citada, se observa que los usos humanos del Parque susceptibles de causar un mayor efecto sobre las poblaciones de *L. arenaria* serían el tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería e investigadores por los hábitats dunares; el varamiento de embarcaciones sobre dunas; y los efectos directos e indirectos ocasionados por vertidos de petróleo o sus derivados Por otra parte, *Linaria* también se vería afectada por la presencia de especies alóctonas invasoras (*Carpobrotus* spp.) en los hábitats dunares.

Medidas de conservación

En 2006 se han efectuado trabajos de vallado del perímetro de la superficie dunar de las playas de Melide y Canexol, en la isla de Ons (Blanco-Dios, 2007). En la playa de Melide se ha vallado todo el perímetro dunar, lo que debería solucionar el deterioro provocado por el tránsito de visitantes, mientras que en Canexol sólo se ha podido realizar un vallado parcial debido a la oposición vecinal. Esta medida no ha sido extendida a las restantes superficies dunares en que está presente *L. arenaria*, en especial a aquellos núcleos más vulnerables como los de la isla de San Martiño en Cíes, o el que se asienta en la inmediata proximidad al pazo en la isla de Sálvora, circundado y atravesado por un camino. No existen informes que evalúen la eficacia de esta medida.

Por otra parte, se han realizado labores de retirada de *Carpobrotus edulis* de distintos sistemas dunares del Parque (Blanco-Dios, 2007). En 2003 y 2004, se llevó a cabo su eliminación manual y mecánica de la duna y la playa de Melide, la cual se mantendría en la actualidad libre de especies alóctonas. En 2006, se ha comenzado a realizar labores de eliminación de esta especie en los alrededores de la playa do Almacén por parte de personal del Parque, implicando también en estas labores a voluntarios.

Respecto a las medidas de eliminación de *C. edulis*, Carbajal *et al.* (2005) alertan de la posibilidad de generar nuevos focos de invasión si se actúa de manera descuidada con esta planta, dada su capacidad de enraizamiento desde los entrenudos que posee. Por otra parte, la extracción de esta especie puede ocasionar la presencia de extensiones continuas de suelo desnudo que pueden ser colonizadas

por otras especies invasoras, de erradicación más compleja, como *Stenotaphrum secundatum* en la isla de Sálvora.

Indicadores de estado

Un indicador potencial del estado de conservación de la población de *L. arenaria* es el número de individuos de cada uno de los núcleos poblacionales existentes en el Parque, proporcionado por Carbajal *et al*. (2005). El Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, en el que se incluye esta especie, debería proporcionar indicadores adicionales.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *Linaria arenaria* en el Parque Nacional.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que interactúan con *L. arenaria* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de las poblaciones de *L. arenaria* del Parque.

Recomendaciones

Linaria arenaria pertenece al grupo de especies incluidas en el Plan de recuperación de flora amenazada de arenales costeros, promovido por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, de la Xunta de Galicia, que proporcionará información sobre el estado de conservación de sus poblaciones en Galicia, y sobre las medidas de gestión a llevar a cabo. Las medidas propuestas deberían ser tenidas en cuenta por el órgano de gestión del Parque.

En caso de no ser satisfactorios los contenidos del Plan, en especial en lo relativo a la determinación del estado de conservación actual y del estado de conservación favorable de la población del Parque, a la evaluación de los diferentes factores que potencialmente le pueden afectar, y a la definición de las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable, sería recomendable la realización de estudios que cubrieran las posibles lagunas de conocimiento existentes, en especial en lo relativo a los parámetros demográficos de mayor relevancia para evaluar el estado de conservación, o el riesgo de extinción de la población del Parque.

Aunque se dispone de información relativa a aspectos básicos de la ecología de esta especie, como su distribución y los hábitats en los que está presente dentro del Parque (Carbajal *et al*., 2005), la ausencia de una evaluación de su estado de conservación fundamentada en la monitorización de las poblaciones, hace recomendable la realización de un seguimiento de la evolución y la biología de éstas, ya sugerida por Serrano & Carbajal (2004).

Carbajal *et al*. (2005) proponen confirmar la desaparición de la especie en las islas de Monte Agudo y del Faro, ante la incertidumbre existente al respecto, dada la extensión y lo abigarrado de la duna gris. En todo caso, si se considerara oportuna la reintroducción de la especie en el área, ésta debería realizarse en los lugares más adecuados desde el punto de vista ecológico, para lo que estos autores proponen diversas áreas.

En relación al efecto del pisoteo, Serrano & Carbajal (2004b) proponen la acotación de los principales núcleos, citando los de Ons y Sálvora, así como el diseño de caminos que guíen el flujo de visitantes sin alterar el hábitat. Por su parte, Carbajal *et al*. (2005) hacen recomendaciones específicas para cada uno de los núcleos poblacionales, contemplando la instalación de paneles que informen a los visitantes de la importancia del área y de la restricción de paso sobre la duna gris; el seguimiento anual de los efectivos de la playa dos Bois; la restricción del tránsito sobre la zona dunar en la que se asienta la población de la playa do Almacén; la prolongación de la prohibición de acceso al sistema dunar de la playa do Canexol, planteando la concesión de permiso de paso a los propietarios de las barcas que se varan en la playa; la eliminación o restricción del tránsito sobre el sistema dunar de la playa de Melide, restaurando su perfil mediante vegetación procedente de la propia playa; y la instalación de paneles informativos sobre la fragilidad del sistema dunar de la playa de San Martiño, que adviertan de la prohibición de transitar sobre la zona de la duna gris en esta isla, y la realización de un seguimiento anual de la efectividad de esta medida para su renaturalización. Blanco-Dios (2007) hace hincapié en la necesidad de intentar solucionar el conflicto existente con los vecinos de la zona de Canexol, para completar el cierre de esta superficie dunar.

Entre los factores cuyo efecto debería ser evaluado y controlado, están el pisoteo, el varado de embarcaciones sobre el hábitat de la especie, el vertido de hidrocarburos y la expansión de especies invasoras.

En relación al pisoteo como factor de presión, se le debería prestar especial atención a aquel que tenga su origen en visitas no autorizadas a zonas de reserva, o en los trabajos de gestión y en las investigaciones autorizadas en el Parque. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de afectar negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

Respecto a la amenaza que supone el vertido de hidrocarburos, puesta de manifiesto tras el accidente del Prestige, el Parque debería disponer de una estrategia de actuación propia que incluya la elaboración de 1) un mapa de sensibilidad de las distintas zonas; 2) un protocolo de actuación que contemple tanto acciones preventivas, destinadas a evitar la llegada de los hidrocarburos al interior del Parque, como acciones de minimización del impacto de los mismos enfocadas hacia la limpieza y regeneración de aquellas áreas a las que llegue el vertido; y 3) un programa de seguimiento de la efectividad de las medidas aplicadas.

Por lo que respecta a la influencia de la presencia de especies exóticas invasoras en el entorno de las poblaciones, Carbajal *et al*. (2005) proponen la erradicación de *C. edulis* del entorno de la playa de la isla de San Martiño en Cíes. En

Ons recomiendan extraer todas las plantas alóctonas presentes y realizar un seguimiento anual tanto de la evolución de los efectivos de *L. arenaria* como de la superficie ocupada por especies ruderales, procurando la restauración artificial de las comunidades vegetales naturales en el caso de comprobarse que la situación no evoluciona en ese sentido de forma espontánea. Finalmente, en el caso del archipiélago de Sálvora, para las dunas de la playa do Almacén, se propone la erradicación absoluta de *C. edulis* de la zona y un seguimiento posterior que certifique su éxito. También para Blanco-Dios (2007) es urgente continuar con la eliminación manual de *C. edulis* en Sálvora y Ons, antes de que siga su lenta pero progresiva expansión.

No obstante, teniendo en cuenta los riesgos asociados a este tipo de labores, Capdevila *et al*. (2006) recomiendan 1) someter las medidas de control a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, 2) elegir métodos contrastados que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y 3) una aplicación de los métodos de control regidos por protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural, aunque también señalan que se deben desarrollar técnicas específicas a los hábitats, especies y circunstancias sociales y políticas existentes. Asimismo, hacen hincapié en la necesidad de que exista un intercambio de información con especialistas de otros entornos geográficos, una coordinación entre administraciones, tanto dentro como fuera del ámbito geográfico de aplicación de un determinado método de control, y una serie de campañas informativas, sensibilizadoras o educativas, destinadas a mejorar la percepción social de las medidas adoptadas.

Rumex rupestris

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Rumex rupestris es un endemismo atlántico, del que sólo se conservan algunas poblaciones en el occidente de Gran Bretaña, Francia y Galicia (Serrano & Carbajal, 2004c). Las poblaciones gallegas se asientan en distintos puntos de la costa Ártabra y de la Costa da Morte, así como en la localidad pontevedresa de Nigrán, con una exigua población que podría haber desaparecido, y en los archipiélagos del Parque (Serrano & Carbajal, 2004c; Carbajal *et al*., 2005).

Se trata de una especie con floración bienal, que puede ser anual si las condiciones son buenas, con polinización entomófila, frutos con una alta flotabilidad que permanecen viables tras largos periodos en agua marina, y semillas que pueden germinar a lo largo de todo el año, pudiendo las plantas dañadas rebrotar a partir del rizoma (Serrano & Carbajal, 2004c). Hibrida con otras especies del género *Rumex*, existiendo registros de ejemplares cuyos caracteres manifiestan la posibilidad de introgresión entre *R. rupestris* y *R. conglomeratus* (Serrano & Carbajal, 2004c).

Según Serrano & Carbajal (2004c), ocupa dos tipos diferentes de hábitats, siempre que exista aporte de agua fresca, pudiendo desarrollarse en arroyos que discurren sobre arenas costeras y depresiones húmedas interdunares, o en zonas basales de repisas y cantiles, bien sobre paredes rezumantes, arenas o cantos rodados. También según estos autores, suele vivir en núcleos con un bajo número de individuos, con el consiguiente riesgo de pérdida de variabilidad genética, aunque existen evidencias de un flujo génico entre poblaciones aceptable. En este sentido,

según Carbajal *et al*. (2005), muy probablemente forma una metapoblación con núcleos espacialmente distantes.

Según Carbajal *et al.* (2005), las poblaciones de *R. rupestris* presentes en el Parque Nacional constituirían el límite meridional de su distribución, ya que parece confirmarse la desaparición del núcleo ubicado en la localidad de Nigrán. En Cíes, la isla de San Martiño acoge una población de 16 individuos, asentada en una zona de tránsito próxima a viviendas humanas y al precario muelle de acceso a la isla. En Sálvora existen dos núcleos representantes de las dos sub-ecologías de la especie anteriormente comentadas, uno de ellos localizado entre rocas próximas a la orilla del mar en la Punta da Volta con 7 ejemplares, y otro próximo al muelle, que se desarrolla sobre el sustrato arenoso asociado a un pequeño curso de agua, con 38 individuos. En Ons hay constancia de un único ejemplar, cuya persistencia está por confirmar tras los cambios naturales que se sucedieron en la zona de la playa de Melide en la que se asentaba.

Esta especie está incluida en las categorías En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, y En Peligro en el Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España (Bañares *et al*., 2004), incluyéndose en el Anexo II (especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

El estado de conservación varía en función del núcleo poblacional (Carbajal *et al*., 2005). Así, en Cíes se observan numerosos ejemplares aún no reproductivos, en su mayoría procedentes de reproducción vegetativa, aunque el número de individuos no es elevado. En Sálvora no se considera grave el estado de conservación de los núcleos localizados, aunque el número de individuos presente no sea muy elevado, si bien Carbajal *et al*. (2005) no justifican esta apreciación. La persistencia de la especie en Ons está por confirmar, dado que, como ya se ha comentado, existía constancia de un único ejemplar que se habría visto afectado por los cambios naturales que sufre la playa de Melide.

Faltan estudios que permitan establecer una tendencia para cualquiera de las poblaciones del Parque.

Factores con los que interacciona el valor

El Parque Nacional supone el límite meridional del área de distribución de la especie, lo que en opinión de Carbajal *et al*. (2005), aumenta su vulnerabilidad, tanto ante factores externos de origen antrópico o ambiental, dado que no se halla en su óptimo ecológico, como los derivados de la propia dinámica demográfica de la población. Por otra parte, el pequeño tamaño de los núcleos poblacionales supone, según Serrano & Carbajal (2004c), un riesgo de pérdida de variabilidad genética. Asimismo, la dependencia de aportes de agua próximos, citada por Serrano & Carbajal (2004c), podría limitar su capacidad de colonización, estableciendo así una conexión entre la conservación de esta especie y la explotación de recursos hídricos del Parque. También su polinización entomófila vincula la conservación de *R. rupestris* con la de

los insectos y con todos los factores que puedan influir en estos. Finalmente, su capacidad de hibridar con otras especies del mismo género puede suponer un factor de pérdida de identidad genética, además de comprometer la viabilidad de las semillas y, en último término, de la población, conforme a la opinión de Carbajal *et al*. (2005), que citan este fenómeno como un factor de amenaza potencial para la población asentada en las proximidades del muelle de Sálvora, en base a la presencia de rasgos intermedios entre los de *R. rupestris* y *R. conglomeratus*.

Serrano & Carbajal (2004c) comentan la existencia de factores de origen antrópico que han influido sobre las poblaciones españolas de *R. rupestris*, algunos de los cuales podrían afectar también a los núcleos asentados en el Parque. Entre ellos se encuentran los proyectos de intensificación turística, que podrían tener su reflejo en la apertura al público de la isla de Sálvora; las acciones de roza y extracción de vegetación, como las que forman parte de las labores de mantenimiento del Parque; y la marea negra del Prestige, que podría haber afectado tanto de forma directa como a través de las labores de limpieza realizadas en los hábitats en que se asientan las poblaciones de esta especie. Por su parte, Carbajal *et al.* (2005) enumeran los principales factores de amenaza para cada uno de los núcleos de la especie conocidos en el Parque, aunque no aportan información que justifique la elección de estos factores. Así, en Sálvora, el núcleo más cercano al área humanizada de la isla podría verse amenazado por la presencia de *Carpobrotus edulis*. La pequeña población de la isla de San Martiño se asienta en la zona existente entre las ruinas del muelle de acceso a la isla y las viviendas próximas, por lo que está sometida al eventual efecto del pisoteo provocado por el tránsito a pie de visitantes, guardería, vigilantes, cuadrillas contra incendios e investigadores, lo que, junto con la presencia de *Carpobrotus* spp. en sus cercanías, supondría el principal factor de amenaza. Finalmente, para el único ejemplar detectado en Ons, cuya persistencia está por confirmar, la principal amenaza estaría relacionada con los cambios naturales experimentados por la zona de la playa de Melide en la que se asentaba.

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones destinadas expresamente a la conservación de esta especie, no obstante, las labores de extracción de *Carpobrotus edulis* realizadas en los distintos archipiélagos pueden haber ejercido un efecto positivo sobre las poblaciones de *R. rupestris* del que, en cualquier caso, no se dispone de información. Las labores citadas habrían tenido lugar, según Blanco-Dios (2007), en las dunas de Melide (2003-2004) y en la zona de Volta de Roque de la isla de Sálvora (2006).

Por otra parte, es poco probable que las labores de vallado de la duna de la playa de Melide, realizadas en 2006 según Blanco-Dios (2007), hayan tenido un efecto sobre el ejemplar de *R. rupestris* registrado en esa playa, dada la distancia existente entre la ubicación de ambos valores, aunque no se dispone de información al respecto.

En 2008 se ha aprobado una normativa preventiva provisional para el archipiélago de Sálvora que contempla, como contenidos más relevantes en relación a la conservación de *R. rupestris*, 1) la aplicación de un cupo máximo de 125 visitantes/día, 2) la limitación de la visita a 2 itinerarios que discurren por la pista que

va al faro y por la que va a la aldea, 3) la prohibición de alejarse de los senderos autorizados y de acceder al resto de la isla, y 4) la declaración de la playa do Almacén como la única de acceso libre en la isla.

Indicadores de estado

Un indicador potencial del estado de conservación de esta especie es el número de ejemplares existentes, aspecto señalado por Carbajal *et al*. (2005). El Plan de recuperación de la flora amenazada de la costa rocosa que se está elaborando actualmente a nivel gallego, y que incluye a esta especie, podrá aportar otros posibles indicadores de estado.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *Rumex rupestris* en el Parque Nacional.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que interaccionan con la especie.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de *R. rupestris* en el Parque.

Recomendaciones

Rumex rupestris pertenece al grupo de especies incluidas en el Plan de recuperación de flora amenazada de costa rocosa, promovido por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, de la Xunta de Galicia, iniciado en 2008, que proporcionará información sobre el estado de conservación de sus poblaciones en Galicia, y sobre las medidas de gestión a llevar a cabo. Las medidas propuestas deberían ser tenidas en cuenta por el órgano de gestión del Parque.

En caso de no ser satisfactorios los contenidos del Plan, en especial en lo relativo a la determinación del estado de conservación actual y del estado de conservación favorable de la población del Parque, a la evaluación de los diferentes factores que potencialmente le pueden afectar, y a la definición de las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable, sería recomendable la realización de estudios que cubrieran las posibles lagunas de conocimiento existentes, en especial en lo relativo a los parámetros demográficos de mayor relevancia para evaluar el estado de conservación, o el riesgo de extinción de la población del Parque.

Entre los factores que deberían ser evaluados están el hecho del reducido tamaño de los núcleos poblacionales y el grado de flujo génico existente entre ellos; las relaciones con los insectos polinizadores y su estado de conservación; las consecuencias de su capacidad de hibridación con *R. conglomeratus* y otras especies del mismo género; las repercusiones de la intensificación de los usos turísticos; las consecuencias del tránsito de personas por las zonas en que están asentadas las

poblaciones; las repercusiones de la explotación de recursos hídricos; la influencia de la presencia de especies exóticas invasoras, en particular *Carpobrotus edulis*, y de las actividades realizadas para su control; las acciones de roza y extracción de vegetación; y los vertidos de hidrocarburos.

El reducido tamaño de las poblaciones supone, según Serrano & Carbajal (2004c), un riesgo de pérdida de variabilidad genética, aunque, según estos mismos autores, existen estudios fuera del Parque que evidencian la existencia de un flujo génico entre poblaciones. Para tratar de paliar esta situación, Carbajal *et al.* (2005) han recomendado la aplicación de distintas medidas de conservación que varían en función de la situación de cada una de las poblaciones existentes en el Parque. Así, en Sálvora, sugieren el reforzamiento poblacional en áreas vecinas al núcleo existente en la zona de Punta da Volta con plantas procedentes de semillas del mismo. De confirmarse la permanencia del único ejemplar registrado en Ons, la propuesta consiste en la restauración del perfil del terreno; el vallado bajo de su perímetro; el aporte de agua dulce en momentos críticos del verano; la recogida de semillas en la época de fructificación; y la germinación *ex situ* y el establecimiento de las plántulas así producidas en el entorno y en lugares de la playa adecuados a la ecología de la especie, bajo el control de especialistas. De confirmarse la desaparición de dicho ejemplar, las medidas tenderían hacia la reintroducción con criterios de cercanía genética. Finalmente en el caso de Cíes, se aconseja confirmar la desaparición de la especie en la isla de Monteagudo antes de realizar translocaciones o reintroducciones, para las que se proponen áreas prioritarias. En relación al diseño de estas medidas de reforzamiento poblacional, Serrano & Carbajal (2004c) destacan la importancia capital de estudiar la singularidad genética de las poblaciones del Parque, en lo relativo a la hibridación con *R. conglomeratus*. Se requiere de la realización de estudios que evalúen la variabilidad genética de la población de *R. rupestris*, y el nivel de relación existente entre los diferentes núcleos poblacionales del Parque.

Respecto a la relación con los insectos polinizadores, se necesita información sobre las especies implicadas, como paso básico previo al estudio de sus necesidades de conservación en el Parque.

Se requieren estudios que confirmen la hibridación con *R. conglomeratus* que, según Carbajal *et al*. (2005), podría estar dándose en el núcleo poblacional más próximo al muelle de la isla de Sálvora, los cuales deberían ser complementados con otros que evalúen su influencia sobre la conservación de *R. rupestris*, con el fin de disponer de la información necesaria para diseñar las medidas de conservación eventualmente necesarias. En este sentido, Carbajal *et al.* (2005) proponen la realización de un estudio morfológico detallado y de análisis con marcadores moleculares que permitan confirmar la existencia de hibridación, contemplando incluso la eliminación de individuos de origen hibridógeno como medida de conservación en caso de confirmarse ésta.

En relación al control de las consecuencias del pisoteo provocado por el tránsito a pie de visitantes, guardería, vigilantes e investigadores por las zonas en que están asentadas las poblaciones de *R. rupestris*, Carbajal *et al.* (2005) recomiendan aplicar medidas en la isla de San Martiño, donde creen suficiente la instalación de un panel informativo avisando de la importancia del lugar en que se encuentra la población de esta especie, y recordando la prohibición de alterar la vegetación. Para la isla de Ons,

estiman se debería delimitar el perímetro del único ejemplar detectado mediante un vallado bajo, a fin de evitar daños a la planta causados por visitantes. Igualmente se debería evaluar el riesgo que corren las poblaciones de la isla de Sálvora, originado por la reciente apertura (2008) del enclave a visitas guiadas, teniendo en cuenta la existencia de un núcleo en el entorno del muelle de acceso a la isla.

En relación al pisoteo como factor de presión, se le debería prestar especial atención a aquel que tenga su origen en visitas no autorizadas a zonas de reserva, o en los trabajos de gestión y en las investigaciones autorizadas en el Parque. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de afectar negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

El estudio de los efectos del consumo de agua, hace necesario evaluar las necesidades hídricas de las poblaciones de *R. rupestris*, así como determinar la influencia ejercida por el uso humano de este recurso. En ese sentido, se requiere del estudio 1) de la evolución anual e interanual de los recursos hídricos y del consumo realizado por visitantes, habitantes y personal del Parque, y 2) de su posible relación con la disponibilidad de los mismos para *Rumex rupestris*.

Asimismo, es necesario evaluar el efecto de la canalización de manantiales y cursos de agua destinada a facilitar su aprovechamiento humano, sobre la disponibilidad de agua, tanto para *Rumex rupestris* y sus hábitats, como para el resto de los valores naturales del Parque.

Por lo que respecta a la influencia de la presencia de especies exóticas invasoras, Carbajal *et al*. (2005) proponen la erradicación de *Carpobrotus edulis* del entorno de los núcleos poblacionales de las islas de Sálvora y de San Martiño, complementada con un seguimiento de sus poblaciones, a fin de garantizar su eliminación definitiva. En este sentido, existe constancia de la realización de labores de extracción de *C. edulis* en áreas próximas a las de asentamiento de algunas de las poblaciones de *R. rupestris*, pero es necesario realizar estudios que aporten información relativa a sus efectos sobre los mismos, ya que la aplicación de este tipo de técnicas lleva asociada una serie de riesgos que requieren de un análisis previo (Capdevila *et al*., 2006). En este sentido, la superficie de suelo desnudo que se ha generado en la isla de Sálvora a consecuencia de las labores de eliminación de *C. edulis* está expuesta a la erosión y a la colonización por nuevas especies invasoras. Por ello es recomendable la elaboración de una estrategia de extracción de especies invasoras que siga las recomendaciones realizadas por Capdevila *et al*. (2006) respecto a la necesidad 1) de someter las medidas de control a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, 2) de elegir métodos contrastados que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y 3) de aplicación de los métodos de control regidos por protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural.

Los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque, deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, con los objetivos de conservación.

Respecto a la amenaza que supone el vertido de hidrocarburos, puesta de manifiesto tras el accidente del Prestige, el Parque debería disponer de una estrategia de actuación propia que incluya la elaboración de 1) un mapa de sensibilidad de las distintas zonas existentes; 2) un protocolo de actuación que contemple tanto acciones preventivas, destinadas a evitar la llegada de los hidrocarburos al interior del Parque, como acciones de minimización del impacto de los mismos enfocadas hacia la limpieza y regeneración de aquellas áreas a las que llegue el vertido; y 3) un programa de seguimiento de la efectividad de las medidas aplicadas.

Armeria pungens

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Armeria pungens es una especie propia de ecosistemas dunares, cuya área de distribución se extiende por la franja costera del sudoeste de la península Ibérica comprendida entre la desembocadura del Tajo y el estrecho de Gibraltar, y tres áreas insulares correspondientes al sur de la isla de Córcega, el norte de la isla de Cerdeña y el archipiélago de las islas Cíes (Piñeiro *et al*., 2007). Dentro del Parque está presente en las dunas de Figueiras-Muxieiro, donde existen unos cientos de pies, así como en las de las playas de Rodas y de Nosa Señora, donde es más escasa (Mouriño, 2000).

El interés de conservación de esta especie en el Parque es de carácter biogeográfico, ya que sus poblaciones constituyen el límite septentrional del área de distribución mundial, a cientos de kilómetros de distancia de los núcleos poblacionales más próximos (Piñeiro *et al*., 2007). No está incluida ni en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, ni en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; tampoco en la Lista Roja de la flora vascular española amenazada, ni en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de estudios que aporten información sobre el estado de conservación de *Armeria pungens* en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

No se dispone de estudios relativos a los factores que interaccionan con la población de *Armeria pungens* del Parque. Piñeiro *et al*. (2007) señalan a las aves marinas y al hombre como agentes dispersores de semillas, lo que podría explicar la colonización por esta especie de áreas como el archipiélago de las islas Cíes desde sus zonas de origen, en el sudoeste ibérico.

También los usos humanos que afectan al hábitat de esta especie, fundamentalmente de tipo recreativo, la hacen susceptible a los efectos del pisoteo derivado del uso de playas y del tránsito a pie de visitantes, vigilantes, guardería, cuadrillas contra incendios e investigadores.

Otro factor con potencial efecto sobre las poblaciones de *A. pungens* es la presencia de especies invasoras exóticas (*Carpobrotus* spp., *Acacia* spp.) y no exóticas (*Pinus* spp.), en los sistemas dunares. *Carpobrotus edulis* ha sido detectada

por Blanco-Dios (2007) en dos pequeños núcleos cercanos al restaurante de la playa de Rodas, donde la especie está presente.

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones de conservación destinadas a la conservación de *A. pungens* en el Parque. No obstante, las medidas adoptadas para la conservación de los sistemas dunares en los que se asienta, pueden haber tenido un efecto positivo sobre las poblaciones de esta especie, aunque apenas se dispone de información acerca de su efectividad.

Según Blanco-Dios (2007), estas medidas habrían sido las siguientes:

1) Labores de regeneración del ecosistema dunar de punta Muxieiro, llevadas a cabo entre 1991 y 1994, consistentes en la eliminación de todos los pies de especies forestales introducidas (fundamentalmente pinos, cipreses y acacias); el vallado de la zona dunar situada entre las playas de Rodas y Figueiras, y la instalación en dicho lugar de un cartel informativo sobre las especies presentes, su importancia y la necesidad de conservar estos hábitats naturales; la edición de un tríptico en papel con la misma información ampliada; la realización de un seguimiento estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de cada una de las especies presentes; la construcción de un paso elevado de madera y la señalización de las especies y comunidades vegetales características y más notables del arenal, complementadas con la realización, hasta 2003, de un mantenimiento del área consistente en la eliminación de plantas y rebrotes de acacia y pino, y con el revallado del ecosistema dunar llevado a cabo en 2006. Asimismo, durante los años 1993 y 1994, se realizó un seguimiento de la morfología de los medios dunares y de la regeneración de sus comunidades vegetales, mediante la monitorización estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de superficies permanentes de 2 m^2, localizadas en una parcela experimental de 6 ha, a partir del cual se concluye que, tras dos años de seguimiento, las actuaciones realizadas favorecen la recuperación de la vegetación natural, aunque ésta tiene lugar de manera lenta y desigual, dependiendo del tamaño y la intensidad de la perturbación, por lo que resulta especialmente costosa la colonización de las áreas que han sufrido un intenso pisoteo, como los antiguos caminos, probablemente debido a que continúan siendo utilizados, aunque en menor medida que antes de la intervención. No obstante, para este tipo de estudios se recomiendan periodos de seguimiento más largos (Sánchez *et al*., 1993; Giménez de Azcárate *et al*., 1994).

2) La puesta en práctica del proyecto “Erradicación de especies exóticas invasoras”, realizado durante cinco meses en los años 2003 y 2004, con el objetivo de proseguir con las actuaciones que se venían desarrollando con anterioridad a la declaración del Parque Nacional, y que se centraron especialmente en el archipiélago de Cíes. Estas afectaron sólo a aquellas especies en las que el esfuerzo necesario para su control se consideró aceptable, y de las que existía constancia de la eficacia de las medias propuestas, en concreto *Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea* y *Pinus radiata*. Las actuaciones abordadas fueron a pequeña escala en la mayoría de los casos, aprovechando las épocas más propicias y los recursos disponibles, pero con las

suficientes garantías de mínimo impacto requeridas, al tratarse de un espacio natural protegido. Para ello se formó un equipo de 2 motoserristas y tres peones, dotados de un vehículo todoterreno, utillaje, herramientas y productos químicos inhibidores del crecimiento. Sus trabajos se completaron de forma puntual con maquinaria pesada para el destoconado o corta de pies de especial dificultad, o bien para aquellas ocasiones que por motivos de seguridad u otros así lo requirieron.

3) Las medidas adoptadas en 2006, consistentes, aparte de lo ya comentado, en el cierre perimetral de los ecosistemas dunares de Rodas y de Nosa Señora, del que solamente se ha vallado el área comprendida entre el camino y la playa, por problemas de acceso a propiedades próximas a la parte superior de la duna.

Indicadores de estado

No se dispone de información sobre los indicadores del estado de conservación de la población de *A. pungens* presentes en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores que interaccionan con *Armeria pungens* en el Parque Nacional.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún programa de monitorización de los factores que interactúan con *A. pungens* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de las poblaciones de esta especie en el Parque.

Recomendaciones

Es recomendable diseñar y desarrollar estudios que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de *Armeria pungens* en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a los mismos, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantener esta especie en un estado de conservación favorable.

Entre los factores que deberían ser evaluados están el hombre y las aves marinas como agentes dispersores de semillas; el pisoteo causado por el uso de playas y por el tránsito de visitantes, vigilantes, guardería e investigadores, así como la presencia de flora exótica en los hábitats dunares en que se desarrolla.

En relación al papel del hombre y de las aves marinas como dispersores de semillas, deberían realizarse estudios que permitan contrastar y evaluar la hipótesis planteada por Piñeiro e*t al*. (2007).

En relación a las medidas de conservación adoptadas para minimizar el efecto del pisoteo, Blanco-Dios (2007) apunta la necesidad de completar el cierre de la duna de la playa de Nosa Señora mediante el vallado del sector situado al norte del camino que conduce a la playa. Debería determinarse también la posible existencia de otras zonas críticas de interacción entre este factor y las poblaciones de *A. pungens* del Parque; se le debería prestar especial atención al pisoteo que tenga su origen en visitas no autorizadas a zonas de reserva, o en los trabajos de gestión y en las investigaciones autorizadas en el Parque. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de afectar negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

En relación a las medidas adoptadas para el control de las especies invasoras presentes en los sistemas dunares, según Blanco-Dios (2007), sería necesario eliminar la regeneración de pinos y acacias existente en el complejo dunar de Figuieras-Muxieiro, proceder a la eliminación de algunos pinos que ocupan la superficie dunar al norte del camino que atraviesa la duna de la playa de Nosa Señora y eliminar los pinos que invaden la superficie dunar de la playa de Rodas en varias zonas (alrededores de las casetas de información y de la Cruz Roja, entorno de Punta das Vellas...). Asimismo, este autor considera fácil la erradicación manual de los focos de *Carpobrotus edulis* detectados en los alrededores del restaurante de la playa de Rodas, dadas sus reducidas dimensiones. No obstante, teniendo en cuenta los riesgos asociados a este tipo de labores, Capdevila *et al*. (2006) recomiendan someter las medidas de control de especies invasoras a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, elegir métodos contrastados, que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y aplicarlos mediante protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural.

Otra medida recomendada por Blanco-Dios (2007), consiste en trasladar las casetas de información y de la Cruz Roja ubicadas en el entorno del complejo dunar de Figueiras-Muxieiro, a otra zona de la isla. La aplicación de esta medida podría favorecer la mejora del estado de conservación del hábitat dunar al disminuir la presión humana en esta zona.

Camariña (*Corema album*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La camariña es un arbusto endémico de la costa atlántica ibérica y de las islas Azores (Calviño-Cancela, 2001). Según Calviño-Cancela (1999), la población gallega está formada por 7 núcleos, de los cuales, el que se asienta en el archipiélago de Cíes, estimado en aproximadamente 1.300 ejemplares, es el segundo más numeroso después del existente en la playa de Trece (Camariñas, A Coruña), estando los otros 5 núcleos poblacionales formados por unos pocos ejemplares.

Dentro del Parque, el núcleo principal está ubicado en el complejo dunar de Figueiras-Muxieiro (Calviño-Cancela, 1999), existiendo constancia de la presencia de un ejemplar en las fisuras de una roca granítica situada en las proximidades del Alto de la Silla de la Reina, una de las cotas más elevadas de esta isla (Blanco-Dios, 2008).

Se trata de una especie cuyos ejemplares presentan flores de un único sexo, con polinización anemófila (el polen se propaga gracias al viento), y que producen unos frutos de color blanco ricos en agua y nutrientes, que sirven de alimento a aves, como las gaviotas y los mirlos, y mamíferos como el conejo, los cuales actúan como agentes dispersores de sus semillas (zoocoria) (Calviño-Cancela, 2001).

El interés de conservación de esta especie en el Parque es de carácter biogeográfico, ya que las poblaciones en él asentadas, junto con las de los restantes núcleos costeros gallegos, suponen el límite septentrional de su área de distribución mundial, según Calviño-Cancela (2001). No está incluida ni en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, ni en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, tampoco en la Lista Roja de la flora vascular española amenazada, ni en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

El único estudio disponible que aporta información sobre el estado de conservación de la camariña en el Parque Nacional es el de Calviño-Cancela (1999), que refleja la situación existente hace una década aproximadamente, y según el cual, a pesar de la importante regresión sufrida por la población gallega, la del Parque mostraría claros procesos de regeneración, con una alta producción de frutos (700.000 frutos/ha) a pesar del pequeño porcentaje de flores que en ese momento llegaban a fructificar (6,7%).

Factores con los que interacciona el valor

Los factores que podrían interaccionar con la población de camariña están relacionados con la ecología de la especie y con las actividades humanas que se realizan en el Parque.

Entre los primeros destacan las condiciones necesarias para la supervivencia y germinación de las semillas, que hacen que las zonas de arena sin cobertura vegetal sean las más favorables, apareciendo en ellas la mayoría de las plántulas (Calviño-Cancela, 2001). En este sentido, según Calviño-Cancela (2001), cualquier proceso de intervención que conlleve la fijación de las dunas dificultará la regeneración natural del camariñal.

Otro de los aspectos de la ecología de la camariña con implicaciones sobre su conservación es la dispersión de sus semillas mediante zoocoria. Los agentes dispersores más importantes en el Parque son, por este orden, las gaviotas juveniles, los mirlos y los conejos (Calviño-Cancela, 1999; 2002). La mayor importancia de las gaviotas como dispersoras de semillas frente a las otras especies radica en que dispersan la mayor parte de las mismas (45%) y las depositan en las zonas más propicias para su germinación (Calviño-Cancela, 2002). Para estas especies los frutos de la camariña son, a su vez, una fuente de agua y nutrientes importante (Calviño-Cancela, 2001).

Por otra parte, las zonas abiertas en que germina la camariña se corresponden con los caminos utilizados por los turistas (Calviño-Cancela, 1999), cuyo tránsito genera la segunda causa de mortalidad de plántulas (20%) debido al pisoteo que, junto con la desecación provocada por la sequía veraniega, producen el 80% de la

mortandad total de la especie en el Parque (Calviño-Cancela, 2001). Aunque Calviño-Cancela (1999) reduce el colectivo humano causante de la mortandad de *C. album* a los turistas, los medios más favorables para la germinación de sus semillas también son utilizados por la guardería, vigilantes, cuadrillas contra incendios e investigadores, por lo que el tránsito de estos colectivos también provocaría los mismos efectos.

Aparte del tránsito de personas, otras actividades humanas que pueden tener un efecto, aunque en este caso de forma puntual, son las labores de desbroce que se realicen en el entorno del Alto de la Silla de la Reina, donde se ubica el ejemplar de camariña citado por Blanco-Dios (2008), las cuales podrían afectar directamente a la integridad del individuo si no se realizan con la debida precaución, pero también de manera indirecta al facilitar el acceso de visitantes a esa zona.

Medidas de conservación

Las medidas de regeneración adoptadas en los últimos años en las dunas del Parque, tienen como objetivo preservar estos hábitats de los efectos negativos del uso humano y de la presencia de especies invasoras. Han abarcando básicamente los archipiélagos de Cíes y Ons, aunque también se han realizado labores de erradicación de especies exóticas invasoras en los sistemas dunares de la isla de Sálvora (ver resumen en Blanco-Dios, 2007). Así, en el archipiélago de Cíes cabe citar:

1) Labores de regeneración del ecosistema dunar de punta Muxieiro, llevadas a cabo entre 1991 y 1994, consistentes en la eliminación de todos los pies de especies forestales introducidas (fundamentalmente pinos, cipreses y acacias); el vallado de la zona dunar situada entre las playas de Rodas y Figueiras, y la instalación en dicho lugar de un cartel informativo sobre las especies presentes, su importancia y la necesidad de conservar estos hábitats naturales; la edición de un tríptico en papel con la misma información ampliada; la realización de un seguimiento estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de cada una de las especies presentes; la construcción de un paso elevado de madera y la señalización de las especies y comunidades vegetales características y más notables del arenal, complementadas con la realización, hasta 2003, de un mantenimiento del área consistente en la eliminación de plantas y rebrotes de acacia y pino, y con el revallado del ecosistema dunar llevado a cabo en 2006. Asimismo, durante los años 1993 y 1994, se realizó un seguimiento de la morfología de los medios dunares y de la regeneración de sus comunidades vegetales, mediante la monitorización estacional de la evolución de la composición florística y de la cobertura de superficies permanentes de 2 m^2, localizadas en una parcela experimental de 6 ha, a partir del cual se concluye que, tras dos años de seguimiento, las actuaciones realizadas favorecen la recuperación de la vegetación natural, aunque ésta tiene lugar de manera lenta y desigual, dependiendo del tamaño y la intensidad de la perturbación, por lo que resulta especialmente costosa la colonización de las áreas que han sufrido un intenso pisoteo, como los antiguos caminos, probablemente debido a que continúan siendo utilizados, aunque en menor medida que antes de la intervención. No obstante, para este tipo de estudios se recomiendan periodos de seguimiento más largos (Sánchez *et al.*, 1993; Giménez de Azcárate *et al.*, 1994).

2) La puesta en práctica del proyecto “Erradicación de especies exóticas invasoras”, realizado durante cinco meses en los años 2003 y 2004, con el objetivo de proseguir con las actuaciones que se venían desarrollando con anterioridad a la declaración del Parque Nacional, y que se centraron especialmente en el archipiélago de Cíes. Estas afectaron sólo a aquellas especies en las que el esfuerzo necesario para su control se consideró aceptable, y de las que existía constancia de la eficacia de las medias propuestas, en concreto *Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea* y *Pinus radiata*. Las actuaciones abordadas fueron a pequeña escala en la mayoría de los casos, aprovechando las épocas más propicias y los recursos disponibles, pero con las suficientes garantías de mínimo impacto requeridas, al tratarse de un espacio natural protegido. Para ello se formó un equipo de 2 motoserristas y tres peones, dotados de un vehículo todoterreno, utillaje, herramientas y productos químicos inhibidores del crecimiento. Sus trabajos se completaron de forma puntual con maquinaria pesada para el destoconado o corta de pies de especial dificultad, o bien para aquellas ocasiones que por motivos de seguridad u otros así lo requirieron.

3) Las medidas adoptadas en 2006, consistentes, aparte de lo ya comentado, en el vallado del perímetro de los ecosistemas dunares de Rodas y de Nosa Señora.

Las medidas de conservación llevadas a cabo en la isla de Ons afectan a:

1) El sistema dunar del arenal de Melide, donde se procedió a la eliminación manual y mecánica de especies de carácter alóctono, tanto arbóreas (*Eucalyptus globulus, Acacia melanoxylon)* como arbustivas y herbáceas (*Carpobrotus edulis, Ulex europaeus* subsp*. latebracteatus, Cytisus striatus*,.....) entre los años 2003 y 2004, y al vallado del perímetro dunar en 2006.

2) La playa de Canexol, donde en 2006 se procedió al vallado parcial de las dunas, que no ha podido ser completado debido a la oposición vecinal.

En la isla de Sálvora, se han iniciado en 2006 por parte de la Administración del Parque labores de eliminación de *Carpobrotus edulis* en los alrededores de la playa do Almacén y en la Volta de Roque.

Con la excepción del seguimiento de los resultados de las labores de regeneración de las dunas de Punta Muxieiro, no se ha realizado una monitorización de la efectividad de las medidas mencionadas, por lo que no existe ninguna evaluación de su utilidad en relación a la mejora del estado de conservación de los hábitats hacia los cuales estaban dirigidos. En este sentido, se requiere de un seguimiento permanente que permita evaluar tanto la efectividad de las metodologías aplicadas para alcanzar los resultados deseados, como los efectos sobre las demás comunidades presentes, tanto animales como vegetales. Un programa de seguimiento y evaluación permite detectar y corregir problemas que puedan surgir tras la extracción de especies invasoras, como el rebrote de acacias; la recolonización de áreas por las que han circulado equipos de erradicación; o el riesgo de erosión y/o de invasión de nuevas especies, como *Stenotaphrum* en la isla de Sálvora, en áreas que han quedado desprotegidas tras la extracción de *Carpobrotus*.

Indicadores de estado

Los indicadores del estado de conservación de la población de camariña del Parque utilizados han sido su estructura demográfica (proporción de individuos de las distintas clases de edad); la densidad y distribución espacial de las plántulas; su mortalidad, las causas y el patrón temporal de la misma; el porcentaje de flores que llegan a fructificar; la proporción de frutos verdes que llega a madurar; la producción total de frutos; la mortalidad de las semillas; la distribución espacial de la mortalidad de semillas; la identificación de animales responsables de la depredación de semillas; la proporción de semillas germinadas; el número de semillas existente en distintos tipos de cobertura vegetal (camariñas femeninas, arbustos, herbáceas, arena sin cobertura, otros).

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que interaccionan con la población de camariña presente en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha establecido un programa de monitorización de los factores que interaccionan con la población de esta especie en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de la población de camariña. Calviño-Cancela (2000) establece metodologías susceptibles de uso en la monitorización de la población presente en el Parque.

Recomendaciones

Es recomendable determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de la camariña en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a los mismos, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantener esta especie en un estado de conservación favorable.

Calviño-Cancela (1999) recomienda mantener un control sobre la vegetación arbustiva invasora (especialmente zarzas y tojos) que impiden el desarrollo de la comunidad dominada por camariñas; también recomienda proporcionar información a los visitantes sobre el enorme impacto del paso de personas sobre las plántulas de camariña, ya que las zonas abiertas en las que germinan son precisamente los “caminos” utilizados por los turistas.

10.2.3. Fauna

10.2.3.1. Invertebrados

Geomalacus maculosus

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Se trata de una babosa que se distribuye por el extremo suroccidental de Irlanda y la franja noroccidental ibérica (Castillejo & Iglesias, 2006), citándose su presencia dentro del Parque en el archipiélago de las islas Cíes (Ondina, 1995).

Según Castillejo (2001) es una especie de hábitos crepusculares, que en Galicia se comporta como no antropófila, ocupando bosques de hoja caduca, preferentemente sotos de castaños y robledales, aunque también puede aparecer bajo piedras y brezos húmedos, donde se alimenta de líquenes y utiliza grietas y la corteza de los árboles para esconderse durante el día.

No se dispone de información relativa a su abundancia o tamaño poblacional en el Parque. Según Castillejo (2001), es una especie muy común en España, especialmente en Galicia, Asturias y Cantabria, aunque en las localidades gallegas prospectadas el número de individuos fue muy bajo.

Está incluida en los anexos II (especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) y V (especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta) de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad; en el Anexo II de la Directiva Hábitat (92/43/CEE); y en la categoría Vulnerable tanto en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, como en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006). No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información relativa al estado de conservación de esta especie en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

No se dispone de estudios que permitan identificar los factores que puedan estar interaccionando con las poblaciones de *G. maculosus* asentadas en el Parque; no obstante, Castillejo & Iglesias (2006) citan 3 factores que pueden afectar a esta babosa: 1) la destrucción del hábitat, 2) la contaminación de los líquenes y de las plantas de las que se alimenta, debido a la deposición de partículas de polvo, y 3) el uso de fitosanitarios.

El hábitat se vería alterado por la existencia de incendios forestales y por la tala de bosque, fundamentalmente de castaños y robles. Aunque esta es una actividad que no está autorizada en el Parque, sí puede producirse vinculada a las labores de corta y retirada de vegetación relacionadas con trabajos de mantenimiento de caminos y cortafuegos. También influirían en el hábitat de esta especie la utilización de los recursos hídricos del Parque, a través del consumo directo por parte de visitantes y

habitantes; y la canalización de cursos y manantiales, que alterarían los niveles freáticos y el grado de humedad del suelo.

La deposición de partículas de polvo sobre los líquenes o sobre las plantas de las que se alimentan puede causar daños imprevisibles (Castillejo & Iglesias, 2006). Novotec (2003), aunque no concede relevancia a la emisión de partículas a la atmósfera por el Parque como aspecto medioambiental a tener en cuenta, cita como focos generadores de emisiones de partículas la utilización de vehículos propios del Parque para actividades de gestión y el tránsito de personas y vehículos por caminos y senderos, contemplando, como aspectos potenciales la emisión de partículas producidas por la quema de restos de poda y rastrojos, o por la ocurrencia de fenómenos meteorológicos adversos, sin concretar más este último aspecto. Estas partículas también podrían originarse en labores de gestión del Parque como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, o la eliminación de especies invasoras vegetales.

Los productos fitosanitarios pueden actuar directamente sobre los ejemplares o sobre sus puestas. Dentro del Parque podrían estar utilizándose en las actividades agrícolas y de jardinería; en el control de plagas forestales; para la eliminación de determinadas especies invasoras; y en las labores de mantenimiento de caminos y cortafuegos. No obstante, no se dispone de más información al respecto que los comentarios realizados por Blanco-Dios (2007) en relación al uso de productos químicos para inhibir el crecimiento de especies invasoras. Desde el año 2003 se viene realizando un seguimiento del estado fitosanitario de las masas forestales en los archipiélagos de Cíes y Cortegada (Árbol Técnicos, 2003; Fernández *et al*., 2004a, 2004b, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b; OAPN, 2008a), que podría ser de utilidad para conocer el grado de interacción de potenciales tratamientos de formaciones en las que estuviera presente la especie, y la posible incidencia en su conservación. Por otra parte, existe constancia del uso de raticida (Bromadiolona) para el control de la población de rata negra del archipiélago de Cíes (Xestec, 2001).

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas a la conservación de *G. maculosus* en el Parque.

Indicadores de estado

No se han establecido indicadores del estado de conservación de *G. maculosus* en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan estar interaccionando con la población de la especie en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No existe un programa de monitorización de los factores que interaccionan con *G. maculosus* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No existe un programa de monitorización de *G. maculosus* en el Parque.

Recomendaciones

El nivel de desconocimiento sobre esta especie en el Parque hace recomendable la realización de estudios que ayuden a determinar la distribución, abundancia y hábitats utilizados en el Parque.

En caso de considerarse necesaria la evaluación de los factores que puedan estar interaccionando con la especie en el Parque, y la adopción de medidas de control, Castillejo & Iglesias (2006) recomiendan conservar en buen estado formaciones boscosas autóctonas, evitando talas e incendios.

Los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque, deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, con los objetivos de conservación. En este sentido, en Blanco-Dios (2007) existe un capítulo en el que se estiman los impactos en el medio, entre los que se citan una serie de riesgos para el suelo, la vegetación y la fauna derivados de las labores de restauración vegetal; se realiza asimismo una propuesta de medidas preventivas y correctoras de los mismos.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

Respecto a la incidencia de la explotación de los recursos hídricos, resulta necesario evaluar las necesidades de *G. maculosus* y de sus hábitats, así como determinar la influencia ejercida por el uso humano de estos recursos. En ese sentido, se requiere del estudio 1) de la evolución anual e interanual de los recursos hídricos y del consumo realizado por visitantes, habitantes y personal del Parque, y 2) de su posible relación con la disponibilidad de los mismos para esta especie. Es recomendable, en todo caso, la adopción de medidas de conservación del entorno de manantiales y arroyos, así como de la vegetación autóctona asociada a ellos, de las formaciones de sauces y, en general, de todas las masas boscosas autóctonas.

Respecto a la utilización de fitosanitarios y otros biocidas, su utilización debería estar regulada mediante una normativa específica, en cuyo proceso de elaboración se tengan en cuenta las consecuencias de su uso para los distintos valores naturales, entre ellos *Geomalacus maculosus*. Asimismo, se requiere de un programa de seguimiento que genere información actualizada sobre las actividades en las que se utilizan, los tipos de sustancias y dosis empleadas, y las áreas en las que se aplican.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *Geomalacus maculosus*, es tan sólo una introducción a algunos de

los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran interés.

Zerynthia rumina

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Zerynthia rumina es una mariposa presente en el norte de África, Portugal, España y Francia (Sabariego & Martínez, 1991). En la península Ibérica alcanza una amplia distribución, aunque con registros raros o inexistentes en la provincia de Lugo (García-Barros *et al*., 2004).

Su presencia ha sido citada en las islas Cíes por Pino-Pérez & Pino-Pérez (1985), quienes, aun sin aclarar el esfuerzo y la metodología de muestreo utilizados, consideraban a esta especie como escasa y de distribución localizada. También por López-Vaamonde *et al*. (1988), que la localizaron en número considerable en zonas de monte bajo de la vertiente occidental de este archipiélago, y que en la actualidad habrían sido destruidas (C. López-Vaamonde, *in litt*.). Más recientemente ha sido observada en zonas de matorral pedregoso aerohalófilo de las islas de San Martiño y del Faro (Arcea, datos propios). Sin embargo, el estudio de Tecmena (2008), un inventario entomológico, sólo ha registrado su presencia en la isla de Sálvora, a pesar de que en el mismo se han prospectado los cuatro archipiélagos del Parque.

La oruga es poco conspicua, verde en los primeros estadíos, pasando a tonos ocre-pajizo conforme crece. Es muy pasiva, situándose habitualmente en el envés foliar de la única especie de la que, parece, se alimenta, *Aristolochia paucinervis* (Rodríguez-Gracia, 1989).

Está incluida en la categoría En Peligro de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, aunque se cuestiona la necesidad de su catalogación. No aparece en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni se incluye en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, ni en el Libro rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006).

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información sobre el estado de conservación de esta especie en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

Según Tolman & Lewington (1997), *Z. rumina* utiliza como planta nutricia de sus larvas distintas especies del género *Aristolochia*. En el Parque no existen estudios que aporten información acerca de la influencia de estas plantas en la distribución de esta mariposa. No obstante, los núcleos poblacionales conocidos de la especie, estaban establecidos en la vertiente occidental del archipiélago de Cíes ocupando zonas de monte bajo con presencia de *A. paucinervis*, que aparecía frecuentemente comida por orugas, aunque en los mismos hábitats de la vertiente oriental únicamente se registró un pequeño número de ejemplares muy aislados (López-Vaamonde *et al*., 1988).

Recientemente, Tecmena (2008) ha registrado la presencia de la mariposa en la isla de Sálvora, en la cual *A. paucinervis* parece ser una especie frecuente (Arcea, datos propios).

Determinadas zonas de vegetación herbácea y arbustiva sufren rozas periódicas relacionadas principalmente con el mantenimiento de caminos y cortafuegos, lo que podría afectar a *Z. rumina*, aunque no se dispone de información al respecto.

Otras actividades humanas que podrían afectar al hábitat de *Zerynthia* son el tránsito a pie de visitantes, en especial en zonas limítrofes con aquellas de uso público intenso como miradores y caminos. A ellos se le une la circulación de cuadrillas contra incendios, vigilantes y guardería del Parque, e investigadores. El tránsito de personas podría inducir el pisoteo de la vegetación y el desarrollo de procesos erosivos, en especial en las zonas de mayor pendiente y en las más visitadas, cuyos efectos sobre las poblaciones de *A. paucinervis* y por extensión de *Z. rumina*, no han sido evaluados.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas a la conservación de *Z. rumina* ni de sus hábitats, pero sí se han llevado a cabo acciones que, teniendo como objetivo otros valores existentes en zonas de acantilado, pueden tener un efecto positivo. Entre estas se encuentra la instalación de carteles informando de la presencia de colonias de aves marinas y prohibiendo el paso a las zonas de acantilado, en especial en aquellos puntos de acceso más fácil.

Indicadores de estado

No se dispone de indicadores del estado de conservación de la población de *Z. rumina* en el Parque Nacional. El cartografiado de los distintos hábitats de matorral recogido en Blanco-Dios (2007), podría servir de base para conocer la evolución del hábitat potencial de esta especie.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan estar interaccionando con la población de la especie en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No existe un programa de monitorización de los factores que interaccionan con *Z. rumina* en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de *Zerynthia rumina* en el Parque.

Recomendaciones

Es recomendable diseñar y desarrollar estudios que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de *Zerynthia rumina* en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que

potencialmente pueden afectar a los mismos, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantenerla en un estado de conservación favorable.

El grado de desconocimiento sobre esta especie en el Parque es notable, lo que hace recomendable la realización de estudios que aporten información sobre aspectos básicos de su ecología, como la distribución y abundancia, los hábitats que utiliza o parámetros demográficos.

Por otra parte, la realización de estudios destinados a determinar el grado de relación entre las poblaciones asentadas en el Parque y las existentes en las áreas continentales más próximas, resultaría de gran utilidad a la hora de determinar la unidad de conservación de referencia para la ejecución de acciones de gestión y de manejo.

Entre los factores que deberían ser evaluados están el estado de conservación de las poblaciones de *A. paucinervis*, y el efecto sobre éstas de actividades humanas como la corta y retirada de vegetación, o el tránsito de visitantes, vigilantes, guardería, cuadrillas contra incendios e investigadores, así como la efectividad de la colocación de carteles informativos prohibiendo el acceso a los hábitats en los que la especie está presente.

Respecto a las medidas de conservación a adoptar, sería recomendable la instalación de paneles que informen al visitante del interés de conservación de esta mariposa y de los insectos del Parque en general, de su ecología y de las normas de comportamiento a seguir.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *Zerynthia rumina*, es tan sólo una introducción a algunos de los aspectos más significativos, aunque no los únicos, que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran interés.

Ernobius vinolasi

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Se trata de un coleóptero endémico del Parque, localizado en un pinar de la isla de San Martiño, en el archipiélago de Cíes (Novoa & Baselga, 2000). Esta especie no ha sido localizada en los muestreos relacionados con el inventario entomológico del Parque llevados a cabo en 2007 (Tecmena, 2008), si bien no se ha visitado la citada isla.

Pertenece a la familia de las carcomas (Anobiidae), cuyas hembras depositan los huevos en las rendijas y grietas de la madera muerta. Las larvas se desarrollan en su interior, donde excavan túneles (Chinery, 1988). Una vez completado el desarrollo, salen al exterior, presentando vida libre y siendo buenos voladores.

No se incluye en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Tampoco se le aplica ninguna de las categorías de

amenaza contempladas en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas ni en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni se cita en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006).

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información sobre el estado de conservación de la especie en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

Las especies del género *Ernobius* parecen estar asociadas exclusivamente a los bosques de coníferas (Johnson, 1975), por lo que el tipo de gestión que reciban estas masas forestales en el Parque podría influir en la conservación de esta especie.

En este sentido, según Blanco-Dios (2007), en junio de 2007 se ha llegado al acuerdo de que la fisonomía futura de la cubierta vegetal del Parque venga definida, en un plazo de entre 20 y 30 años, por el matorral dominado por tojos y/o endrinos y por las frondosas autóctonas en aquellas zonas donde las condiciones edáficas y climáticas lo permitan. Señala además la necesidad de analizar una a una las zonas repobladas con frondosas en las islas, donde se eliminarían los pinos (*Pinus pinaster*) y las frondosas exóticas, si bien no se habría determinado todavía la secuencia de fases para llegar al mosaico vegetal objetivo final de la regeneración de la cubierta vegetal.

La revisión del estado fitosanitario de las masas forestales del Parque que se realiza desde el año 2003 (Árbol Técnicos, 2003; Fernández *et al.*, 2004a, 2004b, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b; OAPN, 2008a), centrada en las islas de Cortegada, Monte Agudo y del Faro, ha puesto de manifiesto que los pinares existentes están afectados por tres tipos de agentes: 1) la procesionaria, que provoca fuertes defoliaciones puntuales, 2) los insectos perforadores, que han provocado la muerte de varios ejemplares, y 3) las infecciones fúngicas, cuyos efectos van desde una leve pérdida de productividad del ejemplar hasta su muerte, pudiendo observarse el efecto de más de uno de ellos sobre el mismo individuo.

Entre las actividades humanas que podrían estar afectando a las poblaciones de *E. vinolasi* estarían la corta y retirada de vegetación relacionadas con diversas labores de mantenimiento del Parque, que podrían implicar la eliminación de las larvas en el interior de la madera muerta que se llegara a retirar para evitar “plagas”, o el posible uso de productos para la lucha contra las mismas. No se dispone, sin embargo, de información acerca de la ecología de este escarabajo en el Parque, ni del alcance de los trabajos de gestión forestal, que permita evaluar las interacciones potencialmente existentes.

Medidas de conservación

No se han establecido medidas destinadas a la conservación de esta especie en el Parque.

Indicadores de estado

No se han establecido indicadores del estado de conservación de la especie ni de los factores que puedan interaccionar con ella en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con *E. vinolasi* en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un programa de monitorización de los factores que puedan interaccionar con la población de este escarabajo asentada en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de *E. vinolasi* del Parque.

Recomendaciones

Se recomienda diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de *E. vinolasi* en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación, y definir las acciones pertinentes para llevar y mantener a esta especie en un estado de conservación favorable.

El nivel de desconocimiento de esta especie en el Parque hace recomendable la realización de estudios que aporten información sobre su distribución o los hábitats utilizados. Asimismo, la catalogación como endemismo del Parque de una especie dependiente de masas de coníferas, cuya introducción en este espacio natural se habría producido en la década de 1950, hace recomendable la ampliación de los estudios sobre el área de distribución al entorno más inmediato al Parque, con la finalidad de establecerla con mayor precisión, ya que el intervalo de tiempo es insuficiente para que haya tenido lugar un proceso de especiación.

Respecto a los factores que podrían estar afectando al estado de conservación de *E. vinolasi*, la falta de información sobre la ecología de este insecto limita el alcance de las recomendaciones realizadas a la necesidad de un control de las actividades humanas que pudieran estar influyendo en su hábitat, a la espera de que los estudios anteriormente propuestos aporten información sobre otros factores.

De esta forma, todas las actividades de corta y retirada de vegetación realizadas en el Parque que afecten, tanto a individuos aislados como a rodales de pino, deberán tener en cuenta su importancia como refugio de esta especie, siendo recomendable la evaluación de su incidencia con anterioridad a su inicio. Estos trabajos deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, con los objetivos de conservación. En este sentido, en Blanco-Dios (2007) existe un capítulo en el que se estiman los impactos en el medio, entre los que se citan una serie de

riesgos para el suelo, la vegetación y la fauna derivados de las labores de restauración vegetal; se realiza asimismo una propuesta de medidas preventivas y correctoras de los mismos.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

Respecto a la utilización de fitosanitarios y otros biocidas, su utilización debería estar regulada mediante una normativa específica, en cuyo proceso de elaboración se tengan en cuenta las consecuencias de su uso para los distintos valores naturales, entre ellos *Ernobius vinolasi*. Asimismo, se requiere de un programa de seguimiento que genere información actualizada sobre las actividades en las que se utilizan, los tipos de sustancias y dosis empleadas, y las áreas en las que se aplican.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *Ernobius vinolasi*, es tan sólo una introducción a algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran interés.

Stenosis oteroi

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Escarabajo de la familia de los Tenebriónidos, cuyo único registro disponible corresponde a una zona arenosa de la isla del Faro, en el archipiélago de Cíes, donde fue capturado bajo piedras a unos 300 m del litoral (Otero *et al*., 2006).

No se dispone de información sobre la biología de esta especie (Otero *et al*., 2006), pero sí se sabe que las especies de este género viven en relación con hormigas (mirmecofilia) (Viñolas & Cartagena, 2005). Los escarabajos tenebriónidos están perfectamente adaptados a la falta de agua, ya que disponen de una cutícula muy gruesa; durante el día se refugian bajo piedras o se entierran en la arena, para evitar la desecación. La mayoría son malos voladores y muchos tienen las alas reducidas o atrofiadas, por lo que su capacidad de dispersión es limitada, lo que ha propiciado la proliferación de numerosos endemismos con áreas de distribución muy restringidas, limitadas a hábitats concretos.

Es una especie catalogado como Vulnerable en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante, 2006). No está incluido en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, ni tampoco catalogado en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información sobre el estado de conservación de esta especie en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

No existen estudios sobre los factores que puedan interaccionar con la especie en el Parque, no obstante, según Otero *et al*. (2006) es una especie cuya conservación está estrechamente vinculada a la del hábitat arenoso en el que se registró su presencia, caracterizado por una gran fragilidad, muy escasa extensión y una elevada presión antrópica, aunque no se aportan detalles sobre la naturaleza ni la localización del hábitat mencionado, por lo que no es posible determinar las actividades humanas que podrían tener un efecto sobre él.

Por otra parte, la mirmecofilia que presentan las especies de este género hace que el estado de conservación de las poblaciones de hormigas con las que se relacionan sea otro potencial factor de interacción, sobre cuyos efectos no se dispone de información.

Medidas de conservación

No se han establecido medidas de conservación de esta especie en el Parque.

Indicadores de estado

No se han establecido indicadores del estado de conservación de *S. oteroi* en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con la especie en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un programa de monitorización de los factores que puedan interaccionar con la población de *S. oteroi* del Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de esta especie en el Parque.

Recomendaciones

Resulta recomendable la realización de estudios que aporten información sobre aspectos básicos de la ecología de esta especie en el Parque, en especial aquellos relativos a su distribución, abundancia y hábitats en los que está presente.

Se recomienda, además, diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar el estado de conservación actual y el estado de conservación favorable de *S. oteroi* en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes

factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación, y definir las acciones pertinentes para llevarlo y mantenerlo en un estado de conservación favorable.

En relación a los factores que puedan interaccionar con la población de *S. oteroi*, Otero *et al*. (2006) recomiendan regular el uso recreativo de los hábitats naturales propios de la especie, evitar su alteración y una presión humana excesiva sobre ellos. En este sentido, resultaría útil la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque, a fin de identificar la existencia de zonas críticas de interacción con el hábitat de esta especie y las actividades humanas con mayor potencialidad de impacto.

En cuanto al efecto de la mirmecofilia, sería recomendable la realización de estudios destinados a confirmar la existencia de esta relación en el Parque y, en su caso, a determinar la especie o especies de hormigas implicadas, su estado de conservación, los factores que influyen en él, y sus repercusiones sobre la conservación de las poblaciones de *S. oteroi*.

Finalmente, resulta conveniente señalar que la información aportada en este documento sobre *S. oteroi*, es tan sólo una introducción a algunos de los aspectos más significativos que podrían afectar a su estado de conservación. Es conveniente desarrollar y ampliar las cuestiones e ideas expuestas, para poder identificar y desarrollar con mayor precisión las estrategias de conservación más adecuadas; la participación de especialistas en la materia resultaría de gran interés.

10.2.3.2. Vertebrados

10.2.3.2.1. Anfibios

Salamandra común (*Salamandra salamandra*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La salamandra común es un anfibio urodelo que se distribuye por Europa occidental, los países Balcánicos, Grecia y Asia Menor occidental hasta el Kurdistán (Buckley & Alcobendas, 2002). En España está presente en Galicia, la cornisa Cantábrica, los Pirineos y los contornos de las sierras del Sistema Central, los Montes de Toledo, Sierra Morena y las Sierras Béticas (Buckley & Alcobendas, 2002).

En el Parque Nacional sólo está presente en los archipiélagos de Cíes y Ons (Galán, 2003a; Cordero *et al*., 2007). En Cíes existe una población en la isla de San Martiño, localizada en la vaguada da Concela, cuyo reducido tamaño no ha permitido obtener estimas de densidad (Cordero *et al*., 2007); en las islas del Faro y Monte Agudo únicamente se han registrado observaciones aisladas anteriores al año 2000 (Galán, 2003a). En Ons, se distribuye más ampliamente y es el único anfibio que resulta abundante, registrándose en el 37% de las cuadrículas prospectadas en la isla principal (n=81), mientras estaría ausente de la isla de Onza (Galán, 2003a). En este archipiélago ocupa tanto zonas de matorral, donde alcanza las mayores densidades

(0,3 ind/m[(1)]), como áreas agrícolas y plantaciones de eucalipto, aunque para este último medio se obtienen densidades significativamente inferiores (Cordero *et al*., 2007). Galán (2003a) observa el mayor número de ejemplares en esta isla en las saucedas ribereñas umbrías, seguidas por los herbazales nitrófilo-ruderales y el matorral abierto, si bien este autor no especifica el esfuerzo muestral invertido en cada uno de estos medios para llegar a estas conclusiones.

La reproducción de las poblaciones del Parque es vivípara; las hembras paren crías completamente metamorfoseadas, lo que las desvincula de los medios acuáticos, en comparación con las poblaciones continentales ovovivíparas, cuyas hembras paren larvas que han de pasar por una metamorfosis en medio acuático (Galán, 2003a).

La salamandra común es una especie con un alto valor de conservación en el Parque, debido al carácter insular de sus poblaciones, que conforman una unidad evolutiva significativa respecto a las poblaciones continentales (Velo-Antón *et al*., 2007). Galán (2003a) cataloga la población de la isla de Ons como Vulnerable, en base a 1) su fragmentación severa y 2) el declive continuo del área de ocupación, de la calidad del hábitat y del número de localidades o subpoblaciones; como en Peligro de Extinción a la población de la isla de San Martiño, de acuerdo a los criterios anteriores y a un área de ocupación inferior a 10 km^2; y como en Peligro Crítico de Extinción a las poblaciones de las islas del Faro y de Monte Agudo, porque suman a los aspectos anteriores la disminución continua en la extensión de su presencia. Sin embargo, no aporta datos que cuantifiquen los criterios sobre los que basa esta catalogación.

Las poblaciones insulares están catalogadas conjuntamente como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas y señaladas como poblaciones aisladas amenazadas en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002). No está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas ni en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

El estado de conservación de la población de salamandra común del Parque varía entre archipiélagos, según Galán (2003a): en Cíes sólo existiría una población viable en la isla de San Martiño, encontrándose al borde de la extinción en la isla del Faro y posiblemente extinta en la isla de Monte Agudo; en Ons estaría presente en los mismos lugares y con similares densidades que en las décadas de 1970 y 1980. No obstante, este estudio no concreta la superficie del Parque prospectada ni los esfuerzos muestrales realizados para llegar a estas conclusiones.

Las observaciones de Galán (2003a) son confirmadas por Cordero *et al*. (2007), los cuales afirman que las poblaciones de anfibios del Parque se mantienen estables en todos los archipiélagos salvo en el de Cíes, donde están en declive. En este

(1) Cordero *et al*. (2007) muestran los valores de densidad en nº de individuos/m registrados en transectos realizados a lo largo de caminos de 4m de anchura y en los herbazales de sus márgenes.

archipiélago, estos últimos autores sólo reconocen la existencia de la población de salamandra de la isla de San Martiño, a la que califican como muy pequeña y localizada, dando por extinguidas las poblaciones de las otras islas.

Factores con los que interacciona el valor

Cordero *et al*. (2007) resumen las principales amenazas para la fauna de anfibios del Parque en: 1) la destrucción de hábitats de reproducción, provocada por el cierre de manantiales que los hace inaccesibles, y 2) la destrucción de los hábitats preexistentes por la silvicultura intensiva con especies exóticas como el eucalipto, la acacia y el pino, si bien no concretan cuáles serían los hábitats destruidos por la silvicultura.

En relación al cierre de manantiales, estos autores citan la transformación en lavaderos de la mayoría de los existentes en la isla de Ons durante la década de 1960, así como la destrucción de la charca existente en el entorno de la Fonte do Gaiteiro en 2006. Este factor también se incluía en la propuesta de amenazas para la población de salamandra realizada por Galán (2003a), dentro de un conjunto de afecciones sufridas por los manantiales y corrientes de agua, entre las que citaba, además de su cierre, la canalización, la contaminación por vertido de aguas sin depurar y la existencia de fosas sépticas, y la degradación de la vegetación asociada a sus márgenes, que este autor vincula al pisoteo. La observación reciente de turbidez, junto a la presencia de espuma y olores extraños en el agua de distintos lavaderos de la isla de Ons (Entenza, O Caño, Pereiró) apunta la existencia de contaminación, de la misma manera que el registro de varios casos recientes de corta de vegetación de su entorno, relacionada con labores de mantenimiento realizadas por el personal del Parque, supone la destrucción del hábitat de especies como la salamandra, aparte del riesgo implícito de muerte de ejemplares. El uso humano de los recursos hídricos se encuentra en el origen de gran parte de los problemas de conservación citados, vinculándose tanto con actividades de uso público y turismo (residencia y consumo en establecimientos hoteleros, campos de trabajo, acampada), como con actividades de gestión del Parque (uso de viviendas, corta y retirada de vegetación), o con actividades desarrolladas por la población local (uso de viviendas, jardinería, actividad agrícola, existencia de ganadería estabulada y en semilibertad).

Respecto a la destrucción de hábitats derivado de la silvicultura, Cordero *et al.* (2007) han estudiado las densidades de salamandra existentes en áreas de matorral, áreas agrícolas y plantaciones de eucalipto, registrando valores significativamente menores en éstas últimas, donde observan individuos sólo en los bordes, lo que les sugiere que proceden de los medios circundantes.

Como causa de la escasez de estos anfibios en las plantaciones de eucalipto, proponen la combinación de su toxicidad, tanto para los hongos descomponedores de la hojarasca, como para los macroinvertebrados dulceacuícolas y para los herbívoros, lo que repercutiría en la disponibilidad de insectos y de otras posibles presas para los anfibios, con el efecto desecante que provocan, para lo que toman como ejemplo la desecación de la fuente da Concela, en la isla de San Martiño. La propuesta de Galán (2003a) incluía este factor en el conjunto de cambios de usos del suelo experimentado en los archipiélagos de Cíes y Ons, junto con el abandono de cultivos y la expansión del matorral. Estos fenómenos están vinculados a la presencia en el Parque de

especies alóctonas como eucaliptos, acacias o pinos, aunque la desecación de fuentes también podría estar relacionada con una eventual sobreexplotación de los recursos hídricos derivada del creciente uso humano del Parque o con una disminución del nivel de precipitaciones relacionado con procesos de cambio climático, si bien faltan estudios que contrasten esta hipótesis.

Otras causas potenciales de amenaza propuestas por Galán (2003a) serían 1) la degradación del hábitat de esta especie por pisoteo y desplazamiento de piedras, que se relacionaría con el tránsito a pie de visitantes, vigilantes y guardería del Parque, así como de cuadrillas contra incendios e investigadores; y 2) la mortalidad por atropello, debido al desplazamiento de vehículos motorizados en la isla de Ons, lo que se vincularía con el tránsito de automóviles y tractores relacionados con actividades de gestión del Parque y de la población local que implican tránsito motorizado.

Medidas de conservación

La única medida dirigida a mejorar el estado de conservación de la salamandra en el Parque ha estado destinada a mejorar la calidad del agua a través de la instalación de carteles informando del efecto negativo del uso de detergentes, en los que se recomendaba evitar su uso o emplear la cantidad mínima de jabón necesaria. Como muestra del grado de aceptación de estas medidas, cabe señalar que al cartel colocado en Pereiró se le han ocultado las recomendaciones anteriormente citadas. Muestra de la poca efectividad de estas medidas hasta el momento es la abundancia de restos de jabón existente en el agua de estos y otros lavaderos de la isla en el verano de 2008.

Otra medida adoptada en el Parque con un posible efecto de freno de la destrucción de hábitats relacionada con las repoblaciones de especies exóticas, aunque éste no habría sido evaluado, sería la relativa a las labores de control y eliminación de acacia negra *Acacia malanoxylon* y de eucalipto *Eucalyptus globulus*, realizadas en la isla de Ons. Según Blanco-Dios (2007), durante los años 2003 y 2004 se efectuaron trabajos de eliminación de acacia negra en las zonas de Cucorno, dunas de Melide y entorno, y en el área de acampada, consistiendo en el control de rebrotes a través de herbicida y la eliminación de ejemplares. En las dunas de Melide y su entorno se han eliminado también eucaliptos en el mismo período.

Indicadores de estado

Galán (2003a) y Cordero *et al.* (2007) han obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional de la salamandra, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad del estado de conservación de la especie.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Los tamaños poblacionales han sido estimados en base a métodos de captura-recaptura de individuos marcados o a transectos con anchura de banda prefijada. Cordero *et al*. (2007) estiman las densidades de salamandra existentes en tres tipos de hábitat: matorral, áreas agrícolas y eucaliptal.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores de amenaza que afectan a la población de salamandra del Parque.

Programa de monitorización de los factores

En los estudios realizados hasta la fecha en el Parque no se hace ninguna referencia a la implantación de un sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de salamandra del Parque sobre los que hayan de actuar las medidas de conservación.

Programa de monitorización del valor

No se ha diseñado ningún programa de monitorización de esta especie, ni se han establecido hipótesis de respuesta de la salamandra ante el control de determinados factores de amenaza.

La única referencia a un programa de monitorización se encuentra en Galán (2003a) y hace mención de forma general a especies inconspicuas y con tamaños poblacionales mínimos, recomendando continuar los estudios sobre ellas, aunque no especifica qué considera especies inconspicuas ni determina qué se considera tamaños poblacionales mínimos.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de salamandra como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un Plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable.

Aunque se dispone de información relativa a su distribución o al uso del hábitat en el Parque (Galán, 2003a; Cordero *et al*., 2007), se considera necesario realizar estudios específicos que aporten información robusta respecto a los restantes aspectos mencionados.

Galán (2003a) propone la evaluación precisa del tamaño poblacional y la realización de un estudio sobre la ecología y la biología de las poblaciones de las islas de San Martiño y de Ons, a fin de conocer sus requerimientos ambientales, su demografía y las tendencias poblacionales. Recomienda, asimismo, la continuación de las prospecciones en la época más favorable (septiembre-marzo), para tratar de confirmar la supervivencia de la población de Carracido (isla del Faro) o por si hubiera sobrevivido una población residual en la isla de Monte Agudo. Para la isla de Sálvora, donde no se ha detectado la especie por el momento, plantea la continuación de las prospecciones.

Por otra parte, se recomienda la realización de estudios que, como el de Cordero *et al*. (2007) respecto a la selección de hábitat, permitan determinar el tipo de relación existente entre los distintos factores que se han mencionado y las poblaciones de

salamandras asentadas en el Parque, con el fin de justificar la aplicación de las recomendaciones realizadas.

En relación a la conservación de los puntos de agua y su entorno, Galán (2003a) recomienda la conservación estricta de los mismos en la isla de San Martiño; en las islas de Monte Agudo y del Faro recomienda la recuperación de la vegetación ribereña mediante la plantación de árboles ripícolas (*Salix atrocinerea* y *Alnus glutinosa*), y la conservación de la vegetación herbácea, junto con el control de los vertidos de origen humano en los manantiales que aún permanecen abiertos; y en la isla de Ons, la conservación estricta de la vegetación ribereña y el control de la calidad de las aguas, evitando tanto los vertidos de origen humano en manantiales, charcas y fuentes como el uso indiscriminado de detergentes en los lavaderos. Por su parte, Cordero *et al.* (2007) recomiendan mantener las pequeñas charcas existentes y crear otras nuevas donde sea posible.

En relación a los casos registrados de corta o extracción de vegetación asociada al entorno de manantiales y cursos de agua por parte de personal del Parque, con el fin de evitar su repetición futura, estos trabajos deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes con los objetivos de conservación. En este sentido, en Blanco-Dios (2007) existe un capítulo en el que se estiman los impactos en el medio, entre los que se citan una serie de riesgos para el suelo, la vegetación y la fauna derivados de las labores de restauración vegetal; se realiza asimismo una propuesta de medidas preventivas y correctoras de los mismos.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

En cuanto al efecto de la silvicultura, Galán (2003a) propone realizar un control de la expansión del matorral en la isla de Ons mediante siegas periódicas, al menos en determinadas zonas, aunque no concreta aspectos relativos a este control, como la ubicación y extensión de éstas, o la metodología a seguir. Asimismo, propone eliminar las plantaciones de eucalipto de las islas de Monte Agudo y del Faro. Cordero *et al.* (2007) proponen también la eliminación de eucaliptos, acacias y en menor grado pinos, de la isla de San Martiño, dando prioridad a la eliminación de la primera de las especies, la cual deberá realizarse, según estos autores, en fases sucesivas, para evitar dañar la población de salamandras.

Otro de los factores respecto al que Galán (2003a) ha realizado recomendaciones, es el relativo al acceso humano a las zonas donde habitan las salamandras en la isla de San Martiño que, según este autor, debe ser controlado a fin de evitar el vertido de residuos, el desplazamiento de piedras o la eventual captura de ejemplares.

Una última recomendación de Galán (2003a) hace referencia a la reintroducción de salamandras en las islas de Monte Agudo y del Faro, que debería hacerse, a juicio

de este autor, a partir de ejemplares trasladados desde San Martiño, analizando previamente la viabilidad de las poblaciones de esta isla, siempre que cesen los factores de amenaza originarios de su desaparición y que se pueda garantizar el favorable estado de la calidad de las aguas en los manantiales, la conservación de la vegetación natural y el control de la expansión del matorral. Los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Tritón ibérico (*Lissotriton boscai*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El tritón ibérico es un anfibio urodelo endémico de la mitad occidental de la península Ibérica (Díaz, 2002). En Galicia es la especie de tritón más abundante (Galán, 1999) y la única que ocupa las islas (Galán, 2003a). Dentro del Parque se distribuye por los archipiélagos de Ons y Sálvora (Cordero *et al.*, 2007).

En Ons es una especie común en las charcas creadas por los manantiales, vinculados en su mayor parte a lavaderos; Galán (2003a) registra su presencia en el 10% de las cuadrículas de 250x250 m prospectadas en esta isla (8 de 81). Galán (2003a) y Cordero *et al.* (2007) han estimado el tamaño de las poblaciones localizadas en el entorno de los lavaderos de Pereiró, O Caño, Cucorno y Melide, así como en al menos dos charcas no relacionadas con estas construcciones, ubicadas en el entorno de las fuentes de O Castelo y de O Gaiteiro (Tabla 27). La charca de la fuente de O Gaiteiro fue cubierta con piedras en 2006 para favorecer el acceso público a la misma, lo que ha supuesto la desaparición de la población local de la especie (Cordero *et al.*, 2007).

Zona	**Galán (2003a)**	**Cordero *et al.* (2007)**	
		Media ± e.s.	**N**
Pereiró	43-120	6,8 ± 2,4	5
O Caño	79-210	13,8 ± 6,5	5
Cucorno	35-98	3,6 ± 2,1	5
Melide	-	5,5 ± 3,9	2
O Castelo	18-41	19,0 ± 0,8	3
O Gaiteiro	-	4,3 ± 1,8	3

Tabla 27. Estimas del tamaño poblacional de *L. boscai* realizadas por Galán (2003a), en base a métodos de captura-recaptura con un período de captura y un período de recaptura en cada zona, y por Cordero *et al.* (2007) en base al recuento de individuos en charcas.

En Sálvora, donde *"parece que alcanza una amplia distribución*" (Cordero *et al.*, 2007), ocuparía los mismos tipos de medios que en Ons, según Galán (2003a), quien la observa en el 52,6% de las cuadrículas prospectadas (20 de 38). No obstante, no se dispone de estimas del tamaño poblacional para este archipiélago, si bien según este último autor, recuentos llevados a cabo en algunas masas de agua indican la existencia de una gran abundancia.

Está incluida como especie De interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y con la categoría de Preocupación menor en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Las poblaciones insulares gallegas están catalogadas como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas. Galán (2003a) cataloga las dos poblaciones existentes en el Parque como Vulnerables, debido a su fragmentación que vincula al "hecho de ser insulares" sin aportar información que lo justifique, y por el declive continuo de su área de ocupación y de la calidad del hábitat. Esta especie no consta en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Galán (2003a), el estado de conservación de esta especie varía en función del archipiélago tratado. En Sálvora, no existen indicios de declive, aunque no se dispone de estimas del tamaño de la población. En cambio, la distribución de esta especie en Ons habría sido más amplia en décadas anteriores: Galán (2003a) no observa la especie en 8 cuadrículas en las que había sido registrada en las décadas de 1980 y 1990, sospechando la desaparición de poblaciones locales en charcas próximas a fuentes que habrían sido cerradas y canalizadas (Caniveliñas), o invadidas por la vegetación (Fontiñas).

Factores con los que interacciona el valor

Galán (2003a) cita la eliminación y contaminación de zonas de agua dulce como la principal amenaza para las poblaciones de tritón ibérico del Parque, poniendo como ejemplo la muerte de más de un centenar de tritones a consecuencia del uso de detergentes en la fuente de O Caño. La observación reciente de turbidez, la presencia de espuma u olores extraños en el agua de distintos lavaderos de la isla de Ons (Entenza, O Caño, Pereiró) sugiere la persistencia de este problema en la actualidad. Por su parte, Cordero *et al.* (2007) hacen referencia a la pérdida de la población de tritones de la fuente do Gaiteiro en 2006 al ser cubierta con piedras la charca asociada a ella, para favorecer el acceso público a la misma. Por otra parte, estos autores hacen referencia a las restricciones de acceso a las masas de agua que supone para los anfibios el cierre de los manantiales con muros, o la transformación en lavaderos de la mayor parte de ellos, que habría acontecido durante la década de 1960. También el registro de varios casos recientes de corta de vegetación del entorno de fuentes y lavaderos, o la limpieza del lecho de la charca del lavadero de Pereiró con maquinaria pesada en 2008, relacionada con labores de mantenimiento realizadas por el personal del Parque, supone una grave alteración del hábitat de esta especie que, según Galán (2003a), es utilizado durante su fase terrestre, aparte del riesgo implícito de la muerte de ejemplares. El uso humano de los recursos hídricos se encuentra en el origen de gran parte de los problemas de conservación citados, vinculándose tanto con actividades de uso público y turismo (residencia y consumo en establecimientos

hoteleros, campos de trabajo, acampada), como con el uso de infraestructuras del Parque (uso de fuentes y lavaderos), con actividades desarrolladas por la población local (uso de viviendas, actividades agrícolas, jardinería, existencia de ganadería estabulada y en semilibertad) o con actividades de gestión del Parque (uso de viviendas, corta y retirada de vegetación).

Galán (2003a) también cita el abandono de usos agrícolas y ganaderos tradicionales, y la presencia del visón americano, como potenciales factores de amenaza, si bien no se dispone de información sobre el efecto de éstos sobre las poblaciones de tritón existentes en el Parque. Estos dos factores también son citados por Díaz (2000) como amenazas para esta especie a nivel español, que igualmente admite la falta de pruebas respecto al efecto del visón.

Medidas de conservación

Se han colocado en los lavaderos de O Caño y Pereiró, en la isla de Ons, carteles informando del efecto negativo del uso de detergentes, en los que se recomendaba evitar su uso o emplear la cantidad mínima de jabón necesaria. Como muestra del grado de aceptación de estas medidas, cabe señalar que al cartel colocado en Pereiró se le han ocultado las recomendaciones anteriormente citadas. Muestra de la poca efectividad de estas medidas hasta el momento es la abundancia de restos de jabón existente en el agua de estos y otros lavaderos de la isla en el verano de 2008.

Otra medida de conservación que podría estar influyendo en la población de tritones es el control del visón americano que se ha llevado a cabo en la isla de Sálvora en los años 2005-2006 (Pereira, 2006) y 2007 (Romero, 2007), aunque no se dispone de estudios que avalúen sus efectos.

Indicadores de estado

Galán (2003a) y Cordero *et al.* (2007) han obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional del tritón ibérico, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad del estado de conservación de la especie.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Los tamaños poblacionales se han estimado en base a métodos de captura-recaptura de individuos marcados y también se han realizado recuentos de individuos en determinadas masas de agua.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores de amenaza que afectan a la población de salamandra del Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha diseñado ningún programa de monitorización de esta especie.

La única referencia a un programa de monitorización se encuentra en Galán (2003a) y hace mención de forma general a especies inconspicuas y con tamaños poblacionales mínimos, recomendando continuar los estudios sobre ellas, aunque no especifica qué considera especies inconspicuas ni determina qué se considera tamaños poblacionales mínimos.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de la población de Tritón ibérico del Parque.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de este tritón como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un Plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a sus estados de conservación actual y favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. Se considera necesario realizar estudios que tengan como objetivo aportar información robusta respecto a los aspectos mencionados.

Por otra parte, se recomienda la realización de estudios que permitan determinar el tipo de relación existente entre los distintos factores que se han mencionado y las poblaciones de tritón asentadas en el Parque, con el fin de justificar la aplicación de las recomendaciones realizadas.

En relación al efecto de la eliminación de zonas de agua dulce, Galán (2003a) plantea la conservación estricta de los manantiales y de los cursos que permanecen abiertos, así como de los encharcamientos marginales de los que han sido cerrados al convertirlos en fuentes y lavaderos. En el mismo sentido, Cordero *et al*. (2007) recomiendan el mantenimiento de las charcas disponibles, la creación de otras nuevas donde sea posible, y un manejo de los lavaderos que permita compatibilizar su uso con la creación de pequeñas charcas en su entorno. Así, para la fuente de O Gaiteiro, sugieren la regeneración de la charca y la instalación de pasos de piedra para facilitar el acceso a la fuente.

Galán (2003a) recomienda evitar tanto los vertidos de origen humano en manantiales, charcas y fuentes, como el uso indiscriminado de detergentes en los lavaderos para mejorar la calidad de las aguas.

En cuanto a la minimización del efecto de la eliminación de vegetación del entorno de las masas de agua dulce, Galán (2003a) recomienda la conservación de las zonas periféricas a estos puntos, al ser las zonas utilizadas principalmente por los tritones durante su fase terrestre, en especial la protección de la vegetación herbácea y arbórea, y la conservación de los corredores con hábitat terrestre favorable entre los diferentes puntos de agua dulce donde se reproducen los tritones, para permitir el desplazamiento e intercambio de individuos, a fin de evitar la endogamia; también señala la necesidad del control de la expansión indiscriminada del matorral. Dada la relación de estas propuestas con las labores de mantenimiento del Parque, y el

registro de casos de eliminación de esta vegetación por parte del personal del mismo, se recomienda someter los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de fuentes y lavaderos, con los objetivos de conservación.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

Respecto al control de los efectos del abandono de los usos ganaderos tradicionales, no se han realizado recomendaciones específicas, lo que podría relacionarse con la ausencia de estudios que evalúen el efecto de este fenómeno sobre los distintos valores del Parque, cuya realización resulta, por tanto, necesaria. No obstante, el mantenimiento de ganado en semilibertad, especialmente en Sálvora**,** podría ser beneficioso para esta especie al mantener controlada la expansión del matorral.

Para la isla de Sálvora, Galán (2003a) recomienda el mantenimiento de las actuales condiciones de esta isla, evitando especialmente cualquier tipo de alteración de los medios de agua dulce, junto con el control del visón americano. Esta última medida ya se ha puesto en marcha, aunque se requiere de la realización de estudios que evalúen los efectos sobre las poblaciones del tritón.

Los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El sapillo pintojo ibérico es un anfibio anuro endémico de la península Ibérica, que se distribuye por la mitad occidental (Martínez-Solano, 2002). Está presente en toda Galicia, aunque falta en las zonas más elevadas (Balado *et al.*, 1995).

Según Galán (2003a), en el Parque se distribuye por los cuatro archipiélagos, aunque su presencia en el de Cíes no ha podido ser registrada por este autor a pesar de haber prospectado exhaustivamente las zonas en que la especie fue observada en las décadas de 1980 y 1990, si bien únicamente acepta su extinción en la isla de Monte Agudo. Para Cordero *et al.* (2007) parece haberse extinguido de este archipiélago, aunque sólo han prospectado la isla de San Martiño, donde no pudieron registrar su presencia.

En el archipiélago de Ons, Cordero *et al.* (2007) lo han observado en las mismas zonas en que ya había sido detectado por Galán (2003a): las charcas asociadas a los lavaderos de Pereiró, donde la densidad [(2)] máxima observada ha sido de 10 adultos y 12 juveniles, y de O Caño, donde sólo se ha podido registrar la presencia de un máximo de 5 adultos.

En Sálvora, según Galán (2003a), muestra una amplia distribución, estando presente en 11 de las 38 cuadrículas de 250x250 m prospectadas, y se considera abundante, registrándose numerosos adultos reproductores y elevadas densidades de larvas en medios acuáticos de distintos puntos de la isla, aunque no existen estimas cuantitativas de la población. Cordero *et al*. (2007) manifiestan la existencia de grandes variaciones en el número de individuos detectados entre distintos años en este archipiélago, citando como único factor potencial de explicación la diferencia en las condiciones meteorológicas, con una primavera muy seca en 2004, en que sólo se capturaron 3 individuos, y abundantes lluvias en 2006, tras las cuales resultó común, observándose cientos de juveniles.

Finalmente, en Cortegada, donde Galán (2003a) registra dos observaciones en herbazales de la zona central de la isla, Cordero *et al.* (2007) no detectan esta especie en la primavera de 2004.

Respecto a los hábitats utilizados, Galán (2003a) observa esta especie con mayor frecuencia en manantiales, charcas y escorrentías causadas por fuentes y lavaderos, así como en herbazales higrófilos en la periferia de manantiales y fuentes, aunque también utiliza otros hábitats más secos como matorrales abiertos con herbazal e incluso roquedos costeros. Martínez-Solano (2002) también señala que en casi todos los casos aparece próximo al agua, asociado a la presencia de abundante vegetación herbácea donde se refugia.

Está incluido en los anexos II (especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) y V (especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta) de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas está catalogado como especie De interés especial, e incluido en la categoría de Preocupación menor en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002). Las poblaciones insulares gallegas se consideran Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Galán (2003a) cataloga la población de Sálvora como Vulnerable, en base 1) a su fragmentación severa y 2) al declive continuo del área de ocupación, de la calidad del hábitat y del número de localidades o subpoblaciones; como en Peligro de Extinción a la población de Ons, de acuerdo a los criterios anteriores y a un área de ocupación inferior a 10 km^2; y como en Peligro Crítico de Extinción a la población del archipiélago de Cíes, porque suma a los aspectos anteriores la disminución continua

[(2)] Término utilizado por Cordero *et al*. (2007) aunque sin especificar una unidad de superficie

en la extensión de su presencia. Sin embargo, no aporta datos que cuantifiquen los criterios sobre los que basa esta catalogación.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Galán (2003a), el estado de conservación de esta especie en el Parque muestra un patrón de empeoramiento en un gradiente Norte-Sur, equivalente al de la rarificación de su distribución. Así, en Sálvora no se habrían detectado descensos poblacionales en los últimos años; en Ons se habría producido un enorme declive en las últimas décadas, no pudiendo ser localizado en 13 cuadrículas de 250x250 m en las que sí había sido registrado en las décadas de 1980 y 1990; y en Cíes se encontraría en peligro crítico de extinción, sin descartar eventuales extinciones en alguna de sus islas, aunque en este último archipiélago no se concreta el esfuerzo muestral empleado. Estas tendencias son confirmadas por Cordero *et al*. (2007), según los cuales, el sapillo pintojo ibérico parece extinto en Cíes, su extinción es probable en Ons y presenta una población estable en Sálvora. En Cortegada, Galán (2003a) observaba a la especie en herbazales de la zona central de la isla, mientras Cordero *et al.* (2007) no detectaron su presencia en 2004. No obstante, ninguno de los dos estudios citados aporta datos numéricos retrospectivos que permitan ratificar estas afirmaciones.

Factores con los que interacciona el valor

La presencia de visón americano en Sálvora supone, según Galán (2003a), una seria amenaza para el sapillo pintojo ibérico, aunque estudios recientes han mostrado que la importancia de esta especie en la dieta del visón, un 0,5 % del total de presas (Romero, 2007), es anecdótica. La presencia de caballos y ciervos en este archipiélago podría ser otro factor a tener en cuenta, ya que ejercen una presión sobre la vegetación que podría ser beneficiosa para el sapillo pintojo al mantener controlada la expansión del matorral y el desarrollo de la vegetación herbácea a la cual estaría vinculado. Estos efectos no han sido evaluados.

En el archipiélago de Ons la principal amenaza citada para la especie sería la pérdida o alteración del hábitat. En este sentido, Cordero *et al.* (2007) hacen referencia a la transformación en lavaderos de la mayor parte de los manantiales del archipiélago durante la década de 1960, y al cierre de muchas fuentes, haciéndolas inaccesibles a los anfibios. En opinión de Galán (2003), la pérdida de hábitat afectaría tanto a las charcas, manantiales y pequeños cursos de agua necesarios durante la época de cría, como a las praderas y herbazales húmedos utilizados en la época no reproductora, y a los corredores con hábitat terrestre favorable existentes entre los diferentes puntos de agua dulce donde se reproducen, necesarios para el desplazamiento e intercambio de individuos que eviten la endogamia. Según este autor, a esta pérdida de hábitat habrían contribuido el cierre de manantiales naturales para convertirlos en lavaderos y fuentes, lo que induce la pérdida o alteración de las áreas de encharcamiento marginales; el aporte de detergentes y residuos de origen antrópico a los cursos de agua; y la práctica desaparición de las actividades agrícolas y ganaderas, que facilitan la invasión de los herbazales por el matorral. Otra actividad que afecta a la vegetación asociada a estos medios es la realización de labores de corta y retirada de vegetación relacionada con el mantenimiento de fuentes y lavaderos, que ha afectado recientemente al entorno de los lavaderos de O Caño, Entenza y Pereiró. No obstante,

faltan estudios que determinen y cuantifiquen la relación entre estos factores y la dinámica poblacional del sapillo pintojo en este archipiélago.

En el archipiélago de Cíes, Galán (2003a) vincula la situación actual de la especie con el abandono de los cultivos, las repoblaciones forestales, la canalización y la contaminación de los manantiales por deyecciones de gaviota, cuyas consecuencias habrían sido la expansión de matorral a costa de los pastizales, el incremento de la aridez del suelo y la desaparición de los herbazales húmedos de la periferia de los manantiales. Por su parte, Cordero *et al.* (2007) asocian la extinción de la especie en este archipiélago a los efectos de las plantaciones de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* y *Pinus radiata* llevadas a cabo desde 1951 y, en menor medida, a los de las de *Acacia melanoxylon* y otras especies invasoras; el resultado de todas ellas sería la desecación de muchos manantiales, entre los que citan el de la fuente de Concela, en la isla de San Martiño. No obstante, la desecación de fuentes también podría estar relacionada con una eventual sobreexplotación de los recursos hídricos derivada del creciente uso humano del Parque o con una disminución del nivel de precipitaciones relacionado con procesos de cambio climático, si bien faltan estudios que contrasten esta hipótesis.

Asimismo, el uso del agua por parte de los visitantes y de los residentes en las islas provoca la emisión de vertidos contaminantes, procedentes de fosas sépticas o lavaderos, que pueden afectar a las masas de agua utilizadas por esta especie, aunque no se dispone de estudios que evalúen la magnitud de este efecto.

Medidas de conservación

Se han colocado en los lavaderos de O Caño y Pereiró, en la isla de Ons, carteles informando del efecto negativo del uso de detergentes, en los que se recomendaba evitar su uso o emplear la cantidad mínima de jabón necesaria. Como muestra del grado de aceptación de estas medidas, cabe señalar que al cartel colocado en Pereiró se le han ocultado las recomendaciones anteriomente citadas. Muestra de la poca efectividad de estas medidas hasta el momento es la abundancia de restos de jabón existente en el agua de estos y otros lavaderos de la isla en el verano de 2008.

Otras acciones no destinadas específicamente a la conservación del sapillo pintojo podrían estar ejerciendo un efecto positivo sobre sus poblaciones, aunque la efectividad de las mismas está sin evaluar. Entre ellas se encuentran los trabajos de control del visón americano realizados en la isla de Sálvora en los años 2005-2006 (Pereira, 2006) y 2007 (Romero, 2007), que deberían disminuir el riesgo de predación sobre la especie; la puesta en servicio de depuradoras, como las dos existentes en el archipiélago de Cíes (camping y proximidades del restaurante “Playa de Rodas”) y las que se prevé instalar en el de Ons (Tragsatec, 2006), que debería contribuir a reducir el riesgo de contaminación de los manantiales y cursos de agua del Parque; o ciertas limitaciones impuestas en el número de visitantes, que ayudarían a disminuir el consumo de agua.

Indicadores de estado

Galán (2003a) y Cordero *et al.* (2007) han obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional del sapillo pintojo ibérico, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad del estado de conservación de la especie.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Galán (2003a) no ha podido estimar los tamaños poblacionales de los archipiélagos de Cíes, Ons y Cortegada debido al escaso número de individuos observado; tampoco ha estimado el tamaño de la población de Sálvora, a pesar de haber detectado numerosos adultos y elevadas densidades de larvas. Cordero *et al*. (2007) aportan solamente el número máximo de ejemplares observado en dos charcas de la isla de Ons, ya que no registran ningún ejemplar en la isla de San Martiño (archipiélago de Cíes), ni estiman la población de Sálvora, a pesar de que constatan la presencia del sapillo pintojo ibérico en este archipiélago.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido valores límite para los factores de amenaza que afectan a la población de esta especie en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

En los estudios realizados hasta la fecha en el Parque no se hace ninguna referencia a la implantación de un sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de Sapillo pintojo ibérico del Parque sobre los que hayan de actuar las medidas de conservación

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado ningún programa de monitorización de la población de *Discoglossus galganoi* del Parque.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de esta especie como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un Plan de conservación de las mismas que defina las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. Dicho plan debería estar basado en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles. Estas evaluaciones deberían efectuarse a través de la vinculación de los factores con variaciones en los parámetros demográficos y de la influencia de los mismos en la dinámica poblacional de la especie.

Se recomienda la realización de estudios específicos que tengan como objetivo aportar información robusta respecto a los aspectos mencionados.

Respecto a los estudios relacionados con el estado de conservación, Galán (2003) destacaba la necesidad de evaluar de forma precisa el tamaño y la distribución de las poblaciones de esta especie en el Parque.

Entre los factores a los que habría que prestar atención se encuentran la existencia de visón americano, la disponibilidad y el estado de conservación de los lugares potenciales de reproducción, la presencia de ganado en régimen de semilibertad como potencial controlador de las características de la vegetación, la pérdida de praderas, herbazales húmedos y corredores con hábitat terrestre favorable, junto con el cierre de manantiales naturales.

No obstante, hasta que se disponga de tal información sería recomendable aplicar, como medidas de precaución, las propuestas de Galán (2003a) y Cordero *et al*. (2007) respecto a la conservación estricta de manantiales y cursos de agua dulce, así como a la conservación de los herbazales higrófilos y de los corredores vegetales que aún existen. En relación a los manantiales y cursos de agua, Galán (2003a) plantea conservar tanto aquéllos que permanecen sin canalizar, como los encharcamientos marginales de los que han sido convertidos en fuentes y lavaderos. Respecto a éstos, Cordero *et al*. (2007) destacan la importancia de conservar las charcas existentes y crear otras donde sea posible, poniendo especial atención a la conservación de las fuentes de O Caño y Pereiró, y la necesidad de adecuar el lavadero abandonado de Melide mediante la demolición de la construcción y la creación de una charca, a la cual deberían transferirse larvas provenientes de la fuente de Pereiró. Se considera, no obstante, la necesidad de un estudio que evalúe las posibles efectos de esta translocación en las poblaciones de O Caño y Pereiró, así como la viabilidad de la misma. Respecto a las praderas y herbazales, Galán (2003) propone la conservación tanto de los que existen alrededor de charcas y manantiales como de los existentes en las márgenes de las corrientes de agua y en las depresiones del terreno, evitando especialmente su drenaje y desecación, así como la restauración de alguno de los herbazales ya desaparecidos, suprimiendo los drenajes construidos y ampliando sus dimensiones mediante la siega del matorral. También considera necesario el control de la expansión del matorral que rodea a los herbazales húmedos mediante la realización de siegas selectivas periódicas. En relación a los corredores, este autor cree necesaria su conservación con el fin de permitir el desplazamiento e intercambio de individuos entre los diferentes puntos de agua dulce donde se reproducen, para evitar procesos de endogamia, si bien no identifica los corredores vegetales a los que hace mención.

Dada la relación de estas últimas propuestas con las labores de mantenimiento del Parque que tienen que ver con la corta y retirada de vegetación, y el registro de casos de eliminación de esta vegetación por parte de personal del mismo, se recomienda someter los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de manantiales, fuentes y lavaderos, con los objetivos de conservación.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación

necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

La aplicación de las medidas recomendadas para la conservación de la salamandra en Cíes, serían beneficiosas para la mejora del hábitat del sapillo pintojo en este archipiélago, que hiciera pensar en la posibilidad de un proyecto de reintroducción.

Los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

10.2.3.2.2. Reptiles

Lagarto ocelado (*Lacerta lepida*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El lagarto ocelado se distribuye por el suroeste de Europa ocupando el noroeste de Italia, el sur de Francia y la península Ibérica, donde está ausente de la mayor parte de la Cornisa Cantábrica (Mateo, 2002).

Dentro del Parque se encuentra presente en todas las islas mayores, aunque con abundancia desigual. En Cíes es la segunda especie de reptil más común y está presente en las tres islas principales; en Ons ocupa sobre todo las zonas central y oriental de la isla, registrándose en 21 de las 81 cuadrículas de 250x250 m prospectadas; en Sálvora se ha detectado en la mayor parte de su extensión (19 de las 38 cuadrículas cubiertas), y en Cortegada fue localizada en cerca de la mitad de su superficie (Galán, 2007).

Este lagarto ocupa la mayor parte de los medios representados en el Parque, siempre que posean lugares de refugio en forma de vegetación densa, grietas o grandes piedras, observándose con mayor frecuencia en las áreas rocosas con matorral, muros de construcciones y ruinas, y bloques de roca en acantilados y playas (Galán, 2003a).

La población de la isla de Sálvora pertenece a la subespecie endémica *Lacerta lepida oteroi*, a la que también podrían pertenecer los ejemplares de esta especie presentes en Cíes y Ons (Castroviejo & Mateo, 1998). Esta subespecie está catalogada como Vulnerable en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002), categoría que se asigna en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas al conjunto de las poblaciones insulares gallegas. La especie no está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni tampoco en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

Galán (2007) afirma que en los últimos años ha comenzado a observarse un declive en las poblaciones de las islas Cíes, aunque todavía se encontraría en un estado de conservación favorable. Según este autor, las reducciones en el área de distribución afectarían especialmente a la mitad norte de la isla de Monteagudo. En cualquier caso, no concreta la metodología utilizada ni el esfuerzo de muestreo realizado en este archipiélago, ni aporta datos que permitan justificar la existencia de las tendencias señaladas.

En el archipiélago de Ons, Galán (2007) califica el descenso como importante, observando una reducción del 22% en el área ocupada entre la década de 1970 y el año 2002, en base a la prospección de 81 cuadrículas de 250x250 m. La especie no habría podido ser observada en la mayor parte de la zona occidental de la isla, donde si estaba presente con anterioridad a 1990.

No se dispone de datos para poder estimar la tendencia en los restantes archipiélagos.

Factores con los que interacciona el valor

Entre los factores de amenaza para esta especie, Galán (2007) destaca la depredación por gatos, registrada tanto en Ons como en Cíes, calificándola como muy elevada, aunque no aporta datos que lo justifiquen. También señala la conveniencia de adoptar medidas de control de las poblaciones de ratas, aunque no cita a estos mamíferos entre los factores de amenaza para sus poblaciones. Por otra parte, cita la presencia de restos de este lagarto en posaderos de ratonero del archipiélago de Ons.

En la isla de Sálvora, Romero (2007) ha encontrado dos ejemplares de este lagarto parcialmente devorados en encames y pequeñas letrinas de visón americano, lo que demuestra su presencia en la dieta de este mamífero. No obstante, no se han evaluado ni la importancia del lagarto ocelado en la dieta de ninguno de estos depredadores, ni las repercusiones de esta predación en la conservación de sus poblaciones.

Entre los factores que pueden afectar a sus hábitats, Galán (2003a) cita la expansión del matorral ocurrida tras el abandono de las tareas agrícolas y ganaderas tradicionales, que provocaría la desaparición de lugares adecuados para las puestas.

Las labores de corta y retirada de vegetación relacionadas con el mantenimiento de caminos y cortafuegos favorecerían la existencia de medios adecuados para la cría de este lagarto. No obstante, también podrían facilitar el acceso público a esas zonas, con el consiguiente incremento del riesgo de pérdida de las puestas asociado al pisoteo.

Otro factor potencial de interacción es la eliminación de muros y ruinas, o la realización de labores de restauración de edificaciones que impliquen la eliminación de las grietas y rendijas que le sirven de refugio. Tampoco han sido cuantificados los efectos de estos factores de amenaza, ni se ha evaluado su incidencia en el estado de conservación de este reptil.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas enfocadas a la conservación del lagarto ocelado en el Parque, pero la realización de acciones de conservación con otros fines, como el control de especies invasoras, pudo haber tenido un efecto positivo sobre las poblaciones de este reptil, aunque no se dispone de la información necesaria para poder evaluarlo.

Así, se han llevado a cabo acciones de control de visón americano en la isla de Sálvora en los años 2005-2006 (Pereira, 2006) y 2007 (Romero, 2007), que deberían disminuir el riesgo de predación, aunque en la actualidad el visón parece haberse recuperado en esta isla, al no haber tenido continuidad las labores de control y al seguir recibiendo ejemplares de tierra firme.

El mismo tipo de efecto sería el esperado de las labores de control de la población de gatos, tanto domésticos como asilvestrados, realizadas en Sálvora, donde se erradicó la población mediante disparo con arma de fuego, y en Cíes, donde la falta de continuidad en el tiempo y su interrupción anterior a la eliminación total, han hecho fracasar los intentos de erradicación de la población de gato mediante el uso combinado de jaulas-trampa y disparo (Pereira, 2006). Para el archipiélago de Ons, no se dispone de información relativa a la aplicación de medidas de control, a pesar de que la población de gatos sigue siendo muy abundante (Arcea, datos propios), debido a la existencia de población humana residente.

Respecto a las poblaciones de ratas, se considera muy difícil su erradicación por lo que se realizan acciones de control, documentadas desde 2001 (Xestec, 2001) aunque Xestec (2000) señala que “todos los veranos la Dirección del Parque pone en marcha una campaña desratizadora en el área de uso más intensivo por parte de los visitantes”, sin concretar el año en que se habrían iniciado estas campañas. No se dispone de información sobre sus resultados.

Indicadores de estado

Galán (2007) ha obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional de esta especie, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad de su estado de conservación.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Los tamaños poblacionales se han estimado en base a métodos de captura-recaptura de individuos marcados o a transectos con anchura de banda prefijada.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que interaccionan con las poblaciones de esta especie presentes en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un programa de monitorización de los factores de amenaza para esta especie en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de lagarto ocelado en el Parque.

Recomendaciones

La catalogación de la poblaciones insulares de lagarto ocelado como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un Plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a sus estados de conservación actual y favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. En este sentido, aunque se dispone de un Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007), éste únicamente aporta información parcial acerca de su distribución y abundancia, y los hábitats utilizados, además de una serie de recomendaciones para la conservación de los mismos. Se recomienda la realización de estudios específicos que tengan como objetivo aportar información robusta respecto a los restantes aspectos mencionados.

Galán (2007) propone la realización de un plan de seguimiento de la población consistente en seleccionar en cada isla una serie de zonas, representativas de sus hábitats principales, donde realizar muestreos intensivos que tratarían de cuantificar el número de individuos mediante la realización de transectos de longitud y anchura predeterminada o prospectando todos los posibles refugios en zonas seleccionadas. Estos muestreos se llevarían a cabo en determinados períodos del año, especialmente en primavera (abril o mayo), recomendando repetirlos cada dos años, para poder detectar así posibles cambios en las poblaciones. Según este autor, este seguimiento también permitiría examinar la variación de las respuestas a medio y largo plazo del lagarto ocelado ante las situaciones ambientales características de las islas, aunque no especifica a qué situaciones ambientales se refiere.

Para los archipiélagos de Sálvora y Cortegada, Galán (2007) recomienda mantener los hábitats en el favorable estado en que se encuentran, aunque no se identifican los hábitats a los que hace referencia, no se describe el estado favorable de los mismos, ni se identifican los factores responsables de su estado actual. Recomienda también controlar la población de visón americano en el primero de los archipiélagos.

Para el archipiélago de Ons, Galán (2007) recomienda controlar la expansión del matorral, procurando que queden espacios de suelo libres de vegetación en la proximidad de zonas en las que ésta sea más densa.

Esta recomendación se relaciona con las actividades de corta y retirada de vegetación, que deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes con los objetivos de conservación. Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación

necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

También para Ons, Galán (2007) recomienda controlar las poblaciones de visones, ratas y gatos, tanto asilvestrados como domésticos. Pereira (2006) recomienda la adopción de un programa específico para la erradicación de las poblaciones de gato existentes en el Parque, basado en la combinación de capturas con jaula-trampa y disparo.

Finalmente, Galán (2007) recomienda mantener los muros de piedra y ruinas que albergan poblaciones de la especie, lo que interaccionaría con la rehabilitación de inmuebles.

Los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El eslizón ibérico *Chalcides bedriagai* es un endemismo que se distribuye a lo largo de la península Ibérica con la excepción de su extremo septentrional (Pollo, 2002). En Galicia está presente en las Rías Baixas pontevedresas, costa sur de la provincia de A Coruña y unos pocos enclaves en la provincia de Ourense (Galán, 2003a).

Dentro del Parque, Galán (2007) sólo detecta esta especie en las tres islas del archipiélago de Cíes, registrando su presencia en puntos aislados de las dunas de las playas de Figueiras y Rodas, en la isla de Monteagudo; en la duna de la playa de Nosa Señora y en varias zonas de vegetación dunar y de matorral del entorno de Carracido, en la isla del Faro; y en una duna vegetada de la parte norte de la playa de San Martiño, en la isla más meridional. No obstante, ésta podría ser un área de distribución mínima ya que, según el autor citado, se ha intentado prospectar toda o la mayor parte de la superficie de cada isla, lo que no asegura una cobertura completa de toda la extensión del Parque. Las densidades observadas en este estudio oscilan entre los 17 y los 25 ind/ha para las islas del Faro y de Monte Agudo, respectivamente, siendo calificadas por su autor como muy bajas, si bien no se concreta el esfuerzo muestral realizado para la obtención de estos datos (Galán, 2007).

Ocupa sobre todo medios arenosos, entre los que se incluyen matorral de trasduna, dunas secundarias y dunas terciarias, así como zonas de matorral poco denso alternando con herbazales (Galán, 2007). Es una especie diurna que desarrolla su actividad bajo piedras o entre vegetación densa, presenta alimentación insectívora y reproducción vivípara (Galán, 2003a).

Está incluido en el anexo V de la Ley del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, relativo a las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta, y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas se le atribuye la categoría de especie De interés especial. Asimismo, las poblaciones peninsulares están catalogadas en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002) como Casi amenazadas, aplicándose la categoría de Vulnerable a las poblaciones insulares mediterráneas (Islas e islotes de Nueva Tabarca, Islas del Mar Menor) y la de En Peligro a las poblaciones gallegas existentes en las islas Cíes y Ons. En el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, las poblaciones insulares y de la costa sur de la provincia de A Coruña están incluidas en la categoría En perigo de extinción, apareciendo las demás en la categoría Vulnerable.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Galán (2007), no existen evidencias de declive en las poblaciones de eslizón ibérico del archipiélago de Cíes entre 1980 y 2003, con la posible excepción del caso de las dunas de Figueiras-Muxieiro (isla de Monte Agudo). En esta zona señala una posible reducción del número de individuos observados entre las décadas de 1980 y 1990, aunque el esfuerzo muestral empleado es muy bajo (n=3 en 1980; n=7 en 1990) y no proporciona información sobre la dispersión de los valores obtenidos.

En cambio, en opinión del mismo autor, parece haberse dado un proceso de extinción en la isla de Ons, donde no se han detectado individuos en las prospecciones más recientes, mientras existen ejemplares en la colección de la Estación Biológica de Doñana recolectados en la isla en la década de 1970.

No obstante, Galán (2007) no concreta la superficie del Parque prospectada ni los esfuerzos muestrales realizados para llegar a estas conclusiones, con la excepción de los valores citados.

Factores con los que interacciona el valor

Según Galán (2007), el eslizón ibérico depende del desarrollo de herbazales sobre suelos arenosos, de las zonas de vegetación dunar, así como de los linderos y ecotonos entre las zonas arenosas del interior de las playas y la vegetación arbustiva y de matorral. Estos hábitats son muy sensibles al pisoteo; también pueden verse afectados por el excesivo desarrollo de vegetación arbustiva y de matorral, así como por la presencia de especies exóticas invasoras como *Carpobrotus edulis*, factores para los cuales este autor recomienda adoptar medidas de control, aunque no aporta datos acerca de su incidencia sobre los hábitats mencionados.

El estudio citado tampoco descarta la influencia de la captura directa de ejemplares para colecciones herpetológicas en la posible regresión detectada en la isla de Monte Agudo, aunque no aporta datos concretos al respecto. La recolección de ejemplares pudo haber contribuido también al señalado proceso de extinción en la isla de Ons. Señala, también, la necesidad de adoptar medidas de control respecto al desplazamiento de piedras en los hábitats utilizados por esta especie.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas enfocadas a la conservación del eslizón ibérico en el Parque, pero la realización de acciones de conservación con otros fines puede haber tenido un efecto positivo sobre las poblaciones de este reptil, aunque no se dispone de la información necesaria para poder evaluarlo.

Según Blanco-Dios (2007), las actuaciones realizadas en las dunas de Figueiras-Muxieiro, a principios de la década de 1990 y en 2006, consistentes en el vallado de la zona y la retirada de especies forestales introducidas (pinos, cipreses y acacias), junto con el vallado de los sistemas dunares de las playas de Rodas y de Nosa Señora en 2006, han permitido frenar la degradación ambiental provocada por el pisoteo derivado del tránsito de personas y por la presencia de especies vegetales alóctonas, y han favorecido la regeneración natural del ecosistema dunar, en el cual están representados los hábitats del eslizón ibérico.

La ejecución del proyecto de "Erradicación de especies exóticas invasoras" entre 2003 y 2004, que afectó a eucalipto, acacias y pinos (Blanco-Dios, 2007), podría haber favorecido la generación de zonas no arboladas con condiciones de insolación favorables para el eslizón.

Indicadores de estado

Galán (2007) ha obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional del eslizón ibérico, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad de su estado de conservación.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Los tamaños poblacionales se estiman en base a métodos de captura-recaptura de individuos marcados, indicándose como método no adecuado la realización de transectos.

Límites establecidos para cada uno de los factores

Galán (2007) recomienda, aunque sin aportar justificación para ello, el mantenimiento de superficies con una cobertura de matorral del 30-40%, lo que, según este autor, favorece el desarrollo de ecotonos especialmente favorables para esta especie.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de esta especie asentadas en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de Eslizón ibérico en el Parque.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de eslizón ibérico como En Perigo de Extinción en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un Plan de recuperación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. En este sentido, aunque se dispone de un Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007), éste únicamente aporta información parcial acerca de su distribución, abundancia y factores de amenaza, además de una serie de recomendaciones sobre acciones a llevar a cabo para su conservación. Por esto, se recomienda la realización de estudios específicos que aporten información robusta respecto a aquellos aspectos de la ecología de esta especie que puedan servir como indicadores de su estado de conservación.

En relación al estudio del estado de conservación, Galán (2007) propone la realización de un plan de seguimiento de la población consistente en seleccionar en cada isla una serie de zonas, representativas de sus hábitats principales, donde realizar muestreos intensivos que tratarían de cuantificar el número de individuos. Estos muestreos se llevarían a cabo en determinados períodos del año, especialmente en primavera (abril o mayo), recomendando repetirlos cada dos años, para poder detectar así posibles cambios en las poblaciones. Según este autor, este seguimiento también permitiría examinar la variación de las respuestas a medio y largo plazo del eslizón ibérico ante las situaciones ambientales características de las islas, aunque no especifica a qué situaciones se refiere.

Para el archipiélago de las islas Cíes, Galán (2007) realiza un conjunto de recomendaciones relativas, en su mayor parte, a la conservación del hábitat de la especie, respecto a alguna de las cuales ya se habían adoptado medidas con anterioridad. Así, contempla la protección estricta del hábitat en las zonas arenosas interiores de las playas, a fin de evitar el tránsito de personas.

Otra de las recomendaciones realizadas por Galán (2007) es la realización de siegas periódicas de determinadas zonas en que el matorral haya alcanzado una densa cobertura, que dejen aproximadamente superficies del 30-40% del terreno con éste, a fin de favorecer el desarrollo de vegetación herbácea y la formación de ecotonos entre vegetación densa y baja, aunque no especifica cuáles serían esas zonas. Además propone el control de las siegas del estrato herbáceo y de las cortas a matarrasa de la vegetación arbustiva.

Estas propuestas deberían ser tenidas en cuenta en las actuaciones silvícolas realizadas anualmente en el Parque, entre las que se encuentran las tareas de prevención de incendios, de las que existe registro para 2003 (OAPN, 2003) y 2004 (OAPN, 2004a), si bien no se dispone de información al respecto.

En cualquier caso, los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque, deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de caminos y cortafuegos, con los objetivos de conservación.

En este sentido, en Blanco-Dios (2007) existe un capítulo en el que se estiman los impactos en el medio, entre los que se citan una serie de riesgos para el suelo, la vegetación y la fauna, derivados de las labores de restauración vegetal; se realiza asimismo una propuesta de medidas preventivas y correctoras de los mismos.

Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

En cuanto a la propuesta de Galán (2007) de eliminar *Carpobrotus edulis* del hábitat del eslizón, Blanco-Dios (2007) sólo la registra en Cíes, en concreto dos pequeños núcleos junto al restaurante de la playa de Rodas y uno junto a la casa de los vigilantes, que este autor considera de fácil erradicación manual, así como un área de varios cientos de metros cuadrados en una zona inaccesible de los acantilados de la isla del Faro. Por su parte, Carbajal *et al*. (2005) recomiendan la eliminación de esta especie invasora del terraplén de una vivienda situada en el sistema dunar de la isla de San Martiño, que Blanco-Dios (2007) no cita pero sí cartografía. No obstante, teniendo en cuenta los riesgos asociados a este tipo de labores, es recomendable la elaboración de una estrategia de extracción de especies invasoras que siga las recomendaciones realizadas por Capdevila *et al*. (2006) respecto a la necesidad 1) de someter las medidas de control a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, 2) de elegir métodos contrastados que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y 3) de aplicación de los métodos de control regidos por protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural, aunque también señalan que se deben desarrollar técnicas específicas a los hábitats, especies y circunstancias sociales y políticas existentes. Asimismo, hacen hincapié en la necesidad de que exista un intercambio de información con especialistas de otros entornos geográficos, una coordinación entre administraciones, tanto dentro como fuera del ámbito geográfico de aplicación de un determinado método de control, y una serie de campañas informativas, sensibilizadoras o educativas, destinadas a mejorar la percepción social de las medidas adoptadas.

Por otra parte, Galán (2007) recomienda realizar un control de la circulación de visitantes en áreas de herbazales halófilos y halonitrófilos asentados sobre suelos arenosos del sur de la isla de Monte Agudo y diversas zonas de la isla del Faro que se alteran con facilidad por el pisoteo, aunque no los cartografía. Propone también el control de la actividad de los mismos para evitar que capturen ejemplares y desplacen piedras que puedan servir de refugio a la especie, sobre todo en bordes de caminos y pistas, zonas interiores de playas y ecotonos con zonas arbustivas y de matorral. En este sentido, la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque, resultaría de gran utilidad para identificar la existencia de zonas críticas de interacción. La elaboración de estos mapas debería complementarse con la realización de un seguimiento del grado de cumplimiento de los cupos de visitantes y del efecto de éstos sobre las zonas críticas que se puedan llegar a identificar, que podría servir para evaluar la idoneidad del número de personas que el Parque acoge en la actualidad (2008).

Se recomienda además controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

En la isla de Ons, Galán (2007) recomienda proseguir con las prospecciones para comprobar si ha sobrevivido la población citada en el pasado en dicha isla.

Finalmente, los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Lución (*Anguis fragilis*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El lución *Anguis fragilis* es un lagarto serpentiforme carente de extremidades, que desarrolla su actividad mayoritariamente bajo tierra o bajo la vegetación, siendo prácticamente indetectable en ausencia de piedras, tablas u otros objetos que usa como refugio; presenta una alimentación basada en gasterópodos, oligoquetos y larvas de insectos, y reproducción vivípara (Galán, 2003a).

Se distribuye por la mayor parte de Europa y el límite occidental de Asia, ocupando la mitad norte de la península Ibérica, donde su límite meridional son las sierras del Sistema Central y el Valle del Ebro (Galán, 2002). En Galicia es común desde el nivel del mar hasta las zonas montañosas elevadas (Galán, 2003a).

Según Galán (2007), está presente en todos los archipiélagos del Parque, detectándose en las islas de mayor tamaño: en Cíes, se distribuye más ampliamente por la mitad meridional de la isla de Monteagudo y por la isla del Faro, mientras en la de San Martiño sólo se registra en el entorno de los caminos del faro y de la vaguada de Concela, aunque, según el autor citado, puede ser debido a las dificultades de prospección de esta isla; en Ons se encuentra en la práctica totalidad de la isla principal, aunque mayoritariamente en su parte oriental, y está ausente de la isla de Onza; en Sálvora estaría mucho menos extendido, registrándose en áreas aisladas del perímetro insular; en Cortegada sólo ha sido observado en la zona central de la isla, probablemente debido a la densa cobertura arbórea existente en la mayor parte de la superficie restante. En cualquier caso, el autor citado no concreta la superficie prospectada ni el esfuerzo muestral empleado en cada uno de los archipiélagos para obtener estos datos.

Su medio más característico en el Parque son los herbazales de gramíneas y otras herbáceas, donde se refugia bajo piedras, troncos y otros objetos (Galán, 2007).

En cuanto a su categoría de amenaza, no está incluido en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, mientras en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas

se incluye como especie De interés especial y en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002) se considera una especie de Preocupación menor. El Catálogo Galego de Especies Ameazadas incorpora a la categoría Vulnerable las poblaciones insulares de la especie.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Galán (2007), no existen evidencias de declive en los últimos años en los archipiélagos de Cíes y Ons. Este autor señala que su abundancia pudo haber disminuido debido a la pérdida de superficies dedicadas al cultivo agrícola y a la ganadería, si bien no se aportan datos que corroboren esta afirmación.

Para las islas de Sálvora y Cortegada no existen datos que permitan analizar su evolución (Galán, 2003a).

No obstante, Galán (2003a) y Galán (2007) no concretan la superficie del Parque prospectada ni los esfuerzos muestrales realizados para llegar a estas conclusiones.

Factores con los que interacciona el valor

En opinión de Galán (2007), las principales amenazas para el lución serían la expansión del matorral, que reduciría la extensión de los medios herbáceos utilizados por esta especie; y las plantaciones de eucaliptos que, además de reducir la superficie de herbazales, aumentarían la aridez del suelo. El abandono de las labores agrícolas y de la práctica ganadera, especialmente en Ons, podría ser la principal causa de la expansión del matorral.

Galán (2007) cita también como amenaza la mortalidad no natural de la especie. Entre las causas inductoras de la misma se encontrarían el atropello inducido por el tránsito de vehículos del Parque y de particulares, en especial en la isla de Ons; los trabajos de desbroce efectuados por las cuadrillas del Parque o particulares en fincas; y la mortalidad provocada directamente por las personas al confundirlo con una culebra.

La importancia de cada uno de estos factores está sin evaluar.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación de las poblaciones de esta especie en el Parque, pero la realización de acciones de conservación con otros fines puede haber tenido un efecto positivo sobre las poblaciones de este reptil, aunque no se dispone de la información necesaria para poder evaluarlo.

Los trabajos de mantenimiento de caminos y cortafuegos podrían estar ayudando a mantener el hábitat de esta especie en el Parque.

La ejecución del proyecto de “Erradicación de especies exóticas invasoras” entre 2003 y 2004, que afectó a eucalipto, acacias y pinos (Blanco-Dios, 2007), podría haber favorecido la generación de zonas herbáceas favorables para el lución.

Indicadores de estado

Galán (2003a) ha obtenido información relativa a la distribución del lución, de la que podría obtenerse un indicador de utilidad del estado de conservación de la especie.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con la población de esta especie asentada en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de reptiles asentadas en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de lución en el Parque.

No obstante, Galán (2007) propone la realización de un plan de seguimiento de la población de lución consistente en seleccionar en cada isla una serie de zonas, representativas de sus hábitats principales, donde realizar muestreos intensivos que tratarían de cuantificar el número de individuos. Estos muestreos se llevarían a cabo en determinados períodos del año, especialmente en primavera (abril o mayo), recomendando repetirlos cada dos años, para poder detectar así posibles cambios en las poblaciones. Según este autor, este seguimiento también permitiría examinar la variación de las respuestas a medio y largo plazo del eslizón ibérico ante las situaciones ambientales características de las islas, aunque no especifica a qué situaciones ambientales se refiere.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de lución como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. En este sentido, aunque se dispone de un Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007), éste únicamente aporta información parcial acerca de su distribución, abundancia y factores de amenaza, además de una serie de recomendaciones sobre acciones a llevar a cabo para su conservación. Por esto, se recomienda la realización de estudios específicos que aporten información robusta respecto a aquellos aspectos de la ecología de esta especie que puedan servir como indicadores de su estado de conservación.

Para la conservación del lución en el archipiélago de Cíes y en las islas de Ons y Sálvora, Galán (2007) recomienda controlar la expansión del matorral, del eucalipto y de *Carpobrotus edulis*. Para el control del matorral, propone la realización de siegas periódicas de zonas del matorral denso, aunque no especifica cuáles serían esas zonas, a fin de favorecer el desarrollo de vegetación herbácea y la formación de ecotonos entre vegetación densa y baja. Esta propuesta debería ser tenida en cuenta en las actuaciones silvícolas realizadas anualmente en el Parque, entre las que se encuentran las tareas de prevención de incendios, de las que existe registro para 2003 (OAPN, 2003) y 2004 (OAPN, 2004a), si bien no se dispone de información al respecto.

En cualquier caso, los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación dentro de los límites del Parque, deberían estar sometidos a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes con los objetivos de conservación. En este sentido, en Blanco-Dios (2007) existe un capítulo en el que se estiman los impactos en el medio, entre los que se citan una serie de riesgos para el suelo, la vegetación y la fauna, derivados de las labores de restauración vegetal; se realiza asimismo una propuesta de medidas preventivas y correctoras de los mismos. Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

En cuanto a la propuesta de Galán (2007) de eliminar *Carpobrotus edulis* del hábitat del lución, Blanco-Dios (2007) registra su presencia actual en los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, haciendo referencia a la realización de acciones destinadas a su eliminación en los tres tanto en el pasado como en la actualidad. No obstante, teniendo en cuenta los riesgos asociados a este tipo de labores, es recomendable la elaboración de una estrategia de extracción de especies invasoras que siga las recomendaciones realizadas por Capdevila *et al*. (2006) respecto a la necesidad 1) de someter las medidas de control a un período de ensayos y a un análisis de riesgos, 2) de elegir métodos contrastados que minimicen los daños colaterales y extremen la especificidad del control, y 3) de aplicación de los métodos de control regidos por protocolos ajustados a los objetivos de conservación del espacio natural.

Otras medidas recomendadas por Galán (2007) para los archipiélagos de Cíes y Ons, pero extensibles a Sálvora y Cortegada, hacen referencia a la necesidad de un control de la actividad de los visitantes para evitar que desplacen piedras que puedan servir de refugio a la especie, sobre todo en bordes de caminos y pistas, zonas interiores de playas y ecotonos con zonas arbustivas y de matorral; a la realización de los desbroces de pistas y caminos con la precaución debida, para no provocar mortalidad de luciones; y a la inclusión de imágenes de esta especie en folletos divulgativos y trípticos, destacando que no se trata de una culebra y recordando a visitantes y habitantes que está prohibido dar muerte a cualquier organismo del Parque.

Respecto al control de la actividad de los visitantes del Parque, la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque, resultaría de gran utilidad para identificar la existencia de zonas críticas de interacción. La elaboración de estos mapas debería complementarse con la realización de un seguimiento del grado de cumplimiento de los cupos de visitantes y del efecto de éstos sobre las zonas críticas que se puedan llegar a identificar, que podría servir para evaluar la idoneidad del número de personas que el Parque acoge en la actualidad (2008). Se recomienda además controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

La precaución con la que se recomienda realizar las labores de desbroce, debería formar parte de los contenidos del programa de corta y retirada de vegetación, citado en relación a la expansión del matorral.

En cuanto a la inclusión de ilustraciones de esta especie en el material divulgativo del Parque, este tipo de propuestas podrían ampliarse a todos los valores naturales de especial relevancia, con la finalidad de sensibilizar a los visitantes respecto a su interés de conservación.

Para la isla de Cortegada, Galán (2007) plantea la necesidad de mantener las condiciones ambientales de las zonas no cubiertas por vegetación arbórea, aunque no especifica cuáles son estas condiciones.

Los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Culebra de escalera (*Rhinechis scalaris*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Galán (2003a) señala que la culebra de escalera es el ofidio más grande y robusto presente en el Parque. Esta especie presenta actividad diurna, manteniéndose activa al menos entre marzo y octubre. La escasa información disponible acerca de su alimentación proviene de datos puntuales de ejemplares en cuyos contenidos estomacales únicamente estaban presentes restos de ratas (*Rattus* spp.).

Se distribuye por el sudeste francés, el noroeste italiano y casi toda la península Ibérica, donde falta en la Cornisa Cantábrica (Pleguezuelos & Honrubia, 2002). En Galicia ocupa la totalidad de las provincias de Ourense y Pontevedra, la mitad sur y la zona oriental de Lugo, y el extremo meridional de A Coruña (Galán, 2003a).

Es el ofidio de distribución más reducida del Parque Nacional, estando restringida su presencia a la isla de Ons. Aquí está muy extendida, registrándose en

13 de las 81 cuadrículas de 250x250 m prospectadas, y ocupa gran variedad de hábitats, en los que selecciona sustratos rocosos o pedregosos rodeados de zonas de vegetación donde refugiarse (Galán, 2007).

Está catalogada en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como especie De interés especial y el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002) la incluye como especie de Preocupación menor. El Catálogo Galego de Especies Ameazadas asigna a las poblaciones insulares gallegas la categoría de Vulnerables. No se incluye en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

Galán (2003a) señala el declive de esta especie en base a la menor tasa de individuos encontrados por hora de muestreo en 2001-2002 (rango= 0,045-0,062) frente a los datos obtenidos en la década de 1980 (rango= 0,083-0,104). Según el propio autor, estos valores deben ser tomados con todas las reservas debido al bajo tamaño muestral y a la aleatoriedad de la estima.

De todo esto se deduce la ausencia de una información robusta sobre el estado de conservación de esta especie.

Factores con los que interacciona el valor

Galán (2007) apunta como posibles amenazas el desarrollo excesivo del matorral, aunque no define lo que considera un desarrollo excesivo del mismo; señala también la mortalidad no natural causada por personas que desconocen su inofensividad y por la ingestión de ratas envenenadas.

Los trabajos de control de la población de ratas que se realizan en el Parque (Xestec, 2001) podrían afectar también a las culebra de escalera, al constituir las ratas una parte posiblemente significativa de la dieta de esta especie.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación destinadas a las poblaciones de esta especie asentadas en el Parque.

No obstante, el mantenimiento de caminos y cortafuegos podría estar facilitando la existencia de hábitats favorables para esta culebra mediante el control de la expansión del matorral, si bien no se dispone de información al respecto.

Indicadores de estado

Galán (2003a) ha obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional de esta culebra, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad de su estado de conservación.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Ha sido imposible obtener estimas de abundancia de esta especie debido a lo ocasional de las observaciones realizadas, según el mencionado autor. No obstante, se ha utilizado un indicador basado en el número de individuos observado por hora de muestreo para estudiar la evolución temporal de la población.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con la población de esta especie asentada en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores de amenaza para la población de culebra de escalera asentada en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de culebra de escalera en el Parque.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de esta especie como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a sus estados de conservación actual y favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. En este sentido, el Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007) sólo aporta información parcial acerca de su abundancia y factores de amenaza, además de una serie de recomendaciones sobre acciones a llevar a cabo para su conservación. Por esto, se recomienda la realización de estudios específicos que aporten información robusta respecto a aquellos aspectos de la ecología de esta especie que puedan servir como indicadores de su estado de conservación.

En cuanto a las medidas a tomar respecto a los factores que puedan estar afectando a las poblaciones de esta culebra, en opinión de Galán (2007) se requiere del control del desarrollo excesivo del matorral en determinadas zonas, aunque no especifica cuáles son estas zonas, y de la realización de campañas de información sobre su carácter inofensivo.

En relación a la realización de campañas de información sobre el carácter inofensivo de esta culebra, la inclusión de imágenes de esta especie en folletos divulgativos y trípticos destacando dicho aspecto y recordando a visitantes y habitantes que está prohibido dar muerte a cualquier organismo del Parque, tendría como finalidad sensibilizar a visitantes y habitantes para tratar de disminuir las tasas de mortalidad debidas a ellos. Este tipo de propuestas podrían ampliarse a todos los valores naturales de especial relevancia.

Finalmente, los especialistas en el estudio de estos organismos disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la

localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

Culebra viperina (*Natrix maura*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Culebra de hábitos acuáticos y con una dieta muy variada que incluye todo tipo de presas acuáticas, tanto invertebrados (lombrices) como vertebrados (anfibios y peces).

Es muy común en toda su área de distribución, que abarca la cuenca mediterránea occidental desde el noroeste de Italia al norte de África, incluyendo la mayor parte de Francia y toda la península Ibérica (Santos *et al*., 2002). También alcanza amplia distribución en Galicia, salvo en el extremo septentrional de las provincias de A Coruña y Lugo (Galán, 2003a).

La presencia de la culebra viperina en el Parque se restringe a los archipiélagos de Cíes y Ons (Galán, 2007). En el primero sólo se ha observado en una zona de la costa sur de la isla de San Martiño (ensenada de Concela), aunque no se concreta el esfuerzo de prospección invertido. En el archipiélago de Ons se ha registrado en la mitad meridional de la costa oriental de la isla principal, en la ensenada de Caniveliñas, en los acantilados de la ensenada de Fedorentos y en un área de agua dulce de la zona de Cucorno, abarcando el 9,9% de las cuadrículas de 250x250 m prospectadas (8 de 81); también ha sido observada en los acantilados meridionales de la isla de Onza (Porta do Sol), donde es el único ofidio presente. Galán (2003a) aporta un índice de abundancia para la isla de Ons de 0,11 ind/h, basado en el número de ejemplares observado por hora de muestreo.

En el Parque utiliza zonas con piedras y bloques de roca en playas y acantilados, charcas de marea y las inmediaciones de charcas de agua dulce en el interior de las islas (Galán, 2007).

Respecto a la categoría de amenaza, el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas incluye a esta especie como De interés especial, mientras el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al*., 2002) la cataloga como especie de Preocupación menor. Por su parte, el Catálogo Galego de Especies Ameazadas incluye las poblaciones insulares en la categoría Vulnerable.

Según Galán (2003), otro aspecto que añade interés de conservación a las poblaciones de esta especie es su gran singularidad ecológica y probablemente fisiológica, ya que, por ejemplo, la población de la isla de Onza es la única conocida que depende exclusivamente del mar, basando su alimentación únicamente en peces marinos.

Identificación y justificación del estado de conservación

Galán (2007) señala el declive poblacional de esta especie en el archipiélago de Cíes al no haber podido detectar su presencia en 6 áreas de las isla de Monteagudo, 2

de la isla del Faro y 2 de la de San Martiño donde había sido registrada entre las décadas de 1980 y 1990.

Según el mismo autor, en el archipiélago de Ons no existiría evidencia de un declive equivalente ya que la culebra viperina parece mantener unos efectivos semejantes a los existentes en las últimas décadas.

En ninguno de los casos este autor aporta los datos, las metodologías, ni los esfuerzos de muestreo sobre los que se basa para hacer estos comentarios, por lo que deben ser atendidos con prudencia.

Factores con los que interacciona el valor

Según Galán (2007), la culebra viperina podría haberse visto afectada por diversos factores en cada uno de los archipiélagos y en diferentes momentos. En Cíes, habría sufrido los efectos de la posible extinción de aquellos anfibios de los que se alimenta, como la salamandra común o el sapillo pintojo ibérico. Otro de los factores sería la persecución humana, inducida por su aspecto similar al de una víbora.

Para el archipiélago de Ons, Galán (2007) no cita amenazas y sí factores favorecedores, como la escasa presencia humana en las zonas ocupadas por la culebra y su adaptación a la alimentación a base de presas marinas.

Este autor también menciona la falta de información sobre los eventuales efectos de la marea negra del Prestige sobre la especie. Comenta que, aunque el accidente del petrolero se produjo cuando acababa de empezar el período de hibernación, lo que debería haber minimizado los efectos del vertido sobre ella, en el mes de marzo, cuando habría recuperado de nuevo la actividad, todavía quedaban numerosas zonas del litoral cubiertas de fuel, sobre todo los tramos rocosos acantilados más apartados donde se encuentran las mejores poblaciones de esta especie, por lo que los efectos podrían haber sido importantes.

Ninguno de los factores señalados ha sido cuantificado ni evaluado.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas de conservación de las poblaciones de Culebra viperina presentes en el Parque.

Indicadores de estado

Galán (2003) ha obtenido información relativa a la distribución y al tamaño poblacional de la especie, de la que podrían ser obtenidos indicadores de utilidad de su estado de conservación.

La distribución ha sido estudiada en base a la presencia-ausencia en cuadrículas de 250x250 m resultado de la división de las cuadrículas UTM de 1x1 km.

Para esta especie ha sido imposible obtener estimas de abundancia en base a métodos de captura-recaptura de individuos marcados o a transectos con anchura de banda prefijada, debido a lo ocasional de las observaciones realizadas. Por ello, se ha

utilizado un indicador basado en el número de individuos observado en relación al esfuerzo de muestreo (nº ejemplares/hora).

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que interaccionan con las poblaciones de culebra viperina del Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de esta especie asentadas en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de culebra viperina del Parque.

Recomendaciones

La catalogación de las poblaciones insulares de esta culebra como Vulnerables en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas implica la realización de un plan de conservación de las mismas, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable. En este sentido, aunque se dispone de un Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional (Galán, 2007), éste únicamente aporta información parcial acerca de su distribución, abundancia y factores de amenaza, además de una serie de recomendaciones sobre acciones a llevar a cabo para su conservación. Por esto, se recomienda la realización de estudios específicos que aporten información robusta respecto a aquellos aspectos de la ecología de esta especie que puedan servir como indicadores de su estado de conservación.

Según Galán (2007), la conservación de la culebra viperina requiere de la adopción de las mismas medidas para el archipiélago de Cíes y para la isla de Ons. Éstas consistirían, por un lado, en la conservación de los medios dulceacuícolas y su vegetación circundante, a fin de incrementar la disponibilidad de presas; por otra parte, deberían realizarse campañas de información a visitantes y habitantes del Parque para evitar que puedan matar a esta culebra al considerar que se trata de una especie peligrosa.

Respecto a la conservación de las zonas de agua dulce, Galán (2003a) plantea la protección estricta de los manantiales y de los cursos que permanecen abiertos, así como de los encharcamientos marginales de los que han sido cerrados al convertirlos en fuentes y lavaderos; para mejorar la calidad de las aguas, este autor recomienda evitar tanto los vertidos de origen humano en manantiales, charcas y fuentes, como el uso indiscriminado de detergentes en los lavaderos. En el mismo sentido, Cordero *et al*. (2007) recomiendan el mantenimiento de las charcas disponibles, la construcción

de otras nuevas donde sea posible, y un manejo de los lavaderos que permita compatibilizar su uso con la creación de pequeñas charcas en su entorno.

En relación a los casos registrados de eliminación de la vegetación circundante a manantiales y cursos de agua por parte de personal del Parque, con el fin de evitar su repetición futura, se recomienda someter los trabajos de corta y retirada de cualquier tipo de vegetación a un protocolo de actuación, que cumpla el cometido de guiar e integrar las necesidades existentes, como el mantenimiento de manantiales, fuentes y lavaderos, con los objetivos de conservación. Debería aplicarse además un programa de seguimiento tanto del grado de cumplimiento del protocolo de actuación antes señalado, como del grado de consecución de los objetivos de conservación que se pretende alcanzar. El equipo humano responsable de realizar todas las acciones citadas debe tener la cualificación necesaria, para lo cual se recomienda contar con la colaboración de especialistas en la materia e implantar un programa de formación del personal implicado en estas labores.

Por otra parte, la adopción de las recomendaciones realizadas para mejorar el estado de conservación de las poblaciones de anfibios de las que, según Galán (2007), dependería la culebra viperina, deberia repercutir positivamente en sus poblaciones.

Otra de las recomendaciones realizadas por Galán (2007) estaría relacionada con la realización de campañas sobre su carácter inofensivo para evitar las muertes provocadas por visitantes y habitantes, incluyendo imágenes de esta especie en folletos divulgativos y trípticos, destacando que no se trata de una especie peligrosa y recordando que está prohibido dar muerte a cualquier organismo del Parque. Este tipo de propuestas podrían ampliarse a todos los valores naturales de especial relevancia, con la finalidad de sensibilizar a visitantes y habitantes respecto a su interés de conservación.

Asimismo, Galán (2007) cree necesario evaluar el estado en que se encuentran las poblaciones de culebra viperina tras el derrame de fuel del Prestige en los dos archipiélagos en que ha sido detectada.

Los especialistas en el estudio de esta especie disponen de una información más completa, fruto de sus trabajos en el Parque, sobre aspectos como la localización de los itinerarios de censo, el número de ejemplares contabilizados en cada uno de ellos o la frecuencia de repetición de los mismos, que deberían facilitar en un formato que pueda ser incorporado a un Sistema de Información Geográfica, a fin de que pueda ser utilizada para la gestión de este espacio natural.

10.2.3.2.3. Aves

Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El paíño europeo es un ave pelágica de reducido tamaño que pasa la mayor parte de su vida en el mar y que sólo se acerca a la costa para reproducirse. Es un ave longeva (generaciones cada 14 años); cría en oquedades rocosas y cuevas, haciendo puestas únicamente de un huevo y presentando intermitencia en la

reproducción; muestra un alto grado de fidelidad a la colonia de nacimiento como lugar de cría (filopatría) (Mínguez, 2004).

El paíño europeo nidifica casi en su totalidad en Europa, contando en España con unas 59-78 colonias localizadas en pequeños islotes repartidos por las costas cantábricas, gallegas, almerienses, murcianas y valencianas; las mejores poblaciones se encuentran en las islas Canarias y Baleares, aunque en esta última localidad parece estar sobreestimada (Mínguez, 2004).

La información más reciente sobre la población de paíño del Parque corresponde a la temporada de cría de 2005 (Arcea, 2006a). Los efectivos nidificantes se localizan exclusivamente en el islote Agoeiro (Cíes), estimándose entre 19 y 25 parejas reproductoras, lo que podría suponer el 1% de la población atlántica española; se ha calculado un éxito de eclosión del 56% (0,56±0,13; n=16) y el éxito reproductor se cuantificó en 0,50±0,13 pollos volantones/nido (n=16) (Arcea, 2006a).

Está incluida en el anexo IV de la Ley 42/2007, relativo a las especies que serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución, y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como especie “De interés especial”. El Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al*., 2004) la cataloga como “Vulnerable”, la misma categoría que se le aplica en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas a la población gallega.

Identificación y justificación del estado de conservación

Los únicos datos disponibles estiman un incremento en el tamaño de la población entre los años 2004 y 2005 (Arcea, 2006a). No obstante, el aumento en el número de nidos localizados (de 10 en 2004 a 19 en 2005) se ha debido principalmente al mayor esfuerzo aplicado: cuatro visitas en 2005 por dos en 2004 y mayor esfuerzo en la prospección visual directa de la oquedad principal; considerando que un esfuerzo de muestreo similar estimaría que la población se habría incrementado en un 20% (de 10 a 12 parejas), el bajo tamaño de muestra aconseja tomar los datos con prudencia (Arcea, 2006a).

El número de cajas nido utilizadas también se ha incrementado: 6 en 2005, por 5 en 2004 y 2 en 2001 (Arcea, 2005, 2006a; Gamallo *et al*., 2002).

En relación a los parámetros reproductores, no han existido diferencias significativas en el éxito de eclosión, ni en el éxito reproductor, entre los años 2004 y 2005 (Arcea, 2006a).

Mínguez (2004) señala que para el establecimiento de tendencias poblacionales en especies longevas y de baja tasa reproductora anual se requiere de series temporales de datos largas. Por lo tanto, no es posible establecer una tendencia en el número de efectivos reproductores de paíño en el Parque.

Factores con los que interacciona el valor

No se dispone de estudios que permitan determinar los factores que interaccionan con la población de este ave, ni evaluar los efectos de dicha interacción.

No obstante, existen trabajos que contemplan la posibilidad de que la colonia de paíño del Parque pueda estar viéndose afectada por factores cuyo efecto ha sido demostrado en otras colonias de la especie.

Arcea (2006a) señala la amenaza que puede suponer la introducción de mamíferos como ratas, visón americano o gatos. Está documentado que el paíño no nidifica en aquellas localidades donde están presentes las ratas (ver referencias en Mínguez, 2004; Mitchell *et al.*, 2004). Los gatos son capaces de destruir colonias enteras (ver referencias en Mínguez, 2004) y probablemente también el visón, que podría haber sido observado en este islote.

Domínguez *et al.* (2003b) apuntan el potencial efecto negativo del reducido tamaño de muchas de las colonias gallegas, entre ellas la de este islote del Parque, y su aislamiento. Respecto a este último aspecto, Mínguez (2004) engloba las colonias gallegas en la subpoblación cantabro-atlántica, junto con las del resto del Golfo de Vizcaya. Según este autor, la gran cantidad de pequeñas colonias que formarían parte de esta subpoblación haría que desastres puntuales, tales como la invasión de algún islote por depredadores terrestres, no tuvieran consecuencias severas para la viabilidad de la subpoblación. Sin embargo, este mismo autor reconoce que, al tratarse de una especie muy filopátrica, no cabe esperar flujos de individuos que se instalen como reproductores en colonias distintas a donde nacieron, lo que dificultaría la recuperación de una colonia afectada por la mortalidad inducida por uno de los depredadores terrestres citados. En este sentido, el reducido tamaño y el asilamiento de las colonias gallegas podrían actuar como amplificadores del efecto de otros.

Arcea (2006a) también cita el acceso de personas a las zonas de cría del paíño como un potencial factor de amenaza, que debe mantenerse controlado. Las actividades con mayor probabilidad de interaccionar con el paíño en el ámbito del Parque serían la visita de investigadores, de personal encargado del mantenimiento de la baliza islote y de curiosos en general.

Otra amenaza potencial es la de los vertidos de petróleo y sus derivados, que puede provocar tanto la muerte de ejemplares como efectos indirectos sobre la reproducción. En los nueve meses siguientes al vertido provocado por el accidente del Prestige se recogieron 14 ejemplares (10 muertos y 4 vivos) a lo largo de la costa gallega (García *et al.*, 2003). En el País Vasco, existen indicios de efectos indirectos del *Prestige* sobre este ave marina, registrándose una notable pérdida de puestas y un reducido éxito reproductor al año siguiente al vertido, así como un declive de la población reproductora en los dos años posteriores al vertido seguido de una aparente recuperación en 2005, lo que podría interpretarse como la respuesta a un mal estado físico de las aves o a las malas condiciones del medio como consecuencia de la marea negra (Zuberogoitia, 2005).

Mitchell *et al.* (2004) citan una serie de estudios que constatan el efecto de otros factores sobre colonias de paíño en diferentes países, como la disponibilidad de hábitat; la predación por otras especies de aves, como las gaviotas; o la afección por ectoparásitos (piojos, ácaros o trematodos).

Medidas de conservación

La única medida destinada a la conservación de esta especie ha sido la instalación de 15 cajas nido en el año 2000 en el islote Agoeiro, con la finalidad de incrementar el número de oquedades disponible para la reproducción (Gamallo *et al.*, 2002). Arcea (2006a) observa un incremento en su uso entre 2001 y 2005, sin que se encuentren diferencias significativas al comparar los datos de las temporadas de 2004 y 2005 en relación al éxito de eclosión y al éxito de cría registrados en los nidos situados en las cajas y en aquellos localizados en cavidades naturales.

Desde 2006 se llevan a cabo acciones para controlar la población de visón americano (Pereira, 2006; Romero, 2007) aunque no se dispone de informes recientes precisos que cuantifiquen el esfuerzo empleado en el control, ni de una evaluación de los resultados obtenidos.

Indicadores de estado

Los indicadores de estado del paíño utilizados en los estudios realizados hasta el momento en el Parque son el número de parejas reproductoras, el éxito de eclosión y el éxito reproductor (Arcea, 2005a; 2006a).

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores de amenaza para las poblaciones de esta especie asentadas en el Parque.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un programa de monitorización de la población de paíño europeo del Parque, aunque durante los años 2004 y 2005 se realizaron sendas estimas del tamaño poblacional, del tamaño de puesta y del éxito reproductor (Arcea, 2006a).

Para la realización de las estimas se utilizó un reproductor de sonido con el reclamo propio de la especie. El reclamo fue emitido durante 10 segundos en la boca de todas las hendiduras o pequeñas cuevas susceptibles de albergar paíños, donde también se buscaron nidos visualmente, así como en la proximidad de las cajas-nido instaladas en el año 2000. En el caso de hendiduras longitudinales o cuevas alargadas, se eligieron puntos de muestreo separados 2 m entre sí. De manera inmediatamente posterior a la emisión del reclamo grabado, se esperaron entre 20 y 30 segundos para escuchar y determinar la existencia de respuestas. Se calculó un porcentaje o índice de respuestas (Mitchell *et al*, 2004), dividiendo el número de respuestas escuchadas entre el número total de puntos de muestreo donde se comprobó la presencia de paíños.

La literatura científica disponible hasta la fecha (ver revisión en Mitchell *et al.*, 2004) determina que es precisa la repetición de este método entre 7 y 10 jornadas durante la época de incubación, separadas dos días o más, para una correcta estima del tamaño de la población reproductora. Debido a las malas condiciones meteorológicas, en el citado estudio sólo se pudieron realizar cuatro prospecciones. El éxito reproductor fue estimado en base a la presencia de pollos emplumados (nº de

nidos con pollos emplumados / nº de nidos con contenido conocido), siguiendo a Mínguez (1994).

Recomendaciones

Arcea (2006a) recoge la necesidad de monitorizar anualmente la colonia de paíño del islote Agoeiro, estimando al menos el número de efectivos y la productividad de la misma. Asimismo, recomienda la búsqueda de nuevas colonias en lugares con baja probabilidad de albergar ratas y visones americanos, como los islotes Cabalo de Fóra y As Freitosas.

En relación a los factores que podrían estar interaccionando con la población de paíño europeo del Parque, se recomienda la realización de estudios que permitan determinar cuáles de los que se han mencionado influyen en su dinámica poblacional y el tipo de relación existente, con el fin de justificar la aplicación de las recomendaciones realizadas por distintos autores.

Mínguez (2003), en un ámbito español, recomienda reforzar la vigilancia para evitar el acceso de fauna exótica a los islotes en que se asientan las colonias de cría de la especie y prohibir su introducción, así como instalar mecanismos de detección y/o impedimento de invasión de depredadores terrestres. Para Arcea (2006a), resulta necesario garantizar las condiciones de nidificación del paíño en Agoeiro, vigilando la introducción de mamíferos como las ratas y el visón americano. En relación a esta última especie, además de darle continuidad a los programas de control en el ámbito del Parque, es imprescindible la aplicación de medidas de control en el entorno de los núcleos poblacionales que nutren los existentes en el Parque. Una de las áreas críticas costeras se localiza en el tramo costero más próximo al islote Agoeiro, en el entorno de Cabo Silleiro y el parador de Baiona, donde la especie es muy abundante.

Otro de los factores mencionados es el reducido tamaño de la población (Domínguez *et al.*, 2003), la cual parece haber aumentado con la instalación de cajas-nido. Ante el éxito de ocupación obtenido, Arcea (2006a) recomienda mejorar el diseño y su ubicación, e incrementar el número. Domínguez *et al.* (2003) también comentan el interés de extender el programa de ubicación de cajas nido a otros islotes del entorno de Cíes y Ons, comprobando previamente la posible presencia de ratas en los mismos y procediendo a eliminarlas. Por su parte, Mínguez (2004) añade a lo anterior la propuesta de instalar madrigueras artificiales, y de utilizar técnicas de facilitación social de la reproducción (uso de reclamos sonoros u olfativos), como métodos de manejo de las poblaciones reproductoras de paíño, aunque sin concretar más su propuesta. Finalmente, Arcea (2006a) propone contactar con los servicios de mantenimiento de señales marítimas (faros y balizas), dependientes de la Autoridad Portuaria de Vigo, para garantizar la nidificación de paíño en el entorno o incluso en el interior del faro de Agoeiro.

Otra de las recomendaciones realizadas por Arcea (2006a) consiste en controlar el acceso de personas a los islotes con colonias de cría de la especie. En este sentido, todos los islotes y áreas en que se asienten colonias de cría de paíño europeo deberían ser declarados zonas de reserva

Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El cormorán moñudo es un ave marina buceadora que se alimenta exclusivamente de peces que captura en el fondo, a profundidades inferiores a los 80 metros. Es una especie longeva, que cría no antes de los 3 años de edad, en colonias ubicadas en zonas escarpadas del litoral, presentando un alto grado de filopatría (ver referencias en Velando & Munilla, 2008).

Especie de distribución paleártica occidental; la subespecie *P. a. aristotelis*, a la que pertenece la población del Parque, se distribuye por las costas occidentales de Islandia, la península rusa de Kola, Noruega, islas Británicas, Portugal, y España, donde ocupa toda la costa cantábrica y el litoral atlántico gallego. El total de la población ronda las 66.000 parejas, de las que 1.667 crían en España (Velando & Munilla, 2008).

El Parque alberga más del 1% de la población mundial y alrededor del 50% de la población ibérica de la subespecie (Velando & Munilla, 2008). La especie nidifica en las tres islas principales del archipiélago de Cíes, con 360 parejas; en las islas de Ons y Onza, con 409 parejas; en las dos islas Sagres, con 58 parejas; y en los islotes Noro y Pedras do Sargo con 2 parejas. En cuanto a sus parámetros reproductivos, el tamaño de puesta modal en las Cíes es de 3 huevos (Velando, 1997), situándose el éxito reproductor actualmente en 0,68 pollos/pareja (Velando & Munilla, 2008).

Su dieta en el Parque está compuesta básicamente por lanzones (familia Ammodytidae), que constituyen el 73% de las presas capturadas en fondos arenosos a poca profundidad (Velando & Freire, 1999b).

Está catalogado como De interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, como especie En peligro en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004) y como Vulnerable en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas. No está incluido en ninguno de los anexos de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Identificación y justificación del estado de conservación

Velando & Munilla (2008), basándose en los datos de recuperaciones y avistamientos de ejemplares marcados, afirman que los cormoranes del Parque Nacional constituyen un conjunto de poblaciones (metapoblación) que parecen encontrarse aisladas del resto de poblaciones de la especie, por lo que constituyen una unidad de conservación válida, formada por un total de 829 parejas reproductoras en 2007.

Según Velando & Munilla (2008), la población del Parque se encuentra en un marcado proceso de declive, con un descenso de cerca del 60% en menos de una década. Según estos autores, una proyección a 10 años para el conjunto del Parque, basada en la tasa de declive observada a partir de 2004, predice que la población habrá perdido el 95% de sus efectivos en 2014, quedando reducida a poco más de 100 parejas, por lo que se encontraría en la categoría En Peligro (EN), aplicando los criterios de la UICN. Por lo que respecta a sus parámetros reproductores, el éxito

reproductor ha descendido más de un 50% desde 2003. Así pues, los resultados actuales sugieren que, además de una mortalidad preocupante, los cormoranes sufren una mala reproducción.

Factores con los que interacciona el valor

Los factores de amenaza más importantes para la población de cormorán moñudo en el Parque son: la pesca de bajura; la contaminación por hidrocarburos existente en las áreas de alimentación; la depredación por gato y, en menor medida, por visón americano; y el turismo náutico (Velando & Munilla, 2008).

La pesca de bajura provoca mortalidad en las zonas de alimentación, tanto de adultos reproductores como de juveniles. Las artes implicadas son los trasmallos, los miños y las betas. Además se producen mortandades catastróficas (decenas en un lance) provocadas por la utilización del abalo, técnica de pesca de enmalle consistente en cerrar los extremos de una ensenada con una red calada de la superficie al fondo, golpeando la superficie del agua para forzar a los peces contra la red.

El vertido de hidrocarburos afecta a la supervivencia de adultos y juveniles induciendo tanto mortalidad directa, aquellas aves que quedan atrapadas en el vertido, como indirecta, a través de efectos subletales o de la reducción en la disponibilidad de alimento. En el caso del vertido del Prestige, la mortalidad de adultos estuvo sesgada hacia las hembras, añadiendo a la reducción de efectivos reproductores el efecto de la disminución en el número de parejas nidificantes debido al gran número de machos que no pudieron encontrar pareja (Velando & Munilla, 2008).

La depredación por gato y en menor medida por visón americano, afecta a la supervivencia de adultos reproductores, al éxito reproductor y al reclutamiento en las colonias de cría.

El turismo náutico excluye a los cormoranes de las mejores zonas de alimentación, afectando al éxito reproductor y a la supervivencia de juveniles. A partir de 50 embarcaciones fondeadas el tamaño de bando se triplica, mientras la actividad de alimentación cae rápidamente cuando el número de barcos fondeados es mayor de 30. Por otra parte, la presencia de más de 30 barcos en el espacio marítimo de las islas Cíes incrementa por encima del 50% la probabilidad de que los cormoranes resulten perturbados, situándose la escala de la perturbación en torno a los 500 m.

Por otra parte, aunque Velando & Munilla (2008) evalúan como nulo el efecto del turismo a pie sobre las colonias de reproducción, si contemplan las molestias provocadas por la presencia humana entre los aspectos que requieren de la adopción de medidas de conservación. Entre los colectivos generadores de molestias que afectarían tanto al éxito reproductor como al reclutamiento incluyen al público en general, a los pescadores, a los investigadores, a los técnicos y a los fotógrafos y cámaras.

Medidas de conservación

Se encuentra en elaboración el "Plan integral de recuperación e conservación das aves nidificantes en cantís costeiros (Arao *Uria aalge* Pontoppidan, Corvo mariño cristado *Phalacrocorax aristotelis* L. e Gaivota tridáctila *Rissa tridactyla* L.)", que

deberá incluir las medidas necesarias para llevar y mantener a la población gallega de la especie en un estado de conservación favorable.

Por otra parte, en 2008 se presentó el Plan de conservación del Cormorán moñudo en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Velando & Munilla, 2008) que incluye un conjunto de medidas que todavía no se han puesto en marcha, por lo que se abordan en el apartado de Recomendaciones.

Indicadores de estado

Velando & Munilla (2008) identifican los siguientes indicadores del estado de conservación del cormorán moñudo en el Parque: 1) tamaño de la población reproductora; 2) éxito reproductor; 3) cálculo de los siguientes parámetros demográficos: tasa de supervivencia de juveniles (0-3 años), tasa de supervivencia de adultos (>3 años), reclutamiento a la colonia de nacimiento, emigración e inmigración; 4) dieta (frecuencia de aparición de la principal especie presa); y 5) uso del medio marino (mapa de intensidad de uso, interacciones embarcaciones-cormoranes en el agua).

Límites establecidos para cada uno de los factores

Velando & Munilla (2008) han establecido valores límite a los principales factores de amenaza de la especie en el Parque.

En relación a la pesca de bajura, proponen la prohibición de uso de artes de enmalle en el Parque a profundidades menores de 30 metros y la prohibición cautelar de la pesca comercial de bolos en las islas Cíes.

Respecto a la presencia de depredadores carnívoros terrestres, proponen la erradicación de gatos cimarrones y asilvestrados en todas las islas del Parque, así como de visón americano.

En cuanto al turismo náutico, proponen limitar a 30 embarcaciones de recreo el cupo diario en el archipiélago de Cíes, acotar áreas en las que el tránsito esté prohibido y limitar al velocidad de navegación, aunque no determinan este límite.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores que puedan interaccionar con esta especie en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Será necesario diseñar y poner en práctica un programa que monitorice el grado de cumplimiento de la prohibición del uso de artes de enmalle y de la pesca comercial del bolo. En relación al primero, la observación desde tierra, que podría ser llevada a cabo por personal del Parque, podría ser una opción válida. Respecto al segundo, se propone la realización de un seguimiento de las capturas y ventas de bolo en lonja.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de las poblaciones de cormorán moñudo del Parque.

Para conocer la efectividad de las medidas de conservación puestas en práctica, será necesario monitorizar las siguientes variables:

1) el tamaño de la población reproductora, a través del conteo del número de nidos ocupados en cada sector de la colonia y del cálculo de la tasa de crecimiento anual instantánea, lo que permite evaluar la tendencia poblacional y posibles cambios en la distribución espacial de los nidos.

2) el éxito reproductor, utilizando como variables indicadoras la fecha de puesta del primer huevo y del número de pollos que echan a volar por nido.

3) la tasa de supervivencia de juveniles (0-3 años).

4) la tasa de supervivencia de adultos (>3 años).

5) la tasa de reclutamiento a la colonia original.

6) la tasa de emigración entre las colonias del Parque.

7) la tasa de inmigración desde colonias ajenas al Parque.

8) la frecuencia de aparición de los principales tipos de alimento.

Finalmente, se plantea la elaboración de un mapa de intensidad de uso del medio marino, particularmente en zonas de alimentación del cormorán, y el estudio de las interacciones entre embarcaciones y cormoranes en el agua.

Recomendaciones

Velando & Munilla (2008) contemplan tres tipos de medidas de gestión en función de su trascendencia para la conservación de la población de la especie y de su plazo de ejecución: urgentes, necesarias y recomendadas.

Las medidas urgentes son aquellas que resultan ineludibles para evitar que desaparezca la población y han de llevarse a cabo inmediatamente. Estas son:

- Prohibición de la pesca de enmalle en aguas del Parque Nacional a profundidades menores de 30m.
- Prohibición cautelar de la pesca comercial de bolos en las islas Cíes.
- Erradicación de los gatos cimarrones y asilvestrados en todas las islas del Parque, junto con la elaboración y ejecución del Plan correspondiente.
- Declaración del Parque como zona libre de gatos.
- Erradicación completa de visón americano, junto con la elaboración y ejecución del Plan correspondiente.
- Instalación de dispositivos permanentes de captura en los islotes susceptibles de actuar como cabeza de puente en una eventual entrada de visones desde las poblaciones de la costa.

- Delimitación de canales de navegación en las aguas de las islas Cíes (cara oriental), donde el desplazamiento de los cormoranes de sus mejores zonas de alimentación por las embarcaciones de recreo parece revestir mayor gravedad, y limitación de la velocidad de navegación. Estas medidas se aplicarían a todas las embarcaciones a motor.

- Estudio del patrón de utilización del medio marino en las zonas de alimentación de los cormoranes de Ons y Sagres.

- Redacción de un protocolo de actuación en relación a la población de cormoranes moñudos del Parque en una situación de crisis por marea negra.

Medidas necesarias son aquellas destinadas a atajar amenazas que podrían comprometer la conservación de la especie a medio plazo, debiendo ejecutarse en menos de cinco años. Estas incluyen:

- Realización de proyectos de investigación sobre la captura accidental de aves marinas en la pesquería de enmalle de bajura de Galicia, variaciones espaciales y temporales, y factores que inciden en el enmalle de aves marinas.

- Determinación de las condiciones de explotación sostenible de los bolos en las Rías Baixas con el fin de elaborar un plan específico de explotación de este recurso que tenga en cuenta su importancia en las redes tróficas de los ecosistemas marinos. Regulación mediante manejo adaptativo.

- Realización de estudios sobre la biología y ecología de los *Ammoditydae* en las Rías Baixas.

- Control de los gatos domésticos en la isla de Ons. En caso de que no fuese posible la erradicación, será preciso establecer un control estricto de estos animales, a través de la creación de un registro de todos ellos, procediendo a su esterilización y a colocarles un collar con cascabel.

- Control de la densidad de las poblaciones de visón americano susceptibles de constituir fuentes de inmigrantes, especialmente las que ocupan el litoral del tercio occidental de la península del Barbanza.

- Establecimiento de un límite de fondeos diarios en Cíes y en Ons por debajo del nivel de riesgo para el cormorán.

- Delimitación de canales de navegación en las aguas del Parque y limitación de la velocidad de navegación.

- Señalización de las zonas de reserva en Cíes y Ons.

Medidas recomendadas son las que contribuyen a mejorar el estado de conservación de la especie en el Parque y su área de influencia y que llenan lagunas de conocimiento sobre la biología y ecología de la especie, con un plazo de aplicación de 10 años. Se contemplan las siguientes:

- Eliminación de posibles redes perdidas en aguas del Parque.

- Investigación aplicada al diseño de metodologías que permitan disminuir la captura accidental de cormoranes en artes de enmalle, sin que se vea afectado el rendimiento pesquero. Se desconoce si métodos como las alertas visuales y acústicas son efectivos con el cormorán moñudo.

- Investigación de la dieta del cormorán moñudo fuera del período reproductor (septiembre-marzo).

- Investigación de la biología y ecología de las poblaciones de visón americano en los ecosistemas costeros.

- Prohibición del fondeo de embarcaciones de recreo en la isla de San Martiño durante el período de cría de los pollos (junio-agosto).

- Información a los navegantes acerca de la pertinencia de las regulaciones en el uso náutico.

- Investigación de las interacciones entre los cormoranes y el turismo náutico.

- Realización de estudios para estimar la tasa de recaptura de los cormoranes petroleados.

- Vigilancia de la presencia humana en las colonias durante la época de cría (febrero-junio).

- Reducción al mínimo de la presencia humana en la colonia de Sagres.

- Minimización de la presencia humana en las colonias de nidificación más vulnerables (nidos bajo rocas y bloques de piedra, principalmente en Cíes y Sagres). Sólo deberían autorizarse proyectos en los que el acceso a las colonias esté plenamente justificado y bajo supervisión científica directa. Los contenidos de diferentes proyectos no deberían de solaparse.

En la aplicación de estas recomendaciones se deberá tener en cuenta la nueva información que pueda aportar el Plan Integral de Recuperación e Conservación das Aves Mariñas Ameazadas de Galicia.

Gaviota sombría (*Larus graellsii*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Especie de distribución paleártica que nidifica en Islandia, Islas Británicas, islas Feroe, sur de Noruega, Dinamarca, Holanda, Francia, y España, que constituye el límite sur de su área de distribución, donde nidifica dispersa o en pequeños núcleos ubicados en el seno de colonias litorales de gaviota patiamarilla. La población total se estima en España en 480-500 parejas, con sólo tres colonias que superan la decena de parejas, una de las cuales se localiza en la isla de Sálvora (Mouriño & Bermejo, 2003).

Existen registros de cría de gaviota sombría en el Parque Nacional desde 1974 en el archipiélago de Cíes, desde 1981 en las islas de Sálvora y Sagres (Bárcena *et*

al., 1987), y desde 2003 en Vionta (Arcea, 2003), aunque en 1996 ya se observaron adultos, probablemente reproduciéndose, en esta última isla (Fernández & Oujo, 1999).

El estudio más reciente sobre la población de gaviota sombría del Parque (Arcea, 2006a) cuantifica el tamaño de la población en más de 88 parejas reproductoras, con el principal núcleo de cría localizado en el archipiélago de Sálvora, con el 85% de los territorios, y presencia puntual en el de Ons, con 2 territorios localizados en la isla de Onza, y en el de Cíes, con 1 territorio en la isla de Monte Agudo.

No está incluida en la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, ni en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni en el Catálogo Galegos de Especies Ameazadas, ni tampoco en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al*., 2004). No obstante, la responsabilidad del Parque en la conservación de la población española es importante, ya que en 2004 mantenía más del 18% de la misma (Arcea, 2005a).

Identificación y justificación del estado de conservación

Arcea (2006a) señala un incremento de los efectivos reproductores en el archipiélago de Sálvora para el período 2001-2004; tras el mismo, estos se estabilizan en torno a las 85 parejas, con un ligero declive en la isla de Sálvora y un importante incremento en Vionta, donde pasan de 3 parejas en 2004 a 11 parejas en 2005. En Ons se detectan territorios de cría por primera vez y en Cíes la población disminuye de forma progresiva desde 1997/78 hasta las 2-3 parejas localizadas entre 2001 y 2004.

En relación a los parámetros reproductores, Arcea (2006a) encuentra en Sálvora, en la temporada de cría de 2005, un tamaño de puesta medio de 2,41±0,11 huevos (n=46) y una productividad de 0,225±0,08 pollos por pareja (n=40), que califica como muy reducida. Según este estudio, no existirían diferencias significativas entre estos valores y los registrados en los dos años anteriores.

Arcea (2006a) estima que la viabilidad de las colonias de gaviota sombría en el Parque Nacional es muy comprometida e incierta, conclusión a la que llega atendiendo a los datos de baja productividad que relaciona con perturbaciones causadas por visitantes y por el visón americano, y con la predación de este último sobre adultos y pollos.

Factores con los que interacciona el valor

Los estudios más recientes (Arcea, 2005a; 2006a; Mouriño & Salvande, 2006), citan la presencia de visón americano como una amenaza real para la conservación de la población de gaviota sombría del Parque, y las perturbaciones humanas como potencial factor de interacción.

El visón ha influido en la reducción del éxito reproductor de la colonia de Sálvora, detectándose diferencias significativas entre los valores de productividad de esta especie obtenidos al considerar separadamente la totalidad de los nidos monitorizados y sólo aquellos situados en sectores sin afección total por Visón durante el período

2003-2006 (Mouriño & Salvande, 2006). Según Arcea (2006a), este efecto compromete seriamente su viabilidad.

Las perturbaciones humanas provocadas por el tránsito de personas, perros y vehículos, serían un potencial factor de amenaza para esta colonia, según Arcea (2006a), aunque no se dispone de información relativa a su efecto sobre ella. La apertura de la isla de Sálvora al uso público podría tener como consecuencia el aumento del grado de interacción con esta gaviota, si no se adoptan las medidas oportunas.

Otro factor que podría haber afectado a la población de gaviota sombría del Parque es el vertido del Prestige. En cuanto a la mortalidad directa provocada por la marea negra, dado que esta tuvo lugar durante la época de invernada, es probable que la mayoría de los 48 individuos recogidos tras el accidente no perteneciesen a la población gallega, ya que, aunque se desconocen en detalle sus localidades de invernada, los datos disponibles apuntan a las costas portuguesas y norteafricanas (Arcea, 2006b). Respecto a los posibles efectos provocados por la marea negra sobre los parámetros reproductivos de la especie, aunque la falta de una buena serie de datos previa impide obtener conclusiones, en los tres años posteriores en Sálvora, y en 2006 en Sisargas, los valores de productividad se mantuvieron bajos respecto a los registrados en otras colonias europeas de la especie y sin diferencias significativas con respecto a 2003 (Arcea, 2006b).

Medidas de conservación

En 2008 fue aprobada una normativa preventiva para el archipiélago de Sálvora, que tiene como objetivo permitir el disfrute por parte de los ciudadanos de este espacio, garantizando la conservación sus valores naturales y culturales. Está prohibido el uso de vehículos de cualquier tipo, con o sin motor, salvo los estrictamente autorizados por el Parque; la entrada de cualquier tipo de animal doméstico, salvo perros lazarillo con autorización acreditada; la emisión de ruidos que puedan alterar la tranquilidad del lugar; las molestias a la fauna, así como dar alimento a las aves, peces u otros animales, con el objeto de no interferir en sus ciclos de vida. Esta normativa declara además como Zona de Reserva todos los islotes incluidos dentro de los límites del Parque Nacional dentro del archipiélago de Sálvora, estando prohibido desembarcar en cualquiera de ellos. Impone un cupo máximo de 125 visitantes totales por día para todos los grupos autorizados que visiten la isla de Sálvora, así como la limitación de la visita a 2 itinerarios que circulan por las pistas que va hasta el Faro y hasta la aldea. Los visitantes que accedan en embarcaciones privadas sólo podrán transitar por el sendero que llega hasta el recinto del Faro, a no ser que vayan acompañados de un guía, ya que la utilización del sendero hasta la aldea sólo está permitida a grupos guiados. Ningún visitante podrá alejarse de los senderos autorizados ni acceder al resto de la isla. Las visitas con grupos deberán estar acompañadas por guías con conocimientos acreditados sobre los valores del Parque Nacional, y su normativa, y no podrán superar las 25 personas.

Desde 2006 se llevan a cabo acciones par controlar la población de visón americano (Pereira, 2006; Romero, 2007) aunque no se dispone de informes recientes precisos que cuantifiquen el esfuerzo empleado en el control, ni de una evaluación de los resultados obtenidos.

Indicadores de estado

Las variables utilizadas como indicadores del estado de conservación (Arcea 2005; 2006a) han sido el nº de parejas reproductoras, el tamaño de puesta y la productividad (nº de pollos por pareja).

Límites establecidos para cada uno de los factores

El cupo diario de visitantes en Sálvora está fijado en 125 personas, a las que no les está permitido salirse de los caminos que van al faro y al pueblo.

No se han establecido valores límite en relación a los trabajos de control y/o erradicación de visón americano.

Programa de monitorización de los factores

Pereira (2006) propone, dentro del Plan de control y erradicación de la población de visón americano del archipiélago de Sálvora, una metodología basada en la realización de prospecciones mensuales a lo largo de todo el año y campañas de trampeo entre los meses de septiembre y final de febrero. Las prospecciones mensuales estarían destinadas a detectar la presencia de visones mediante la localización de excrementos y/o huellas en 6 zonas de la isla: playa de Lagos, aldea, cova de Salvareiros, cruce del arroyo del molino con la carretera del faro, tramo central de la costa meridional localizado entre Punta Pirula y Pedra dos Corvos, y la ensenada de Salgueiriño. En caso de detectarse la presencia en cualquiera de estos puntos, deberá montarse un operativo de captura de forma inmediata, para lo cual se desplazará al personal encargado con la logística necesaria para una estancia mínima de 15 días. Se emplazará un grupo de 3 trampas alrededor del punto en que se localicen los indicios más recientes, debidamente cebadas mediante conserva de sardinas en aceite, y con una trampa para ratones, cebada con tocino, que permita contar con cebo vivo que aumente el atractivo de la trampa. Los visones capturados deberán ser sacrificados en la propia trampa mediante inoculación, en corazón o pulmón, de un eutanásico de uso habitual en veterinaria, prescrito por un veterinario colegiado. Se recomienda utilizar el doble de la dosis recomendada para un individuo de 2 kilos de peso, a fin de acelerar la muerte. Cuando se considere que todos los visones han sido eliminados, se retirarán del campo todos los excrementos conocidos y se borrarán todas las huellas, realizándose una búsqueda de nuevos indicios durante, al menos, los cinco días siguientes. Si no se encontrasen nuevas evidencias, se finalizará la campaña de trampeo y se reiniciarán los controles mensuales.

Por su parte, Romero (2007) establece las directrices generales del plan de control y erradicación del visón americano en el Parque. El Plan propone la realización de recorridos sistemáticos de seguimiento a lo largo de la franja costera rocosa y playas de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, así como de las zonas costeras adyacentes, con el fin de detectar animales, huellas, rastros, excrementos y letrinas. Los trabajos de erradicación y control consistirán en la realización de campañas de trampeo planificadas en función de los resultados del seguimiento, y sin planificar, en aquellas zonas que puedan ser localizadas donde su presencia sea habitual. Este estudio presenta un protocolo de muestreo para determinar la presencia de visón, que sigue el establecido conjuntamente por España y Francia para el estudio del visón europeo en 1991, basado en la realización de estaciones de trampeo formadas por 10

trampas distanciadas entre sí entre 100 y 1000 metros, que se mantendrán activas durante 10 días. Todos los ejemplares capturados deberán ser sacrificados empleando métodos incruentos y respetando la normativa legal vigente. Después se procederá a la toma de muestras (biométricas, genéticas y sanitarias) y a la posterior congelación de los cuerpos. Todo el material utilizado durante este proceso, deberá ser desinfectado con agua con lejía al 10%, para evitar la transmisión de la enfermedad aleutiana del visón (ADV).

Programa de monitorización del valor

El Parque realiza seguimientos periódicos de la población de gaviotas sombrías reproductoras en los tres principales archipiélagos que actualmente forman parte del Parque, Cíes, Ons y Sálvora (Arcea, 2001c; 2006a), aunque no está fijada ni justificada oficialmente la periodicidad con la que se deben ejecutar. Los últimos trabajos de monitorización de la especie corresponden al año 2005, consistiendo en un censo completo de las parejas nidificantes, y la estima del tamaño de puesta y la productividad (nº de pollos por pareja) en la isla de Sálvora.

En el censo de parejas nidificantes, se anotaron separadamente el número de territorios aparentemente ocupados (TAOs) y el número de nidos aparentemente ocupados (NAOs). En el conteo de TAOs se consideró como pareja reproductora la presencia de dos aves muy próximas y también la localización de aves solitarias, incubando o manteniendo territorio; los NAOs se corresponden con aves tumbadas en postura de incubación en lugares apropiados, independientemente de que se observe o no la puesta.

Para la estima de parámetros reproductores, en la isla de Sálvora se marcaron un total de 46 nidos con estacas numeradas. La densidad fue determinada como promedio de la distancia de cada nido al nido de gaviota vecino más próximo, tanto de sombría como de patiamarilla, ya que la primera nidifica más o menos dispersa entre las patiamarillas. Al final del período de crecimiento de los pollos, los nidos fueron revisados a distancia con ayuda de prismáticos y telescopios desde lugares que ofrecían una perspectiva favorable, evitando así molestias a la colonia, que además podrían interferir en el valor de la productividad, al inducir una mortalidad extra de pollos. La determinación de la productividad en las parcelas se calculó en base al número de pollos entre 30 y 45 días de edad (comenzando a emplumar la cola), antes de su emancipación, adscribiéndolos a los diferentes nidos cuando se observaban cebas por parte de los progenitores. Estos controles fueron efectuados los días 6 y 14 de julio y 2 de agosto. Debido a la existencia de amplios sectores de la colonia de gaviotas con fracaso reproductor atribuido a la depredación de visón americano, se calculó también el valor de la productividad sin considerar los nidos ubicados en las zonas afectadas.

Recomendaciones

Se recomienda determinar y justificar tanto la periodicidad con la que se debe realizar el seguimiento de esta especie como aquellas variables que deben ser monitoreadas.

Deben reanudarse los trabajos destinados a monitorizar el estado de conservación de la colonia reproductora de Gaviota sombría asentada en el Parque,

siguiendo la metodología utilizada por Arcea (2006a) pero abarcando la totalidad de los archipiélagos, al menos en lo relativo a la estima del tamaño total de la población.

Por otra parte, se considera necesario realizar estudios que cuantifiquen el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su estado de conservación y evalúen su incidencia a nivel poblacional.

En el caso del efecto del visón americano, sería necesario cuantificar la relación entre las variaciones de abundancia y el nivel de daño ejercido sobre la reproducción de la gaviota sombría, con el fin de poder establecer umbrales admisibles en la abundancia de este depredador, dada la dificultad de su erradicación definitiva del archipiélago mientras existan poblaciones en las zonas continentales más próximas, en opinión de Pereira (2006).

Respecto al efecto de las perturbaciones humanas, sería recomendable evaluar el grado de cumplimiento de las limitaciones en el número de visitantes, en especial en relación a aquellas que se producen fuera de grupos organizados.

Gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Gaviota de distribución surpaleártica; el área de distribución se extiende desde el oeste del mar Negro hasta la cuenca Mediterránea, la península Ibérica, el norte de África y la Macaronesia, habiendo colonizado también la costa atlántica francesa, el Canal de la Mancha y Centroeuropa (ver referencias en Bermejo & Mouriño, 2003).

La población europea se ha estimado en más de 310.000 parejas (BirdLife Internacional, 2004), sobrepasando las 100.000 la población española (Bermejo & Mouriño, 2003).

En el Parque, la evaluación más reciente del número de parejas reproductoras corresponde al año 2006, contabilizando 30.430 parejas nidificantes de gaviota patiamarilla: 16.035 parejas (52,69%) en el archipiélago de Cíes, 4.729 parejas (15,54%) en el archipiélago de Ons y 9.666 parejas (31,76%) en el archipiélago de Sálvora (Arcea, 2007b). Según este estudio, esta gaviota es el ave marina más abundante del Parque, con una población reproductora que supone alrededor del 10% de la población europea y el núcleo más importante (aproximadamente. un 36%) de la metapoblación cantabro-atlántica ibérica (Arcea, 2007b).

Respecto a su interés de conservación, no está incluida en la Ley 42/2007, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, ni en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, ni el Catálogo Galego de Especies Ameazadas. Tampoco aparece en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004). No obstante, la responsabilidad del Parque en la conservación de la población española es importante, ya que, su población aporta casi el 30% de la española y alcanza importancia internacional (7-10% de la población mundial), según Arcea (2006a).

Identificación y justificación del estado de conservación

La población de gaviota patiamarillla en el Parque Nacional experimenta, al menos desde el año 1976, un fuerte incremento hasta el año 1991; a partir de este año la población ralentiza su crecimiento y sufre un ligero descenso entre 2001 y 2006.

La evolución en el número de efectivos entre archipiélagos ha sido diferente. La principal colonia, localizada en las islas Cíes, decrece desde 1991; desde 2001 experimenta una tasa de descenso del 2,8%, con un declive especialmente importante en la isla de Monte Agudo.

En Ons se detecta desde 2001 un descenso anual del 4,59%, siendo más relevante el observado en Onza. En este archipiélago los efectivos habrían crecido entre 1996 y 2001.

Las colonias de Sálvora y Vionta experimentan sin embargo un notable crecimiento anual, cifrado en un 21,8%, entre los años 2001 y 2006, evidenciando la entrada de aves inmigrantes. En los islotes de Noro y Herbosa decrece el número de parejas, seguramente debido a la presión ejercida por el visón americano.

Los datos más recientes de productividad en el Parque para esta especie son del año 2005; en Cíes ha alcanzado 1,29 pollos volantones/nido, en Ons 1,45, y 0,57 en Sálvora, siendo significativamente inferiores a los estimados para el año 2004.

Factores con los que interacciona el valor

El visón americano incide significativamente en la productividad de la gaviota patiamarilla en aquello archipiélagos en los que está presente; así, en 2005 provocó un fracaso reproductor casi total en los islotes de Noro y Herbosa, viéndose también parcialmente afectada la colonia de la isla de Sálvora (Arcea, 2006a).

Esta última colonia pudo verse afectada también por el tránsito de visitantes descontrolados, vehículos y el perro del faro, según Arcea (2006a). En este sentido, este estudio también señala el registro de numerosas perturbaciones humanas, destrucción de nidos y acampada ilegal en la isla de Vionta entre 2003 y 2005.

Un factor que, según Arcea (2006a), podría estar relacionado con la existencia de tendencias dispares, como las observadas entre distintos sectores de la colonia en la isla de Ons, es el notable aumento de la altura de la vegetación registrado visualmente en el área de Fontenova, donde se observó una ligera disminución en la densidad de nidos en las parcelas de estudio localizadas en esta zona, si bien no se dispone de estudios específicos que hayan permitido establecer una relación causa-efecto entre ambos fenómenos.

Arcea (2006a) no detecta efectos inequívocos del accidente del Prestige sobre la población de gaviota patiamarilla en el Parque, aunque el vertido pudo haber afectado en el año 2003 al tamaño y al volumen de la puesta, a la condición física de aves adultas e incluso a la productividad, si bien la ausencia de series de datos previos fue uno de los problemas apuntados a la hora de evaluar los posibles efectos.

Otro factor con un posible efecto sobre la población de esta especie en el Parque es la reducción en la accesibilidad a recursos tróficos que hallaba en

vertederos de residuos sólidos urbanos debido al sellado de éstas. Los resultados de los modelos de dinámica poblacional desarrollados para otras poblaciones en las que se eliminó el acceso al alimento en vertederos (p.ej., Pons & Migot, 1995) hacen previsible una estabilización o una reducción paulatina del número de parejas nidificantes, aunque a nivel local se puedan seguir detectando fenómenos tanto de colonización como de expansión e incremento (Arcea, 2007c).

Medidas de conservación

Desde 2006 se llevan a cabo acciones para controlar la población de visón americano (Pereira, 2006; Romero, 2007) aunque no se dispone de informes recientes precisos que evalúen los resultados obtenidos, ni de una cuantificación del esfuerzo empleado en el control.

Por otra parte, el sellado de vertederos de residuos sólidos urbanos debe haber supuesto una reducción de la accesibilidad a los recursos tróficos que las gaviotas hallaban en ellos, aunque no se dispone de una evaluación de sus efectos sobre la población de gaviota patiamarilla del Parque.

Indicadores de estado

Las variables utilizadas como indicadores del estado de conservación (Arcea 2005; 2006a) han sido el nº de parejas reproductoras, el tamaño de puesta y la productividad (nº de pollos por pareja).

Límites establecidos para cada uno de los factores

El cupo diario de visitantes en Sálvora está fijado en 125 personas, a las que no les está permitido salirse de los caminos que van al faro y al pueblo.

No se han establecido valores límite en relación a los trabajos de control y/o erradicación de visón americano.

Programa de monitorización de los factores

Pereira (2006) propone, dentro del Plan de control y erradicación de la población de visón americano del archipiélago de Sálvora, una metodología basada en la realización de prospecciones mensuales a lo largo de todo el año y campañas de trampeo entre los meses de septiembre y final de febrero. Las prospecciones mensuales estarían destinadas a detectar la presencia de visones mediante la localización de excrementos y/o huellas en 6 zonas de la isla: playa de Lagos, aldea, cova de Salvareiros, cruce del arroyo del molino con la carretera del faro, tramo central de la costa meridional localizado entre Punta Pirula y Pedra dos Corvos, y la ensenada de Salgueiriño. En caso de detectarse la presencia en cualquiera de estos puntos, deberá montarse un operativo de captura de forma inmediata, para lo cual se desplazará al personal encargado con la logística necesaria para una estancia mínima de 15 días. Se emplazará un grupo de 3 trampas alrededor del punto en que se localicen los indicios más recientes, debidamente cebadas mediante conserva de sardinas en aceite, y con una trampa para ratones, cebada con tocino, que permita contar con cebo vivo que aumente el atractivo de la trampa. Los visones capturados deberán ser sacrificados en la propia trampa mediante inoculación, en corazón o

pulmón, de un eutanásico de uso habitual en veterinaria, prescrito por un veterinario colegiado. Se recomienda utilizar el doble de la dosis recomendada para un individuo de 2 kilos de peso, a fin de acelerar la muerte. Cuando se considere que todos los visones han sido eliminados, se retirarán del campo todos los excrementos conocidos y se borrarán todas las huellas, realizándose una búsqueda de nuevos indicios durante, al menos, los cinco días siguientes. Si no se encontrasen nuevas evidencias, se finalizará la campaña de trampeo y se reiniciarán los controles mensuales.

Por su parte, Romero (2007) establece las directrices generales del plan de control y erradicación del visón americano en el Parque. El Plan propone la realización de recorridos sistemáticos de seguimiento a lo largo de la franja costera rocosa y playas de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, así como de las zonas costeras adyacentes, con el fin de detectar animales, huellas, rastros, excrementos y letrinas. Los trabajos de erradicación y control consistirán en la realización de campañas de trampeo planificadas en función de los resultados del seguimiento, y sin planificar, en aquellas zonas que puedan ser localizadas donde su presencia sea habitual. Este estudio presenta un protocolo de muestreo para determinar la presencia de visón, que sigue el establecido conjuntamente por España y Francia para el estudio del visón europeo en 1991, basado en la realización de estaciones de trampeo formadas por 10 trampas distanciadas entre sí entre 100 y 1000 metros, que se mantendrán activas durante 10 días. Todos los ejemplares capturados deberán ser sacrificados empleando métodos incruentos y respetando la normativa legal vigente. Después se procederá a la toma de muestras (biométricas, genéticas y sanitarias) y a la posterior congelación de los cuerpos. Todo el material utilizado durante este proceso, deberá ser desinfectado con agua con lejía al 10%, para evitar la transmisión de la enfermedad aleutiana del visón (ADV).

Programa de monitorización del valor

Desde 1986 se realiza un censo cada 5 años de la población de gaviotas reproductoras en los tres principales archipiélagos que actualmente forman parte del Parque, Cíes, Ons y Sálvora (Callejo *et al*., 1986; Munilla *et al*., 1991; Arcea, 1996, 2001b, 2006a, 2007c), lo que ha permitido estimar sus efectivos, determinar su distribución y conocer sus tendencias.

Para la realización de estos conteos, Arcea (2007c) ha seguido dos metodologías diferentes, en función del tamaño de la colonia y de la complejidad topográfica de las áreas ocupadas, el conteo de territorios aparentemente ocupados y el conteo directo de nidos, en consonancia con la metodología empleada en los censos anteriores.

En los censos más recientes se ha optado principalmente por la estima del número de parejas reproductoras en base al conteo de territorios aparentemente ocupados (TAOs). Es un método que permite abordar el censo de colonias de grandes dimensiones y de difícil acceso, reduciendo también el esfuerzo humano y el material necesarios. Ha sido empleado en la totalidad de los archipiélagos de Cíes y Ons, y en la isla de Sálvora. En el conteo de TAOs, se considera como pareja reproductora la presencia de dos aves muy próximas, y también la localización de aves solitarias, incubando o manteniendo territorio.

En las islas de topografía llana y de difícil observación desde costa o embarcación, caso de los islotes Noro, Herbosa, Vionta y Sagres, todos en el archipiélago de Sálvora, se procede al conteo directo de nidos. Este método se ejecuta prospectando ordenadamente en bandas la totalidad de la superficie ocupada por la colonia, marcando los nidos para evitar duplicaciones. Establece el número de parejas reproductoras con un margen de error muy reducido.

Recomendaciones

Arcea (2007c) hace hincapié en la necesidad de ampliar el ámbito del censo de gaviotas nidificantes a todas aquellas colonias de la metapoblación atlántica ibérica, o cuando menos de las Rías Baixas gallegas, incluyendo colonias urbanas, debido a la reducción que están sufriendo los efectivos del Parque Nacional.

Debido a las numerosas perturbaciones humanas registradas en el islote Vionta entre 2003 y 2005, incluyendo destrucción de nidos y acampada ilegal, Arcea (2006a) estima necesario incrementar la vigilancia para evitar la entrada de personas sin permiso en las zonas de reserva. En este sentido, la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque resultaría de gran utilidad para identificar la existencia de zonas críticas de interacción. La elaboración de estos mapas debería verse complementada con la realización de un seguimiento del grado de cumplimiento de los cupos de visitantes establecidos y del efecto de éstos sobre las zonas críticas que se puedan llegar a identificar, que podría servir como metodología para la evaluación de la idoneidad de los cupos de visitantes existentes. Se recomienda además controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas.

En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso. Velando & Munilla (2008) proponen que sólo deberían autorizarse proyectos de investigación en los que el acceso a las colonias esté plenamente justificado y bajo supervisión científica directa, y que los contenidos de diferentes proyectos no deberían de solaparse.

Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El chorlitejo patinegro es una especie casi cosmopolita que ocupa parte de Norteamérica, Sudamérica, África, Asia y Europa (Figuerola *et al.*, 2004). En España se distribuye principalmente por el litoral mediterráneo, litoral atlántico de Andalucía, algunos puntos de la costa gallega, algunas localidades del interior peninsular, Baleares y Canarias (Figuerola & Amat, 2003), estimándose el total de la población en 5.000-6.000 parejas (Purroy, 1997).

Dentro del Parque, cría en los archipiélagos de Cíes y Sálvora. Domínguez & Vidal (2007) registran 4 parejas y 3 volantones en la playa de Rodas (archipiélago de Cíes) en mayo de 2006, y 1 pareja con 1 pollo volantón en una playa de la isla de Sálvora que no concretan en junio del mismo año, aunque no descartan la

procedencia extralocal de estos últimos ejemplares. Estos datos actualizan la información aportada por Arcea (2006a) para la temporada de reproducción de 2005, que confirmaba la nidificación de una pareja en la playa de Rodas; de 1 ó 2 parejas en la isla de Sálvora, citando las playas de Bois, Zafra y Lagos como las áreas de cría; y de 1 pareja en la playa noroccidental de la isla de Vionta.

En cuanto a su estatus legal de amenaza, está incluida en el anexo IV de la Ley 42/2007, relativo a las especies que serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución. También está catalogada como De interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y como Vulnerable tanto en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004) como en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Arcea (2006a), la información existente hasta 2005 no permitiría evaluar la tendencia de los efectivos reproductores en el Parque Nacional. No obstante, señala como probable que exista una estabilización de la población en base a la recopilación de información publicada entre 1977 y 2004 sobre parejas nidificantes en los archipiélagos de Cíes y Sálvora, correspondiente a datos de nidificación no confirmada con la excepción del que refiere la presencia de un pollo en la isla de Vionta en 1997 (ver referencias en Arcea, 2006a). No se dispone de información sobre la población reproductora posterior a 2006, por lo que se desconoce su evolución con posterioridad al vallado de las dunas de la playa de Rodas realizado en ese año.

No se dispone de información sobre la evolución de los parámetros reproductores de la población del Parque.

A nivel del litoral atlántico ibérico, Domínguez & Vidal (2007), basándose en datos genéticos y migratológicos, defienden la posible existencia de una metapoblación compuesta por pequeñas poblaciones con elevado riesgo de extinción, ubicadas en parches de diferente tamaño separados a distancias variables, con una dinámica determinada por procesos de extinción local y colonización por inmigración.

Factores con los que interacciona el valor

Uno de los factores de amenaza que afectan a los efectivos gallegos de chorlitejo patinegro del Parque es el vertido de hidrocarburos. Domínguez & Vidal (2007) señalan que las intensas labores de limpieza llevadas a cabo en los meses posteriores al vertido del buque Prestige podrían haber provocado importantes perturbaciones a las aves presentes en esa zona. Estos mismos autores, en base a la información recopilada en 5 localidades de cría gallegas ubicadas fuera del Parque, sugieren la existencia de efectos subletales derivados del vertido, que habrían afectado 1) al tamaño y peso de adultos y 2) al espesor de la cáscara de los huevos. El vertido habría afectado también a la distribución espacial de los nidos y el porcentaje de ellos abandonados en las localidades de cría, aunque no se especifican las causas.

Las molestias humanas en la playa de Rodas en 2005 pudieron ser la causa del fracaso reproductor de la especie en Cíes: se registraron más de 60 personas el

mismo día y en la misma zona donde fueron observados los pollos (Arcea, 2006a). Las actividades desarrolladas en el Parque con una posible influencia en este sentido serían el uso de playas y el tránsito a pie por parte de visitantes, vigilantes, guardería, cuadrillas contra incendios e investigadores por las zonas de reproducción.

Otra amenaza citada por Arcea (2006a) es la presencia de visón americano en las playas de Sálvora y Vionta, donde puede depredar sobre nidos de chorlitejo. La depredación por parte de córvidos y perros ha sido citada también como factor que incide sobre la reproducción de la especie (Domínguez & Vidal, 2007).

Diversos estudios también han demostrado los efectos de condiciones ambientales adversas, como temporales que pueden llegar a arrastrar puestas.

Medidas de conservación

En el año 2006 se ha vallado el borde exterior del cordón dunar de la playa de Rodas en Cíes, prohibiendo el acceso al mismo y al Lago dos Nenos. El aumento de la tranquilidad que se ha conseguido con esta medida puede ser la causa del incremento del número de parejas asentadas en esta localidad.

En 2008 se ha aprobado una normativa preventiva provisional para el archipiélago de Sálvora que limita la visita a la isla principal a dos itinerarios, prohíbe a los visitantes alejarse de los senderos autorizados y acceder al resto de la isla, y declara todos los islotes del archipiélago como Zona de Reserva, por lo que prohibe desembarcar en cualquiera de ellos. No se dispone de información respecto al efecto de estas normas sobre la población de chorlitejo.

En relación al visón americano como potencial depredador, desde 2006 se llevan a cabo acciones par controlar la población de visón americano (Pereira, 2006; Romero, 2007) aunque no se dispone de informes recientes precisos que cuantifiquen el esfuerzo empleado en el control, ni tampoco de una evaluación de las repercusiones sobre la población de chorlitejo del archipiélago de Sálvora.

Indicadores de estado

Los indicadores utilizados en los estudios realizados en el Parque han sido el número de parejas nidificantes, estimadas en base al número de nidos y ejemplares localizados (según edad y sexo), y el éxito reproductor.

Límites establecidos para cada uno de los factores

Se ha prohibido el acceso de visitantes a las zonas de cría del chorlitejo patinegro mediante el vallado de la duna de la playa de Rodas,en el archipiélago de Cíes, y a través la aprobación de una normativa que impide a los visitantes alejarse de los senderos autorizados y acceder al resto de la isla de Sálvora, así como desembarcar en los islotes de este archipiélago.

No se han establecido valores límite en relación a los trabajos de control y/o erradicación de visón americano.

Programa de monitorización de los factores

Se desarrollan trabajos de vigilancia por parte del personal del Parque para impedir el acceso de personas a las zonas de reproducción del archipiélago de Cíes y de la isla de Sálvora.

Programa de monitorización del valor

En el Parque se efectúan seguimientos periódicos de la avifauna que incluyen las especies de mayor valor de conservación, entre las que se encuentra el chorlitejo patinegro (Arcea, 2005a; 2006a). Sin embargo, no existe un documento en el que se identifiquen la periodicidad con la que se deben ejecutar ni las variables a monitorizar.

Recomendaciones

Actualmente se encuentra en elaboración el Plan de conservación da Píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*) a nivel gallego, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presentan y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarles, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarlas y mantenerlas en un estado de conservación favorable.

Arcea (2006a) recomienda mantener un seguimiento anual de la población y determinar las principales zonas de alimentación.

Domínguez *et al.* (2003b) recomiendan la colocación de parcelas de exclusión perinido para evitar la actuación de depredadores.

Chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*)

Descripción y evolución del valor y contextualización de su importancia

La chova piquirroja es un córvido que nidifica en cuevas, grietas y cavidades de cortados, así como en edificaciones (Blanco, 2003). Según Blanco (2004), la utilización de este tipo de hábitats para la reproducción, con alta disponibilidad de lugares de nidificación, favorece el agrupamiento y la formación de bandos para la búsqueda de alimento, aunque también haya parejas que se reproducen aisladas en hábitats de buena calidad manteniendo territorios exclusivos. También la utilización de dormideros comunales influye en aspectos reproductivos de esta especie como la selección de pareja y la adquisición de territorios de cría. Su alimentación esta basada en larvas de lepidópteros y coleópteros, arañas, hormigas y otros artrópodos que encuentran en zonas de vegetación rala o suelo desnudo, donde las aves tienen acceso al sustrato, de donde desentierran sus presas; también consumen semillas de especies silvestres y cultivadas (Blanco, 2004).

Es una especie de distribución amplia pero fragmentada en la mayor parte de su área de distribución mundial, que abarca Europa occidental, Turquía, el Cáucaso, el Himalaya, zonas montañosas de Mongolia y China, y poblaciones aisladas en la cordillera del Atlas y en Etiopía (Blanco, 2004). En España se distribuye principalmente por las zonas montañosas de la mitad norte y los sistemas Central y Bético, existiendo poblaciones costeras en Cantabria, Asturias y Galicia (Blanco, 2003).

En Galicia, se distribuye por la Costa da Morte, las sierras de A Capelada, Ancares, Oribio, Rañadoiro y Courel, las zonas calizas del río Sil y el macizo de Pena Trevinca. La población reproductora se ha estimado en 56-112 parejas, con datos de los años 1993 y 1994 (Mouriño, 1995).

En el Parque Nacional en la actualidad sólo se reproduce en la isla de Ons, donde en los años 2004 y 2005 se ha contabilizado una pareja (Arcea, 2005a, 2006a).

Como zonas de alimentación en el Parque, utiliza pastizales y áreas de suelo desnudo en acantilados, así como prados antropizados (Arcea, 2006a).

Está incluida en el anexo IV de la Ley 42/2007, relativo a las especies que serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución. Aparece catalogada como especie De interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y como Casi amenazada en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al*., 2004). No se incluye, sin embargo, en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

La especie ha sufrido un progresivo declive en el Parque, que se habría iniciado al menos hace 30 años. Durante este período ha dejado de reproducirse en el archipiélago de Cíes (Mouriño, 2004).

Esta dinámica se enmarca, según Blanco (2004), en la tendencia regresiva experimentada por las poblaciones españolas durante las últimas décadas, estimada en un descenso del 20-50% entre 1970 y 1990. En Galicia, la acusada regresión observada en 1990-1995 (Mouriño, 1995) habría continuado hasta la actualidad, desapareciendo casi totalmente del sur de las provincias de Lugo y Pontevedra (Blanco, 2004).

Sin embargo, la cría de una pareja en la isla de Ons ha producido al menos 4 pollos volantones tanto en 2004 como en 2005 (Arcea, 2005a: 2006a), lo que se considera un elevado éxito reproductor, superior a la media de otras zonas costeras europeas, donde se alcanzan valores entre 2 y 3 pollos volantones por pareja (Reid *et al.,* 2003; Kerbiriou *et al.,* 2006).

Factores con los que interacciona el valor

Arcea (2006a) contempla como posibles causas del declive el aislamiento geográfico de la población y el abandono de usos agroganaderos que habría afectado a la disponibilidad de hábitat de alimentación.

Las colonias más próximas de la especie se encuentran a 60 km, en la Costa da Morte, y en la Serra do Gerês portuguesa, a 80km. Blanco (2004) hace mención al aislamiento reproductor de las zonas costeras gallegas, pero la realidad es que se ignora todo acerca del mismo, y ni siquiera existe demostración de su existencia, ni se conoce como opera, ya que se desconocen los dominios vitales de la especie, entre otros aspectos de su biología.

El abandono de la agricultura y de la ganadería en Ons habría traído como consecuencia la colonización de los cultivos por el matorral, mermando la superficie de hábitat potencial de alimentación, a lo que se uniría la desaparición de los coleópteros coprófagos asociados a las heces del ganado. En Cíes, la existencia de una manada de cabras hasta la década de 1970 habría contribuido a mantener áreas abiertas de matorral, que habrían favorecido a la especie.

La supervivencia de los juveniles de chova piqurroja parece ser un factor más importante en la dinámica de la población de esta especie que la productividad (Reid *et al*., 2003; 2004), lo que limitaría la relevancia de la alta productividad registrada en 2004 y 2005.

Blanco (2004), cita como un factor de amenaza que afecta a las poblaciones españolas de la especie las molestias en los lugares de reproducción. En este sentido, las actividades que se desarrollan en el Parque con mayor probabilidad de inducir molestias serían la investigación y los trabajos de vigilancia.

Con todo, según Blanco (2004), la importancia relativa del hábitat de alimentación o nidificación en la organización social y dinámica de las poblaciones puede variar entre áreas, implicando distintas prioridades en programas de conservación que incluyan distintas áreas o poblaciones de la especie.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas directamente enfocadas a la conservación de la chova piquirroja en el Parque.

Indicadores de estado

Parámetros demográficos con potencial utilidad como indicadores del estado de conservación de la población de chova piquirroja para los que se dispone de información son el número de parejas reproductoras y la productividad.

La supervivencia de ejemplares juveniles también ha sido identificado como un indicador de relevancia en la dinámica poblacional de la especie (Reid *et al*., 2004).

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que interaccionan con la población de chova piquirroja del Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores de amenaza para la población de esta especie asentada en el Parque.

Programa de monitorización del valor

El Parque efectúa seguimientos de chova piquirroja; no obstante no se ha fijado ni justificado la periodicidad con la que deben ser efectuados ni los parámetros que deben ser monitoreados.

Los trabajos realizados hasta la fecha han estimado el tamaño de la población y la productividad (Arcea, 2005a, 2006a). El tamaño poblacional se estimó en base a la prospección detallada del hábitat disponible, mapeando todas las observaciones realizadas. La productividad se estimó en función del número de aves juveniles observadas en la proximidad de los nidos, en el período más cercano posible a los primeros vuelos, al no ser posible la observación directa de la plataforma del nido con los pollos al situarse esta en una oquedad.

Recomendaciones

Dada la crítica situación de la chova piquirroja ya comentada, se recomienda desarrollar un plan de conservación de la especie en el Parque, el cual debería basarse en información relativa a su estado de conservación actual, a su estado de conservación favorable, al riesgo de extinción que presenta y a la evaluación del efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectarle, a fin de poder definir las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable.

Aunque los estudios realizados sobre la población de chova piquirroja del Parque (Arcea, 2005a; 2006a) podrían haber aclarado su estado y haber sentado las bases para su monitorización, los datos más recientes datan del año 2005, por lo que se estima necesario, dada la crítica situación de la especie en el Parque, desarrollar y poner en práctica un programa de monitorización anual que reúna información al menos del tamaño de la población y de la productividad. Además, sería recomendable añadir a los objetivos de la monitorización aspectos como la determinación de las principales zonas de alimentación y el estudio del uso del espacio fuera de la época de reproducción. En este sentido, se considera oportuno, de forma experimental y en el marco de un manejo adaptativo, incrementar la superficie de hábitat de alimentación, a través de la recuperación de algunas de las zonas de cultivo perdidas en Ons.

Para Blanco (2004), resulta de suma importancia conocer con más detalle el funcionamiento de las poblaciones de esta especie a fin de orientar programas de conservación. Así, en poblaciones pequeñas y aisladas como las de Galicia, sería especialmente necesario conocer los patrones de dispersión natal, la formación de dormideros y su papel en la colonización de nuevas áreas y en la comunicación de poblaciones fragmentadas, así como el efecto de los contaminantes y la pérdida de variabilidad genética.

Blanco (2004) señala como medidas de conservación, a escala estatal, evitar la pérdida de hábitats de alimentación, destacando la necesidad de incentivar usos agrarios tradicionales respetuosos con el medio. Con este fin, recomienda promover la creación y mantenimiento de lindes y márgenes, aplicar ciclos largos de cultivo que contemplen el mantenimiento de barbechos, eriales y pastizales al mismo tiempo que los cultivos, y limitar o eliminar el uso de plaguicidas y fertilizantes que merman considerablemente las condiciones ecológicas para el mantenimiento de las poblaciones de artrópodos que constituyen la base de la dieta de las chovas piquirrojas. Este autor plantea, además, la necesidad de incentivar el mantenimiento de la ganadería tradicional extensiva para permitir el acceso de las chovas a su alimento, evitando la presencia de vegetación excesivamente densa, además de aportarles mayor cantidad de recursos tróficos, ya que uno de los elementos más

importantes de su dieta lo constituirían los insectos asociados a los excrementos (Soler, 2001).

Blanco (2004) también recomienda evitar las molestias debidas al turismo y actividades lúdicas. En este sentido, la elaboración de mapas de distribución, intensidad y variación temporal del uso humano en la superficie terrestre del Parque resultaría de gran utilidad para identificar la existencia de zonas críticas de interacción con la chova piquirroja, especialmente en lo que respecta a las áreas de alimentación. La elaboración de estos mapas debería verse complementada con la realización de un seguimiento del grado de cumplimiento de la normativa de accesibilidad a determinadas zonas, del grado de idoneidad de los cupos de visitantes establecidos y del efecto de éstos sobre las zonas críticas anteriormente mencionadas, que podría servir como metodología para la evaluación de la idoneidad de los cupos de visitantes existentes. Se recomienda además controlar y minimizar el pisoteo que tenga su origen en los trabajos diarios de gestión del Parque y en las investigaciones autorizadas. En relación a estas últimas, se estima necesaria una evaluación previa del riesgo de incidir negativamente sobre valores no objeto de la investigación, y la búsqueda conjunta de medidas de minimización entre la dirección del Parque y los investigadores, antes de la concesión del permiso.

Por otra parte, Blanco (2004) recomienda empezar a explotar el valor intrínseco de esta atractiva y carismática especie como símbolo de los sistemas agrícolas y ganaderos tradicionales, como se estaría haciendo ya en otros países europeos.

10.2.3.2.4. Mamíferos

Ensamblaje de murciélagos

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Hasta la fecha se ha confirmado la presencia de al menos tres especies de murciélagos en el Parque Nacional, en concreto el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*) (presente en todos los archipiélagos), el murciélago de huerta (*Eptesicus serotinus*) (Cíes y Cortegada) y el murciélago grande de herradura (*Rhinolophus ferrumequinum*) (Cíes), considerándose posible además la presencia del murciélago mediterráneo de herradura (*Rhinolophus euryale*; archipiélago de Cíes) (Arcea, 2009).

Los dos rinolofos están incluidos en los Anexos II (especies de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) y IV (especies que requieren una protección estricta) de la Directiva 92/43/CEE, y el resto de especies en el segundo de estos anexos. En los Catálogos nacional y gallego de especies amenazadas los rinolofos constan con la categoría de vulnerables, mientras sólo el murciélago enano está catalogado en alguno de ellos (catálogono nacional, de Interés Especial).

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información que permita evaluar con precisión el estado de conservación del ensamblaje de murciélagos del Parque Nacional. Se ha señalado que la disponibilidad de refugios para los quirópertos se ha visto mermada en las últimas décadas por la rehabilitación de construcciones humanas, incluidas tanto las

de uso privado como público, encontrándose entre estas el convento de Cíes (Domínguez *et al*., 2003a; Arcea, 2009). Arcea (2009), apunta que la forestación del archipiélago de Cíes en la segunda mitad del siglo pasado quizá haya favorecido a la población de murciélagos existente, aunque se desconoce el papel que juegan las actuales formaciones arbóreas en el conjunto del Parque Nacional en la conservación del grupo, en su papel tanto como lugares de alimentación como de corredores de desplazamiento entre zonas de alimentación, y en qué medida las alteraciones de esta cubierta pueden tener en la viabilidad futura de sus poblaciones.

Factores con los que interacciona el valor

Entre los factores principales que pueden estar afectando a las poblaciones de murciélagos del Parque Nacional, Arcea (2009) señalan la reducción de disponibilidad de refugios debido a la rehabilitación de construcciones humanas, la disminución de la cobertura forestal en las islas, el incremento de los niveles de iluminación nocturna (de influencia negativa para el murciélago grande de herradura, pero de signo contrario para los murciélagos enano y de huerta) y el aumento de perturbaciones y molestias en cuevas y furnas marinas.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas dirigidas expresamente a la conservación de los efectivos de estas especies presentes en el Parque.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de los quirópteros en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con el ensamblaje de murciélagos en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores que puedan interaccionar con los murciélagos en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de las poblaciones de quirópteros existentes en el Parque.

Recomendaciones

En base a los conocimientos disponibles, Arcea (2009) recomienda al menos, de manera provisional, las siguientes acciones:

a) Conservar todo tipo de masas de agua dulce, facilitando el acceso de los murciélagos a las mismas.

b) Conservar y recuperar todo tipo de formaciones arbóreas en general y las autóctonas del archipiélago en particular. La retirada de aquellas formaciones alóctonas, cuya extracción sea necesaria por cuestiones ecológicas diversas, debería estar acompañada de estudios específicos que evaluaran el posible impacto sobre los murciélagos, y en caso de determinarse impactos negativos, se propusieran, aplicaran y evaluaran, medidas correctoras. Hasta que no se dispusiera de esta información, los trabajos de extracción deberían, en la medida de lo posible, ralentizarse.

c) Conservar y fomentar la conectividad entre las diferentes formaciones arbóreas del Parque, los puntos de agua y los refugios de los murciélagos.

d) Conservar de manera estricta la funcionalidad a lo largo del tiempo de todos los refugios conocidos que sean o hayan sido utilizados por los murciélagos.

e) Incrementar artificialmente, de forma experimental, la disponibilidad de refugios para las especies de murciélagos presentes.

f) Estudiar la incorporación de una norma en el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque, que tenga en consideración la posible utilización, tanto diurna como nocturna, por parte de los murciélagos, de cualquier construcción existente, y obligue, ante toda solicitud que se tramite para realizar cualquier tipo de obra en las mismas, en especial el levantamiento de tejados, a introducir medidas correctoras de su posible impacto sobre estos animales. Entre ellas se podrían encontrar la instalación de estructuras específicas para que sean utilizadas como refugio por los murciélagos, por ejemplo tejas o ladrillos huecos específicamente diseñados para este objetivo.

g) Desarrollar de una normativa específica que regule el acceso a todo tipo de cavidades existentes en el ámbito del Parque Nacional con potencialidad para acoger murciélagos, en especial aquellas de más fácil acceso.

h) Ordenar las fuentes de iluminación nocturnas, de confirmarse la existencia de efectivos significativos sobre el murciélago de herradura grande en el archipiélago de Cíes y en la isla de Ons.

i) Asegurar y fomentar la agricultura ecológica en la isla de Ons.

j) Continuar con los trabajos de seguimiento, en especial aquellos relacionados con la dinámica y viabilidad poblacional de las especies presentes, las relaciones con el hábitat que las rodea y las posibles singularidades derivadas de la condición de insularidad.

Nutria (*Lutra lutra*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La nutria es un mustélido de distribución euroasiática que ocupa toda la península Ibérica, estando las principales poblaciones españolas establecidas en Galicia, el oeste de Asturias, León, Extremadura y Andalucía, donde ocupa todo tipo

de ambientes acuáticos continentales suficientemente bien conservados, y el litoral atlántico (Ruiz-Olmo, 2007).

Dentro del Parque se distribuye por los archipiélagos de Cíes (Domínguez *et al.*, 2003a) y Sálvora (Romero, 2007). En el primero, se han detectado indicios de su presencia en las islas de Monte Agudo y del Faro; no existe ninguna estima de efectivos. En el archipiélago de Sálvora ocupa tanto la isla principal como la de Vionta, estimándose el tamaño de la población entre 3 y 6 individuos (Romero, 2007).

Está incluida en los Anexos II (especies de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) y IV (especies que requieren una protección estricta) de la Directiva 92/43/CEE. En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas aparece como especie De interés especial. En el Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España (Palomo *et al.*, 2007) no se la aplica ninguna categoría de amenaza. Tampoco se incluye en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

En el caso de la población del archipiélago de Cíes, Domínguez *et al.* (2003a) consideran imposible determinar el estado de conservación de la especie, debido a la imposibilidad de prospectar muchos tramos del litoral insular y a la ausencia de información previa acerca de su distribución local y número de efectivos.

Romero (2007) considera muy vulnerable a la pequeña población de nutria asentada en el archipiélago de Sálvora, cuya viabilidad depende de las poblaciones presentes en la costa continental más cercana.

Factores con los que interacciona el valor

Entre las amenazas que podrían afectar a las nutrias del Parque se encuentra el vertido de hidrocarburos, entre los que destaca el acontecido tras el accidente del Prestige en el año 2002, que afectó de forma severa a toda la superficie del Parque.

El reducido tamaño de la población es de por si una amenaza que la hace muy susceptible.

El uso humano de las islas, tanto por visitantes como por habitantes y personal del Parque, sin duda ejerce un efecto en el comportamiento de la especie y en el uso del espacio. Tanto las molestias causadas a las nutrias que puedan utilizar el territorio del Parque, como la escasez de los recursos hídricos que necesitan para eliminar la sal acumulada en su pelaje proveniente del agua de mar, podrían limitar las posibilidades de asentamiento de poblaciones viables, en especial en aquellas zonas donde la presencia humana es más elevada, caso de los archipiélagos de Cíes y Ons. La apertura al uso público de la isla de Sálvora en 2008, podría constituir un nuevo limitante al asentamiento a largo plazo de un núcleo poblacional en el archipiélago de no aplicarse estrictos cupos de visitantes y limitaciones de acceso a las zonas más sensibles.

En aguas del Parque se ha registrado la mortalidad de la especie en nasas, por lo que la actividad pesquera podría ser una amenaza; a las nasas se le podrían añadir las artes de enmalle caladas en la inmediata proximidad de la costa

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas dirigidas expresamente a la conservación de la población de esta especie asentada en el Parque.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de las poblaciones de esta especie en el Parque.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con las poblaciones de nutria asentadas en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores que puedan interaccionar con la nutria en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de las poblaciones de nutria existentes en el Parque.

Recomendaciones

Se recomienda diseñar y desarrollar estudios específicos que tengan como objetivo determinar los estados de conservación actual y favorable, así como el riesgo de extinción que presenta la nutria en el Parque, evaluar el efecto de los diferentes factores que potencialmente pueden afectar a su población, y definir las acciones pertinentes para llevarla y mantenerla en un estado de conservación favorable. Estas evaluaciones deberían efectuarse a través de la vinculación de los factores con variaciones en los parámetros demográficos y de la influencia de los mismos en la dinámica poblacional de la especie.

El nivel de desconocimiento respecto al estado de conservación de esta especie en el Parque, cuyo único estudio específico hace referencia solamente al tamaño poblacional del archipiélago de Sálvora (Romero, 2007), hace necesaria la realización de estudios que aporten información sobre su distribución, los hábitats utilizados, la alimentación y los parámetros poblacionales de mayor utilidad como indicadores de su estado de conservación.

En relación al efecto de la gestión del agua, resulta necesario evaluar la necesidad de agua dulce de la población de nutria y la importancia de la misma como factor limitante.

En cuanto a la contaminación de los recursos hídricos, Tragsatec (2006b) recomienda acometer reformas en las instalaciones de agua, aunque no concreta los tipos de reformas necesarios ni las instalaciones afectadas.

Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El conejo es un lagomorfo autóctono de la península Ibérica, desde donde ha colonizado todos los continentes salvo la Antártida (Domínguez *et al.*, 2003a). Se distribuye por toda España, con la excepción de Asturias (Villafuerte, 2007). En Galicia es una especie de amplia distribución, rarificándose en el norte (Villafuerte, 2007).

En el Parque, según Domínguez *et al.* (2003a) se distribuye ampliamente por las zonas de tojal y pastizales de acantilado de todo el archipiélago de Cíes, revelando la existencia de densidades elevadas los recuentos de excrementos realizados en la isla de San Martiño. De la misma manera, según Tragsatec (1998), resulta común en el archipiélago de Ons, tanto en la isla de Ons como en la de Onza; y en el de Sálvora, tanto en la isla principal como en Vionta.

Está incluido en el Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España con la categoría de Vulnerable (Villafuerte & Delibes-Mateos, 2007). No se cita ni en la Ley 42/2007, ni en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas, ni en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

Identificación y justificación del estado de conservación

No existen estudios que aporten información sobre el estado de conservación de las poblaciones de conejo asentadas en el Parque.

La mayor parte de las poblaciones españolas han sufrido un declive superior al 30% en la última década (Villafuerte & Delibes-Mateos, 2007).

Factores con los que interacciona el valor

Entre los factores que amenazan a la población de conejo en el Parque se encuentran los brotes de mixomatosis y la ocurrencia de incendios en período estival citados por Domínguez *et al.* (2003a).

Tras el abandono de la agricultura, la especie experimentó un notable incremento, menos en el archipiélago de Ons, pero la posterior colonización de estas áreas por el matorral debió actuar como regulador natural de la explosión demográfica.

En diferentes poblaciones españolas se ha puesto de manifiesto la importancia de distintos factores en la dinámica de las mismas (ver referencias en Villafuerte & Delibes-Mateos, 2007). Entre ellas se encuentran las enfermedades víricas, como la mixomatosis, para la que existen estimas que cifran en un 35% la mortalidad provocada por el virus; y la enfermedad hemorrágica vírica (EHV), con un 30% de mortalidad. El deterioro del hábitat asociado al uso agrícola y al abandono de prácticas tradicionales de control del matorral también afecta a las poblaciones de conejo. Los depredadores son capaces de regular las poblaciones de este lagomorfo a bajas

densidades; así como la actividad cinegética, aunque esta no está permitida en el Parque.

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas específicamente a la conservación de las poblaciones de conejo del Parque.

La realización de labores de mantenimiento de cortafuegos debería contribuir al control de la posible influencia de los incendios sobre la población de conejo y a frenar la expansión del matorral. No se dispone de información al respecto.

En el anexo al primer informe sobre la situación de la Red de Parques Nacionales dedicado al Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (OAPN, 2008b), el conejo se incluye entre las especies alóctonas invasoras, aunque no existen documentos que justifiquen esta consideración.

Indicadores de estado

No se han realizado estudios que aporten información sobre los indicadores del estado de conservación de las poblaciones de esta especie en el Parque. Únicamente Domínguez *et al.* (2003a) utilizan el recuento de excrementos como indicador de la densidad relativa.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores que puedan interaccionar con las poblaciones de conejo asentadas en el Parque.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado un sistema de monitorización de los factores que puedan interaccionar con esta especie en el Parque y que puedan ser objeto de medidas de control.

Programa de monitorización del valor

No se ha implantado un sistema de monitorización de las poblaciones de Conejo existentes en el Parque.

Recomendaciones

Su reciente tratamiento como especie alóctona en el Parque (OAPN, 2008b) requiere de una clarificación de su estatus, ya que no se aportan argumentos para dicha catalogación y hasta el momento no había sido tratado como tal (Domínguez *et al.*, 2003a; Tragsatec, 2006b).

En cualquier caso, el nivel de desconocimiento sobre el estado de la población de esta especie en el Parque hace recomendable la realización de estudios que aporten información sobre aspectos básicos de su ecología como su distribución, los hábitats utilizados, su capacidad como modelador de la vegetación y los parámetros poblacionales de mayor utilidad como indicadores de su estado de conservación. La

información así obtenida facilitará la adopción de decisiones justificadas respecto a la conservación o al control de sus poblaciones.

10.3. Medio marino

10.3.1. Objetivos del documento de diagnóstico

En las siguientes secciones se realiza una compilación de la información relevante existente sobre el medio marino del Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Para una descripción general de los fondos marinos se debe consultar el informe previo elaborado para el Plan de Ordenación de los Recursos del Parque Nacional (Tragsatec, 1998).

El principal objetivo de este documento es ofrecer una síntesis de los conocimientos existentes sobre el medio marino en el Parque Nacional, que permita definir su estado de conservación e identificar las líneas de actuación más adecuadas para su gestión. Para ello, se describen los principales hábitats, se identifican las especies o hábitats con estatus legal de protección, se detallan los principales factores de amenaza y las principales recomendaciones de manejo, y las prioridades de gestión. Estas últimas se basan principalmente en el análisis de los patrones espaciales de la riqueza de especies, identificando las zonas o acciones en las que centrar los esfuerzos de conservación del Parque Nacional en este campo. En muchas ocasiones, la falta de información, la documentación incompleta o las ambigüedades existentes limitaron la posibilidad de ofrecer una visión más completa sobre los factores que amenazan estos ambientes, esperando que se obtenga más información en un futuro próximo que permita mejorar la planificación de su conservación.

La alta diversidad de hábitats y especies marinas del Parque Nacional impone que se destaquen aquellos considerados más importantes por su grado de amenaza, vulnerabilidad o relevancia funcional. Por esto, el documento se centra en la descripción, análisis del estado de conservación e identificación de los factores de amenaza que afectan a los siguientes hábitats:

- Zona intermareal
    - Fondos rocosos.
    - Fondos arenosos.
    - Fondos fangosos y mixtos.
- Zona infralitoral
    - Praderas de fanerógamas marinas.
    - Bosques de laminarias (sustratos rocosos caracterizados por macroalgas del género *Laminaria*).
    - Fondos de maërl.
    - Bosques de gorgonias.
    - Fondos arenosos desprovistos de vegetación.
    - Fondos mayoritariamente de cascajo.
    - Fondos rocosos con paredes, cuevas u oquedades.

10.3.2. Factores de presión generales en el medio marino

10.3.2.1. Aspectos generales del marisqueo y la pesca artesanales desde embarcación

La pesca de bajura y el marisqueo son actividades con una fuerte tradición en las costas y rías gallegas, incluyendo los alrededores del Parque Nacional. Durante los últimos años todo el sector pesquero, especialmente la pesca con artes menores y el marisqueo, han experimentado grandes cambios en sus modos de actuación y estructura. Aunque estos cambios han resultado positivos en algunos aspectos, la pesca todavía está ejerciendo importantes presiones en los fondos marinos, alterando la productividad del ecosistema y comprometiendo el aprovechamiento sostenible de sus recursos. Las especies y las comunidades marinas en el Parque Nacional están asimismo fuertemente condicionadas por las actividades extractivas de este sector, que alteran en mayor o menor medida la diversidad biológica y los distintos hábitats de los fondos marinos. La conservación de ambos elementos es fundamental para mantener la productividad del ecosistema.

El uso de ciertas artes de pesca o su gestión inadecuada en el Parque Nacional, podría constituir una de las principales causas de posibles reducciones de productividad y del mal estado de conservación del ecosistema, ya que impactan sobre los hábitats marinos al reducir su complejidad y alterar las comunidades que los habitan. Asimismo, el excesivo esfuerzo pesquero en determinados fondos o áreas puede reducir la supervivencia de juveniles, inducir la pérdida de diversidad genética y desestabilizar la estructura, tanto de la población de especies comerciales como de las comunidades marinas. La importancia del efecto de las distintas artes de pesca sobre los fondos va a depender de diversos factores, unos relacionados con la actividad pesquera, como la velocidad de arrastre o el diseño del propio arte, y otros relacionados con las características del medio, como el tipo de fondo o la fuerza de las corrientes. La vulnerabilidad de los organismos que habitan el fondo depende asimismo de su fragilidad, tasa de crecimiento, facilidad de recuperación y de su tamaño. Por ejemplo, los corales, las algas calcáreas, las algas laminariales o los poliquetos tubícolas son muy vulnerables a determinados aparejos de pesca.

A continuación se analizan los efectos de distintas artes de pesca y marisqueo sobre el ecosistema marino en general, y más concretamente las aguas circundantes al Parque Nacional, con el objetivo de identificar aquellas artes más selectivas que, dirigidas a la captura de especies objeto, ejercen un menor impacto en el ecosistema. Si bien el objetivo final de conservación del Parque Nacional radica en la eliminación total de todos los factores de presión o amenaza sobre la diversidad y la estructura de las comunidades marinas, dadas las condiciones sociales y los valores asociados al medio marino, los objetivos más inmediatos del Parque Nacional deberían estar enfocados a conseguir, de una manera paulatina, una mejora en su estado de conservación; mientras, deben diseñarse alternativas para paliar los efectos sociales y económicos derivados del control de los factores de amenaza que tienen su origen en el sector pesquero y marisquero. Con el establecimiento de zonas de reserva marina se garantiza además la recuperación de las poblaciones explotadas, que permite mantener sistemas tradicionales de pesca de limitada capacidad extractiva, y la exportación de biomasa (huevos, larvas y reclutas) hacia otras zonas de no reserva, aumentando el valor productivo de las mismas.

La regulación de la pesca en el Parque Nacional no sólo haría posible la conservación y el uso sostenible de los recursos, sino que redundaría en beneficios económicos y sociales para todas las comunidades del entorno social del Parque, convirtiéndose en un factor de cohesión y en uno de los instrumentos de gestión más poderosos. El objetivo actual es regular esta actividad, para compatibilizar la conservación y mejora del excepcional ecosistema marino del Parque Nacional y el mantenimiento de la pesca artesanal y sostenible en sus aguas.

10.3.2.1.1. Actividad marisquera y sus artes en el Parque Nacional

Marisqueo a pie

Rastrillo (angazo)

La herramienta que se utiliza para la extracción a pie de moluscos (almejas y berberechos) es el angazo, una especie de rastrillo con el que se ara la superficie de la playa, dejando al descubierto los bivalvos. También se utiliza para recoger algas. El nivel de utilización de este arte dentro de los límites del Parque Nacional se puede considerar bajo, afectando sólo a pequeñas superficies.

Rasqueta

La extracción de mexilla, mejillón (*Mytillus galloprovincialis*) en estado juvenil con el que se renuevan los cultivos en bateas, es una de las actividades marisqueras de gestión más laxa en el Parque. La recolección de mexilla natural se realiza mediante el rascado de la roca con una rasqueta en la zona intermareal rocosa de ambientes expuestos o semiexpuestos del litoral de las islas. El plan de explotación actual (2008) regula esta actividad, estipulando la cuota máxima por batea (3500 kg de semilla) y la época de extracción (aprox. de diciembre a abril). Después de recogida la mexilla, los bateeiros envían a la Consellería de Pesca los datos sobre cantidad y zona de extracción. Consecuentemente, la información sobre esta actividad es muy vaga, subestima la extracción y dificulta el seguimiento de la explotación real del recurso.

La recolección de mexilla con rasqueta en hábitats naturales puede producir alteraciones de los mismos, al recolectarse de forma accidental otros muchos organismos, y producirse modificaciones del sustrato sobre el que viven otras especies. Estas alteraciones pueden conllevar cambios significativos en la estructura de la biocenosis y las poblaciones de flora y fauna sésil que colonizan estos ambientes intermareales.

La extracción de percebe se realiza también con rasqueta en zonas del intermareal donde se obtiene mexilla. El marisqueo de percebe es una actividad bastante selectiva, si bien es también un recurso muy limitado. El impacto acumulativo de ambas actividades, o sucesivas extracciones sobre los mismos ambientes rocosos y comunidades, dificultaría seriamente la maduración de las biocenosis intermareales, disminuyendo la diversidad específica e incluso reduciéndola de forma extrema en ciertas zonas (CIS, 2006a).

La extracción de mexilla en el Parque Nacional parece suponer a priori una amenaza importante para la biodiversidad de zonas intermareales y para la recuperación y conservación de las facies semiexpuestas y expuestas sobre sustrato

rocoso, que en la actualidad pudieran encontrarse muy alteradas por esta actividad marisquera.

Marisqueo a flote

Raño y vara

La recogida de almeja babosa (*Venerupis senegalensis*) y berberecho (*Cerastoderma edule*) se realiza a pie con rastrillos o azadones, o con el raño desde lanchas cerca de la costa. El marisqueo desde embarcación con raño no es tan selectivo como a pie y extrae también otros moluscos bivalvos como el reloj (*Dosinia exoleta*), la almeja fina (*Tapes decussatus*), la cornicha (*Spisula solida*) o la almeja rubia (*Venerupis romboides*). Todas estas especies ocupan nichos ecológicos similares, comportándose como moluscos suspensívoros y cavadores que viven enterrados en la arena a distinta profundidad.

Si bien no son muchos los estudios realizados en Galicia sobre las comunidades bentónicas de fondos arenosos en las zonas de extracción donde se utiliza el raño, la actuación mecánica de este arte se concentraría en las capas más superficiales del sedimento, limitando en cierta medida su impacto sobre las comunidades marinas (CIS, 2006a). Sin embargo, considerando que la siembra de moluscos en el Parque Nacional no se realiza o es muy limitada, el grado de regeneración de los bancos sometidos a explotación sería menor que el esperado en otras zonas del litoral donde se realiza con frecuencia esta actividad.

En principio, la actividad marisquera con raño podría ser compatible con la conservación de las biocenosis bentónicas. La sobreexplotación de estos recursos o el uso intensivo de este arte en determinadas localidades podría no obstante causar alteración sobre las comunidades bentónicas.

Rastro de zamburiña y volandeira (rastro de vieira)

El rastro más comúnmente utilizado en el Parque es el empleado para la extracción de vieira (*Pecten maximus*), zamburiña (*Chlamys varia*) y volandeira (*C. opercularis*). Existen bancos de pectínidos en la cara NE del archipiélago de Ons (CIS, 2006a), donde numerosos barcos de la cofradía de Bueu faenan con rastro de vieira.

El número de barcos de la flota que utiliza este recurso podría generar una potencia superior a la conveniente para el aprovechamiento sostenible de los bancos y la biodiversidad de estos fondos. Esto es debido fundamentalmente a que el arte no es muy selectivo con los moluscos objetivo de pesca; si la malla del copo no es lo suficientemente grande, puede recoger inmaduros y generar importantes descartes de especies que no se comercializan (CIS, 2006a). Varios estudios han demostrado los daños causados a corto plazo sobre los fondos donde trabaja este arte, en los que el continuo “peinado” del fondo arenoso genera inestabilidad en el sustrato, aumenta la turbidez y afecta a la distribución de las especies bentónicas e infaunales (FAO, 2005; CIS, 2006a).

Endeño remolcado o Can de almeja

Con este arte se extraen, junto a la almeja rubia (*Venerupis romboides)*, especie objetivo, muchas otras especies de bivalvos acompañantes y una gran cantidad de ejemplares rotos por la acción de arrastre del endeño. El arte se utiliza en fondos arenosos, de cascajo y fondos maërl. En general, es muy poco selectivo, provoca turbidez y, si bien ayuda a oxigenar los fondos arenosos, su reiterada utilización causa la desestabilización de los fondos en los que trabaja. En el sector más oceánico de la ría de Vigo, existen bancos profundos de almeja rubia próximos a las islas Cíes, donde parece aún se utiliza este arte.

Extracciones mediante buceo (con suministro desde superficie o apnea)

El aprovechamiento marisquero mediante buceo abarca varias especies, entre las que destacan el erizo, la navaja, las algas y la oreja de mar. En general, este tipo de marisqueo es frecuente en todos los archipiélagos del Parque. Es una actividad que puede considerarse selectiva y compatible con la conservación de los fondos donde se trabaja, siempre y cuando la explotación del recurso sea sostenible y se mantengan en buen estado las comunidades marinas en las que actúa.

La explotación de erizos (*Paracentrotus lividus*) se hace mayoritariamente mediante buceo con suministro desde superficie. Por la escasa movilidad y la facilidad de localización de los bancos, los erizos pueden ser fácilmente sobreexplotados. Como se explica en posteriores secciones, dado el papel regulador que estos equinodermos ejercen sobre las comunidades algales, especialmente laminariales, una recolección excesiva podría desequilibrar de manera importante las comunidades marinas.

En relación a la extracción de algas, las especies objeto de aprovechamiento dentro de los límites del Parque son: Wakame (*Undaria pinnatifida*), *Gelidium sesquipedale, Gelidium latifolium, Pterocladia capillacea, Gracilaria gracialis, Chondrus crispus, Mastocarpus stellatus, Gigartina pistillata, Ulva* spp.*, Gigartina acicularis, Laminaria ochoroleuca, Laminaria hyperborea, Laminaria saccharina, Ascophyllum nodosum, Mucus vesiculosus, Mucus spiralis, Mucus serratus, Himanthalia elongata* y *Enteromorpha* spp. (Planes de Explotación de Recursos Marinos e Informes Técnicos del Parque Nacional). La política actual del Parque Nacional intenta concentrar la extracción sólo sobre las especies alóctonas, con preferencia el wakame (*U. pinnatifida)*. Las prácticas extractivas poco selectivas que se utilizan, unidas al riesgo potencial de propagación de las especies alóctonas derivadas de la propia extracción comercial, discutidos con más detalle en posteriores secciones, señalan a esta actividad como no compatible con la conservación de la biodiversidad en el Parque Nacional.

10.3.2.1.2. Actividad pesquera y sus artes

<u>Pesca con nasas</u>

Nasas de pulpo y nécora

La pesquería de pulpo con nasa es un arte de selectividad intermedia, capturando de manera indirecta otras especies (Xunta de Galicia, 2006). Un estudio

del Centro de Investigaciones Marinas (CIS, 2006a) en el que se emplearon 56 jornadas de muestreo en campo, reveló que el mayor esfuerzo pesquero de la flota de bajura en los alrededores del Parque con artes menores corresponde a embarcaciones con nasas, y que este se concentra especialmente en aguas circundantes a los archipiélagos de Ons y Cíes. Los resultados de un estudio realizado sobre la actividad de la flota pesquera que utiliza nasas pulperas en las Rías Bajas, demuestran que el pulpo representa el 87,2% del total de las capturas en peso, estando el resto formado por otras 72 especies, mayormente crustáceos y peces comerciales (nécora, congrio, faneca, barbada común y cabrilla). La nasa de pulpo captura no obstante una proporción "no estimada" de otras especies sin interés comercial, como estrellas de mar, ofiuroideos o cangrejos nadadores (Xunta de Galicia, 2006). Teniendo en cuenta que durante las labores de recogida y limpieza de las nasas el descarte de especies no comerciales se realiza en la zona de recogida, el efecto de este arte sobre la biocenosis y los fondos marinos se estima sea más reducido.

En el caso de las nasas perdidas por las embarcaciones, aunque su impacto no ha sido valorado, su presencia en los fondos durante largos períodos de tiempo genera la captura continua de diferentes especies de peces, crustáceos y cefalópodos. La aparición de varias nasas abandonas en los fondos del archipiélago de Ons y particularmente en el de Cíes, subraya quizás la necesidad de tomar alguna medida al respecto (Conaima, 2006). Observaciones de los agentes del Parque indican también que los naseiros largan las nasas en zonas muy próximas a los muelles y zonas de navegación de embarcaciones de recreo y transporte, obstaculizando el acceso a los mismos.

Por lo general, la mayor parte de la flota posee licencia de extracción de otras especies como percebe, nécora y bivalvos, cambiando de actividad según la época del año. El calado de las nasas de nécora también captura pulpo, por lo que ejerce un mayor esfuerzo pesquero sobre esta especie que lo estipulado exclusivamente para las nasas de pulpo. Si consideramos que el pulpo es uno de los depredadores más eficientes en aguas someras (Ambrose, 1986), la sobrepesca, producto de un elevado esfuerzo pesquero, elevadas cuotas de pesca o extracción concentrada en determinadas zonas, puede alterar las redes tróficas en determinados hábitats.

La variabilidad de los métodos extractivos, así como el amplio rango espacial de actuación de estas embarcaciones dentro y fuera de los límites del Parque Nacional, plantea asimismo serias dificultades para establecer los orígenes concretos de las descargas en lonja y de las capturas con nasa realizadas en el Parque. Ante la falta de un seguimiento específico que produzca esta información, no es posible determinar el estado de conservación de los recursos y el grado de aprovechamiento que podrían soportar en el Parque Nacional.

Pesca con artes de enmalle

Miños y trasmallos

Entre los métodos de pesca menos selectivos que afectan a la conservación de la fauna marina del Parque Nacional se encuentran los trasmallos y los miños. Son artes de enmalle compuestas por varios paños de red superpuestos, que se disponen fijadas al fondo y están dirigidos a la captura de especies demersales (salmonete,

sargo, abadejo, sardina…) y bentónicas (lenguado, rodaballo, choco, centolla…). Su uso es variable según los fondos, siendo con frecuencia utilizadas en zonas cercanas a la costa, playas y fondos rocosos de zonas semiexpuestas. Durante los lances pueden producirse puntualmente desbroces en los bosques de laminarias, gorgonias o corales blandos de los fondos. Se desconoce el efecto a largo plazo de la acción contínua de estas artes pesqueras sobre estas comunidades.

Como ya se ha explicado en secciones anteriores, muchas de estas artes artesanales incluyen dentro de su área de actuación sectores fuera y dentro de los límites del Parque Nacional, haciendo difícil discernir el impacto pesquero real sobre los fondos marinos del mismo. Se estima necesario desarrollar planes de actuación en cooperación con la Consellería de Pesca, enfocados a determinar con exactitud la flota que faena con estas artes dentro de los límites del Parque y cuantificar la extracción de los distintos recursos que se producen. La información obtenida servirá para valorar el impacto de esta actividad sobre el ecosistema marino del Parque y justificar una reducción de la presión ejercida, al mismo tiempo que servirá también para valorar el impacto económico sobre los afectados y la búsqueda de posibles alternativas a una reducción del cese de la actividad extractiva.

Con anterioridad han sido propuestos varios programas de gestión de las artes de enmalle en el Parque Nacional, ante la urgente necesidad de preservar determinadas especies cuyas poblaciones están en declive (p.e. cormorán moñudo) o comunidades marinas afectadas por la posible sobreexplotación pesquera (CIS, 2006a; Velando & Munilla, 2008). El uso de redes de enmalle en el Parque Nacional se acentúa durante el periodo de reproducción del cormorán moñudo (marzo-mayo) y durante su dispersión invernal (octubre-diciembre); el largado de aparejos de pesca a menos de 200 m de la costa y en zonas de alimentación es una amenaza para la conservación de esta especie (Velando & Munilla, 2008). La frecuente captura accidental de otras especies protegidas, como los cetáceos, reiteran el impacto de los mismos y la necesidad de limitar su uso en determinadas zonas del Parque Nacional, como medidas necesarias para preservar la fauna o sus recursos alimenticios (Cemma, 2007; Velando & Munilla, 2008).

Betas

Este arte, compuesto de un solo paño de red, se usa en una amplia gama de fondos, preferentemente arenosos. Se utiliza para la captura de una gran variedad de especies y parece ser un aparejo poco selectivo.

Xeito

Este arte está dirigido a la captura de cardúmenes de especies pelágicas, fundamentalmente sardina y boquerón, utilizándose frecuentemente cerca de playas y zonas semirresguardadas. Es un arte de enmalle de deriva, no sujeta al fondo, por lo que su actividad repercute menos sobre la estructura de los mismos o sobre las especies sésiles. Las redes de deriva presentan una alta tasa de captura de especies no objetivo, fundamentalmente por el gran tamaño de este arte. Como arte de enmalle aparecen identificados los mismos factores de riesgo descritos para los miños, trasmallos y betas.

Pesca con anzuelo

Poteras y curricán

Los aparejos típicos de la pesca artesanal, como las poteras para la captura de calamares y el curricán de superficie o de profundidad, son muy selectivos, siendo utilizados desde pequeños botes (CIS, 2006a). Aunque probablemente sean empleados por un pequeño grupo de usuarios, no se conoce la frecuencia de uso de estas artes de pesca en el Parque, por lo que convendría evaluar su uso y cuantificar el esfuerzo de pesca que realizan.

Palangrillo

El palangrillo es un arte de anzuelo utilizado habitualmente en los fondos rocosos y arenosos resguardados de las Islas Cíes y Ons (CIS, 1991). Es similar al palangre de fondo pero de inferiores dimensiones, con un aparejo de longitud total máxima de 3.500 metros y un número máximo de 1.500 anzuelos. El palangrillo se dedica a la pesca de especies como el congrio, la barbada, la faneca, la maragota, el sargo o la robaliza.

Como consecuencia de la pérdida de aparejos, algunas aves marinas buceadoras, tortugas y cetáceos pueden verse atrapadas entre los restos de palangres (Cemma, 2007; Velando & Munilla, 2008).

Pesca con artes de arrastre

Rapeta (bou de man) y boliche (chinchorro)

Ambas artes son muy similares, tratándose de artes mixtas de arrastre y cerco con las que se captura una variada gama de especies comerciales como la centolla, el camarón, la faneca, la sardina, el salmonete, el choco, la nécora o el pulpo. A medida que se cierra el cerco para levantar el aparejo, la actividad de arrastre provoca daños o desprendimiento de organismos vivos sedentarios (algas, esponjas o coral) y la captura de otros organismos y recursos no objetivo, los cuales suelen ser descartados. Este impacto puede ser mitigado mediante el uso de mallas más grandes o mediante la inclusión de dispositivos de escape.

El boliche provoca un impacto importante sobre la población de cormorán moñudo, al capturar lanzón o bolo, *Ammodytidae* spp., principal recurso alimenticio de esta ave marina (Velando & Munilla, 2008). La captura de estas especies, frecuente en las rías y en el Parque Nacional, está dirigida a su uso como cebo para otras pesquerías. Se ha sugerido que el descenso en las capturas de bolo observado en lonja durante los últimos años es consecuencia de la marea negra del Prestige y de la sobrepesca (Velando & Munilla, 2008).

Pesca con artes de cerco

Esta modalidad de pesca se emplea para la captura de especies pelágicas como sardinas, jureles, boquerones, arenques, túnidos y, ocasionalmente, robalizas y sargos. Las redes de cerco utilizadas para la pesca de pequeños peces pelágicos en zonas cercanas a la costa prácticamente no capturan otras especies.

Los impactos más destacables del empleo de este aparejo sobre el medio marino del Parque Nacional están relacionados con la pérdida de aparejos, con la mortalidad de cetáceos que quedan atrapados en el cerco, con los descartes que generan y que pueden reducir las poblaciones de las especies objetivo de este arte y de otras con interés de conservación, y con la alteración de las redes tróficas como consecuencia del elevado esfuerzo pesquero y de una forma de operar poco adecuada.

Recomendación de medidas de gestión sobre la pesca y el marisqueo

- La gestión del marisqueo en Galicia establece una subdivisión de los bancos marisqueros en zonas de explotación a lo largo de todo el litoral costero, a fin de realizar una ordenación de los recursos y de su aprovechamiento. Esta zonificación solapa subzonas litorales de extracción gestionadas por diferentes cofradías de las Rías Bajas con el dominio marítimo del Parque Nacional, dificultando el seguimiento de la explotación de los distintos recursos marisqueros que se lleva a cabo en el ámbito del mismo. Se plantea, por lo tanto, la necesidad de establecer una nueva delimitación de los planes de extracción marisquera creando una subzona que cubra exclusivamente el Parque Nacional.

- Los planes de marisqueo, realizados cada año por las distintas cofradías, dividen las subzonas de trabajo en unidades independientes para la explotación de cada una de las especies objetivo. Actualmente, algunos de estos planes ocupan superficies demasiado amplias, llegando a cubrir todo el litoral costero de los archipiélagos del Parque. Una mayor subdivisión de estas subzonas de explotación para cada recurso aprovechado, favorecerá la realización de labores de seguimiento de stocks, la planificación de estrategias de rotación en la explotación de recursos y la vigilancia por las autoridades del Parque.

- El establecimiento de zonas de reserva integral dentro de los dominios marítimos del Parque, en las que no se permita la extracción de recursos marinos ni ningún otro uso humano, es una medida necesaria que favorecerá la mejora de los bancos naturales; actuarían como vivero natural y permitirían el establecimiento de las comunidades marinas originales, ayudando asimismo a la regeneración de los ecosistemas marinos externos al Parque. Paralelamente, la aplicación de una zonificación de este tipo, permitirá evaluar el funcionamiento de los procesos naturales del ecosistema y el efecto de otros factores de amenaza ajenos a la influencia directa del marisqueo o de la pesca, como el cambio climático.

- El limitado control existente de los aprovechamientos pesqueros y marisqueros que se desarrollan en el Parque Nacional, unido al escaso conocimiento disponible, tanto de sus valores naturales como del estado de sus recursos, lo hacen proclive a una explotación desmesurada, y a la existencia de una gestión enfocada más a la extracción que a la conservación de sus recursos y comunidades marinas. De aquí que sea necesario realizar trabajos de seguimiento para conocer el estado de los recursos y el esfuerzo extractivo existente, ya que permitirán la gestión sostenible de los mismos y la conservación de las comunidades marinas.

- La legislación actual establece varias zonas de libre marisqueo que no se encuentran reguladas por ningún plan de explotación específico, sino bajo la regulación de planes experimentales en los que cualquier cofradía puede ejercer sus derechos de explotación hasta los topes máximos de capturas marcados. Entre estas zonas se encuentran los bancos marisqueros sometidos a Planes de Explotación Experimental, como el caso de los "Lombos do Ulla", en la zona interna de la ría de Arousa. El área está dividida en dos secciones, con bancos de bivalvos (berberecho, almeja fina y babosa) situados al norte y noroeste de la isla de Cortegada, sobre fondos mayoritariamente arenosos entre 1 a -1 m sobre el nivel 0 de marea, y una sección externa de bancos, al noroeste de Cortegada, donde los sedimentos son de naturaleza fangosa y con profundidades de 2 a 4 m. Los nuevos planes adaptativos de gestión que se realizan en la zona desde el año 2002, parecen haber dado como resultado la regeneración de esta zona inicialmente improductiva, al mismo tiempo que han permitido la realización de un seguimiento actualizado de los bancos y de las especies aprovechadas. Así, se han establecido importantes líneas de actuación que deberían ser consideradas en el Parque, como son: el muestreo directo de los bancos antes de iniciar la campaña extractiva, lo que permite evaluar la distribución espacial de los recursos, su abundancia y su estructura poblacional; el control de la actividad extractiva con cálculos de CPUE (capturas por unidad de esfuerzo); y el establecimiento de controles periódicos de las tallas de los individuos capturados, para gestionar en cada campaña la extracción de los recursos (variación de cuotas por persona y día, modificación de las fechas de inicio y fin de la campaña, y rotación de la actividad extractiva entre las diferentes zonas de explotación; Parada *et al.*, 2006).

- Siguiendo con la presente política del Parque Nacional, no se debería aumentar el esfuerzo pesquero con respecto a años anteriores, ni el número de embarcaciones, habilitaciones, días de extracción al año o cupos de pesca.

- Las actividades de semicultivo, regeneración de zonas productivas o traslado de especies dentro del ámbito del Parque deberían estar prohibidas.

- Parece particularmente necesario un aumento de la capacidad (en personal y jurídica) de los agentes del Parque para llevar a cabo un mejor seguimiento de las actividades del sector marisquero y pesquero en las aguas del mismo. Esto debería incluir la creación de un equipo de técnicos de campo, con un coordinador en la sede del Parque Nacional.

- La introducción de especies no autóctonas y su semicultivo no son compatibles con los objetivos de conservación del Parque Nacional. Se sugiere que dentro de los límites del Parque sólo haya extracción de especies autóctonas, siguiendo la misma política establecida con los demás recursos.

- Se recomienda no extraer recursos pesqueros o marisqueros en los fondos de maërl debido a la sensibilidad y a la riqueza biológica de los mismos. A tal efecto, el Parque Nacional debería proveer información detallada a las cofradías de pescadores y mariscadores sobre la localización de los bancos de maërl, con el fin de evitar confusiones con las zonas en que se permite la extracción de recursos.

- Como medida de gestión a corto plazo se plantea establecer "zonas experimentales de no extracción de mexilla y percebe" distribuidas en diferentes grados de exposición en las islas, así como la realización de un programa de seguimiento de la recuperación del intermareal.Una buena gestión de la extracción de mexilla en el Parque Nacional obliga asimismo a monitorizar el número de personas que extraen el recurso y su distribución espacial y temporal. Es necesario valorar la prohibición de la extracción de mexilla en el Parque, buscando posibles medidas compensatorias para el sector mejillonero, como otorgar *longlines* de cría o permitir la instalación de cuerdas colectoras a mayores en las bateas.

- El Parque Nacional, actuando bajo los principios de precaución y de conservación de la diversidad de especies y hábitats, tendría que emprender algunas medidas de mitigación para reducir el efecto directo de la extracción sobre las comunidades de fondos arenosos y sobre la ictiofauna que utiliza a los organismos bentónicos como alimento. Entre ellas, siguiendo recomendaciones previas (CIS, 2006a, Parada *et al*., 2008), se plantea prohibir la utilización de raños con separación entre varillas inferior a 17 mm, para reducir las capturas de individuos de tallas pequeñas. También se aconseja establecer áreas vedadas, limítrofes a otras zonas con permisos de extracción, y la evaluación del estado actual de las poblaciones naturales de almeja y berberecho (densidad, distribución de tallas) en las áreas de extracción dentro del Parque Nacional.

- El Parque Nacional debería recibir información detallada de los planes de explotación con periodicidad trimestral, para conocer el esfuerzo pesquero a que están sometidas sus comunidades marinas y la evolución de los recursos. Se sugiere que la información incluya los días de extracción, el número de embarcaciones, el número de buceadores o mariscadores, la cantidad extraída por persona o embarcación y cualquier otra información considerada relevante para la realización de un plan de seguimiento equivalente al llevado a cabo en los bancos de los Lombos do Ulla (Parada *et al*, 2006). Los planes de explotación anual deberán, asimismo, ir acompañados por informes biológicos. Se sugiere que el Parque evalúe esta información con otros informes que le ayuden a tener una visión objetiva del estado de todos los bancos explotados, sus CPUE y sus posibles efectos en las comunidades, a fin de obtener fundamentos para la gestión de los recursos aprovechados. Es necesario determinar de forma más precisa las artes de pesca y el número de capturas que se consideran compatibles con la conservación.

- Se plantea la necesidad de estudiar planes alternativos para gestionar el rastro de vieira dentro de los límites del Parque Nacional, establecer zonas vedadas en función de la fragilidad y diversidad de sus hábitats (p. ej. fondos de maërl), y establecer zonas de explotación de vieira según el estado de los bancos naturales, revisando las luces de malla para reducir los descartes.

- Teniendo en cuenta los daños que provoca la pesca con artes de arrastre sobre las comunidades bentónicas e infaunales, especialmente en zonas frágiles de difícil restauración, debe prohibirse el endeño remolcado sobre fondos de mäerl y sobre otros fondos sensibles que pudieran identificarse en el futuro. Paralelamente, se debería realizar un estudio de valoración del impacto real que

este arte produce sobre las biocenosis sedimentarias sobre las que actúa. Si la evaluación demostrara que sus efectos negativos son de magnitud considerable, y que la recuperación de la biocenosis no es fácil, las áreas aprovechadas con endeño remolcado deberían limitarse al mínimo (CIS, 2006a).

- La concesión de permisos de aprovechamiento de erizo en el Parque Nacional debería ser cuidadosamente meditada, basándose en estudios que hubieran cartografiado y cuantificado sus poblaciones, valorándose las consecuencias ecológicas de la extracción. El seguimiento y control de los planes de explotación sería otro de los trabajos básicos a llevar a cabo.

- Para reducir el impacto de las artes de pesca de enmalle (betas, miños y volantas) en las inmediaciones del Parque Nacional se recomienda la utilización de un menor número de paños por largado. Debe promoverse además la investigación aplicada al diseño de metodologías que permitan disminuir la captura accidental de aves y cetáceos sin que se vea afectado el rendimiento pesquero, mediante la introducción de modificaciones en las artes (Cemma, 2007; Velando & Munilla, 2008). Si después de un periodo de evaluación estas medidas no repercuten en una mejora de las especies en peligro y de las comunidades marinas, se deberían examinar nuevos planteamientos, como la limitación de la profundidad mínima del lance a la isobata de 30m o la prohibición total de la pesca con artes de enmalle en aguas del Parque Nacional.

- La extracción de algas no debería estar permitida en el Parque. Los planes de gestión para la extracción de algas exóticas deberán llevarse a cabo si son adecuadamente justificados y evaluados por estudios científicos que avalen el impacto positivo de estas actividades y realicen adecuados planes de seguimiento.

- En la actualidad se desconoce el número de embarcaciones que utilizan artes como las poteras, el curricán y el palangrillo, y el esfuerzo pesquero que realizan en el Parque Nacional, por lo que se requiere una evaluación de estos parámetros.

- Es necesario excluir el uso del boliche de las zonas de alimentación del cormorán, así como valorar las condiciones de explotación sostenible de los bolos en las Rías Bajas, dada su importancia para las colonias de cormorán moñudo existentes en el Parque Nacional (Velando & Munilla, 2008).

- Resulta necesario realizar una evaluación del uso de artes de cerco y de su impacto dentro de los límites del Parque, para poder plantear un plan de gestión de esta actividad.

- Se sugiere que el Parque inicie conjuntamente con otras entidades (ONGs, clubs de buceo, …), labores de limpieza de redes y nasas perdidas en el litoral costero y fondos marinos.

- Se desconoce si las actividades de marisqueo o pesca en el Parque Nacional crean situaciones de conflicto con los bañistas o las embarcaciones de recreo en las épocas de mayor afluencia de turismo. Para todas las artes de pesca se debería hacer un seguimiento de las profundidades de calado, y establecer una distancia mínima de trabajo a la orilla.

- El buceo y la pesca furtivos suponen una amenaza tanto para la consecución de un aprovechamiento sostenible de los recursos, como para la conservación de la diversidad biológica en el Parque. Se sugiere aumentar las labores de vigilancia y la cooperación con otros grupos interesados en reducir este tipo de actividades ilegales.

- En la actualidad están en marcha proyectos de investigación centrados en la pesquería artesanal que se desarrolla en el Parque Nacional y en el estudio de alternativas que garanticen la sostenibilidad y la conservación de la biodiversidad del mismo (Gescies, 2008). Como ya se ha mencionado, muchas de las embarcaciones pesqueras desarrollan su actividad simultáneamente dentro y fuera de las aguas del Parque, lo que dificulta el conocimiento del esfuerzo pesquero y marisquero real existente sobre sus fondos marinos. No existen mecanismos que permitan controlar el esfuerzo pesquero ejercido por cada tramo de la flota, arte y mucho menos sobre las áreas de pesca (caladeros) en que se ejerce ese esfuerzo. La actual gestión se basa en los planes de explotación marisqueros, que pretenden regular la flota, tripulantes y cupos de capturas diarios para una zona determinada. Sin embargo, existe una falta de conocimiento por parte de la Administración competente sobre el estado de los recursos y los impactos de las pesquerías sobre sus poblaciones y sobre el medio marino, que debería ser subsanada.

- En cooperación con el resto de autoridades implicadas, las actuaciones futuras deberían estar enfocadas a definir la flota pesquera que trabaja en los límites del Parque, su impacto, y las posibles alternativas para este sector artesanal si se prevé reducir su presión sobre el ecosistema marino. El éxito o el fracaso de los nuevos planes de actuación no recaerá solamente en su mejor o peor diseño, sino que jugará un papel fundamental la actitud de los usuarios implicados en el aprovechamiento: mariscadores y pescadores. Éstos deben realizar una pesca responsable y respetar las normas definidas en los planes pues, de otro modo, nada de lo que se pretende tendrá resultados sostenibles. Las labores de concienciación y diálogo con estos sectores, así como la puesta en marcha de actividades y empleos alternativos, son acciones importantes para la buena gestión del Parque Nacional y la conservación de la biodiversidad y de los recursos marinos.

10.3.2.2. Especies marinas exóticas invasoras

Los mares gallegos han experimentado un importante grado de introducción de especies exóticas durante los últimos 20 años, lo que representa una amenaza potencial para los ecosistemas marinos y la diversidad biológica y genética que atesoran. En algunas ocasiones, la llegada de animales y algas exóticas ha provocado la hibridación con las formas autóctonas y la desaparición de razas o variedades únicas, reduciendo la diversidad genética de las comunidades locales (Ross *et al.*, 2008).

En términos generales, se proponen las siguientes definiciones para los conceptos de especie nativa, exótica y exótica invasora (Arcea, 2008):

Especie nativa (autóctona, indígena): especie, subespecie o taxón que ocurre dentro de su área de distribución natural (pasada o presente) o área de dispersión potencial, es decir, dentro del área que ocupa o podría ocupar de manera natural sin una introducción o intervención directa o indirecta del hombre.

Especie exótica (no-nativa, no-autóctona, alóctona): especie, subespecie o taxón inferior que ocurre fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo de dicha especie que pueda sobrevivir y reproducirse.

Especie exótica invasora: sería una especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural; es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa.

En el Parque Nacional existe un alto riesgo de entrada de especies introducidas a través de numerosas fuentes como el agua de lastre de buques, los cascos de las embarcaciones (*fouling*), las estructuras y prácticas de acuicultura existentes en las rías o los residuos u objetos flotantes. En estos momentos no se dispone de una información completa sobre las especies marinas invasoras presentes en el Parque, ni parece existir un plan de prevención y control de entrada de las mismas.

Aunque, en principio, cada especie introducida tendrá un comportamiento propio, todas deberían ser consideradas como potenciales amenazas para la biodiversidad del Parque, ya que pueden llegar a convertirse rápidamente en especies dominantes, reemplazando a las especies nativas.

Respecto a las investigaciones que se han desarrollado sobre el tema, aunque muy limitadas, han permitido señalar una serie de especies que pueden estar alterando de manera significativa las poblaciones nativas. Su presencia, confirmada para el entorno de las Rías Bajas cuando no dentro de los límites marinos del Parque, sus características biológicas y los nichos ecológicos que ocupan, denotan el carácter invasor de varias de ellas y su potencialidad como factor de cambio de la diversidad biológica nativa.

Macroalgas

Sargassum muticum

Esta especie fue citada por primera vez en el norte de la península Ibérica en el año 1985 (Castric-Fey *et al*., 1993), y representa en la actualidad una de las especies de macroalgas invasoras más abundantes y conspicuas del litoral gallego. El ciclo de vida monogenético, junto con la capacidad y tolerancia fisiológicas de esta especie, la hacen terriblemente competitiva con cualquier macroalga y capaz de desplazar tanto a *Saccorhyza polyschides* como a la propia *Undaria pinnatifida* (Castric-Fey *et al*., 1993).

La mayoría de las poblaciones de *Sargassum* se desarrolla cerca de la superficie o en zonas de intermareal hasta los 6-15 m de profundidad. Su densidad media es variable, dependiendo de las condiciones ambientales y la época del año, pero en Galicia se ha registrado cubriendo desde el 5% hasta la totalidad de zonas expuestas y semiexpuestas del litoral inferior (Cremades *et al*., 2006). Las zonas de presencia de esta alga en el Parque Nacional aparecen en la Tabla 28.

Su sistema de dispersión principal es a través de las formaciones de masas flotantes a la deriva. La rápida tasa de crecimiento, pudiendo alcanzar los 2-4 cm por día, y la tolerancia incluso a ambientes eutróficos, le han permitido establecerse rápidamente en muchas regiones. En la costa oeste de EE.UU, *S. muticum* fue capaz de colonizar 2.000 km en tan sólo 20 años (Norton, 1976), y en Suecia su orden de propagación es de 50km/año (Karlsson & Loo, 1999).

Así, los efectos de *S. muticum* pueden ser graves y rápidos ya que, una vez establecida, puede desplazar a especies nativas, llevar a la extinción local a especies raras y cambiar la estructura trófica del ecosistema. Las grandes masas flotantes de vegetación en la superficie del mar impiden, a veces, la navegación de los barcos, y obstaculizan la circulación de agua, creando problemas en puertos e instalaciones de acuicultura, pudiendo, además, provocar un descenso en la pesca comercial, al afectar a las comunidades autóctonas e impedir los usos tradicionales de los recursos costeros.

Ante estos conocidos efectos negativos, el Parque Nacional ha realizado varias tentativas de disminuir la presencia de *Sargassum* mediante la retirada manual en zonas del intermareal y submareal. Estas labores se han desarrollado a lo largo de 2006 y 2008 en el archipiélago de Cíes, afectando especialmente a los tramos de costa comprendidos entre Punta Carracido y la playa dos Viños, en la Isla del Faro, y entre Punta Muxieiro y Figueiras, en la Isla de Monteagudo. Debido a las características colonizadoras de esta macroalga, la efectividad de estas acciones es probablemente reducida.

En Galicia se están llevando a cabo varios estudios enfocados a la biología y dinámica poblacional de esta especie invasora. Los dos proyectos que se están realizando, “Efectos del alga invasora *Sargassum muticum* en la estructura y composición de comunidades locales de dos ecosistemas intermareales” (Universidad de Vigo) e “Invasión del alga *Sargassum muticum* en Galicia: alcance y factores que afectan a su expansión (SARGAL)” (Cetmar y Universidade de A Coruña), ayudarán a crear conciencia social y aportarán una importante información sobre la distribución espacial de la especie, los factores que la rigen y posibles mecanismos de prevención o control. Se espera la realización de algunos estudios y trabajos dentro de los límites del Parque durante los próximos 3 años.

Especie	Archipiélago	Localidad	Profundidad
Sargassum muticum	Cíes	Isla Monteagudo, Playa Cantareira	Intermareal inferior
		Isla Faro, Playa Rodas	Intermareal inferior
		Isla Faro, Playa Rodas, Muelle (peirao), Playa dos Bolos, Punta Muxieiro-Figueiras	2-4 m
	Ons	Este, Punta Canteira	0-1 m
	Sálvora	Isla Vionta, playa suroeste	Charcas intermareales
		Punta Pernaprado-Punta dos Bois	0 m
Undaria pinnatifida	Cíes	Isla Monteagudo: Playa Cantareira	Intermareal
		Isla del Faro: Playa Nosa Señora	Intermareal
		Isla sur: margen Este	0-8 m
		Isla del Faro: peirao sur	1-4 m
	Ons	Margen norte	0-16 m
		Margen Este, Punta Canteira	0-12 m
		Isla Onza: margen Este, Punta Laste	3-18 m
	Sálvora	Isla Vionta	Intermareal media-inferior
		Puerto Sálvora, playas norte y sur	Intermareal
		Margen Este: Punta Laxabranca-Prada	0-8 m

Tabla 28. Zonas con registros de las algas alóctonas *Sargassum muticum* y *Undaria pinnatifida* en el Parque Nacional, según Equipo Prestige (2006b) e Informes Técnicos del Parque Nacional (2006, 2007, 2008).

Undaria pinnatifida

Es una especie originaria de Japón, Corea y China (Akiyama & Kurogi, 1982) que ha ampliado enormemente su área de distribución a otros países y continentes durante los últimos años. En las costas españolas esta especie se introdujo en la ría de Arousa en 1990 (Cremades, 1995), extendiéndose posteriormente a otras localidades gallegas (Cremades *et al.*, 2006). En la actualidad ya ha sido descrita en todas las Rías Bajas y, dentro de los límites del Parque Nacional, en los archipiélagos de Cíes y Ons (Arcea, 2008; Cremades *et al.*, 2006).

Las poblaciones intermareales y submareales de esta especie presentes en la costa gallega son propias de localidades moderadamente expuestas a la acción del oleaje. Normalmente alcanzan su mayor desarrollo entre el litoral inferior y el

infralitoral, donde puede llegar hasta los 25 m de profundidad. *U. pinnatifida* se integra como especie acompañante en los bosques de las diversas laminariales de sustratos duros, en sustratos más arenosos junto con *L. saccharina* o en praderas de *Cystoseira baccata*, en fondos de maërl o de cascajo. Se estima que su orden de propagación es 0,5-1,5 km/año en Galicia, pudiendo colonizar rápidamente sustratos recientemente alterados o nuevos; además, sus gametófitos pueden producir dos o más generaciones de esporófitos al año; por otra parte, es una especie propensa a colonizar objetos flotantes o suspendidos (Cremades *et al*, 2006). El origen de su extensa propagación se relaciona con la capacidad de sus gametófitos y esporófitos de adherirse a las embarcaciones y a las estructuras de granjas acuícolas como las bateas; con los vertidos de aguas de depuración de moluscos, así como con las introducciones deliberadas.

El wakame, nombre común con el que se conoce a esta especie, es utilizado en la alimentación humana y cultivado en granjas experimentales y comerciales en varios países, dada su elevada importancia económica (Salinas *et al.*, 2008). Recientemente, se ha comenzado a consumir en Europa, por lo que sus poblaciones están siendo explotadas en países como Francia y España, donde se han realizado varias experiencias de cultivo que, en la actualidad, están siendo transferidas al sector industrial en Galicia. El cultivo de esta especie en un futuro cercano en las rías gallegas, obviamente incrementará su grado dispersión en el medio natural.

Varios investigadores piensan que la aparición de *U. pinnatifida* en zonas marinas produce la pérdida de biodiversidad de las comunidades en que se integra, afectando especialmente a otras macroalgas con las que compite por el espacio (Casas *et al*., 2004). Según Cremades *et al.* (2006), *U. pinnatifida* parece manifestarse como mejor colonizadora frente a otras especies autóctonas en aquellos ambientes que han sido alterados por el hombre. Esta particularidad es muy importante, ya que puede tener consecuencias directas relacionadas con los planes de manejo de la especie en el Parque Nacional y en los planes de extracción de recursos marisqueros. Los efectos directos o indirectos sobre algunos de los hábitats marinos del Parque se exponen en posteriores secciones descriptivas de los factores que les afectan, de forma más específica.

Codium fragile subsp. *tomentosoides*

Codium fragile subsp. *tomentosoides*, original de Japón, se considera una de las especies con mayor capacidad de invasión. Actualmente se encuentra distribuida por todo el litoral gallego. Coloniza zonas desde el litoral medio al infralitoral, siendo frecuente además en zonas portuarias.

Su amplia distribución parece ser debida a la introducción accidental en el comercio de marisco; enganchada a los cascos de los barcos; fijada a cuerdas, cabos y amarres de los mismos barcos; en tanques de lastre, así como por causas naturales a través de ejemplares que flotan libremente en el océano.

Esta alga compite y desplaza a otras especies nativas del mismo género, como *Codium tomentosum*, *C. decorticatum* y *C. fragile atlanticum* (Pérez-Cirera *et al.,* 1989). Su presencia y expansión actual dentro de los límites del Parque se desconoce. El programa de seguimiento del Prestige sobre el intermareal y submareal rocoso del Parque registró muchas localidades donde, en los primeros metros del litoral,

abundaban horizontes de *C. tomentosum*, en conjunción a veces con *C. fragile* y/o *Ulva rigida* (Equipo Prestige, 2006b). Debido a la similitud existente entre estas especies, cabe la posibilidad de confusiones con *C. fragile* subsp*. tomentosoides.*

Dasya sessilis

La presencia de esta macroalga rodófita en las costas gallegas ha sido recientemente revisada por Peña & Bárbara (2006c). Introducida hace más de 16 años, en la actualidad está presente en todo el litoral gallego, incluyendo las rías de Vigo, Pontevedra y Arousa.

D. sessilis aparece desde el intermareal inferior y el submareal, hasta los 16 m de profundidad en costas expuestas o semiprotegidas, donde se fija a distintos fondos (rocas, fango, cascajo, maërl y conchas de moluscos como el mejillón). También aparece con frecuencia en zonas de cultivos acuícolas y puertos, coexistiendo con otras algas exóticas como *Heterosiphona japonica* y *Undaria pinnatifida*. En el Mediterráneo francés, *D. sessilis* ha desarrollado poblaciones dominantes en algunos lagos costeros. Otras especies de *Dasyaceae* tienen una gran capacidad invasora en el Mar del Norte gracias a su facilidad de regeneración a partir de pequeños fragmentos. Se desconoce su presencia y expansión actual dentro de los límites del Parque.

Grateloupia turuturu

El alga japonesa *Grateloupia turuturu* está presente en las costas gallegas desde principios de los años 90 y, en menos de 10 años, se ha propagado por el resto de la región, continuando su expansión en la actualidad, según Bárbara & Cremades (2004).

Esta especie alóctona parece coexistir con la especie autóctona *G. lanceola* en estas costas (Bárbara & Cremades, 2004), aunque parece haber algunas diferencias en los nichos ecológicos que ocupa cada una. Así, *G. turuturu* aparece generalmente en charcas intermareales hasta los 5 metros de profundidad en localidades semiexpuestas o protegidas, y en granjas de acuicultura, mientras *G. lanceola*, por el contrario, habita niveles litorales superiores. En algunas charcas intermareales, ambas especies pueden coincidir con otras especies exóticas como *Sargassum muticum* o *Undaria pinnatifida*. Su abundancia puede aumentar hasta llegar a cubrir prácticamente todo el sustrato del intermareal medio e inferior.

Se desconoce su presencia o extensión en el Parque Nacional.

Moluscos, crustáceos y otros invertebrados

Hasta la fecha se han descrito en aguas gallegas 23 especies de moluscos estrictamente marinos introducidos (16 gasterópodos, 6 bivalvos y 1 poliplacóforo), posiblemente por buques y por el transporte de productos acuícolas desde otras zonas (Arcea, 2008). La mayoría de las especies de gasterópodos introducidos son predominantemente carnívoros que se alimentan de bivalvos, otros gasterópodos y pequeños crustáceos. Entre ellos se encuentran *Gibbula adriatica, G. albida, G. adansonii*, el múrex *Heraplex trunculus* o la babosa de mar *Haminoea japonica.* Nuevas citas de moluscos exóticos para las aguas gallegas, como el caracol invasor *Rapana venosa* y el múrex *Bolinus brandaris* (Rolán & Bañón, 2007; Bañón *et al.,*

2008), subrayan la continua dispersión de especies a zonas ubicadas fuera de su distribución natural. También hay registros de varios crustáceos exóticos como el cirrípedo australiano de intermareal *Elminius modestus*, así como un parásito copépodo invasor del mejillón, *Mytiticola intestinalis*. Su proliferación puede acarrear fuertes impactos tanto sobre las comunidades marinas como en la industria marisquera que sustentan los organismos a los que colonizan.

Otras especies alóctonas como la ostra americana *Crassostrea virginica,* la navaja *Ensis minor* o la almeja japónica *Ruditapes philippinarum*, son especies introducidas para su cultivo. La almeja japónica representa, a día de hoy, el 37 % de la producción de almejas en Galicia, desplazando en cuantía a la producción de almejas locales en algunas localidades, según datos oficiales de venta en lonja durante 2005 (Ojeda *et al.*, 2005). Algunos parques acuícolas, como los de la Asociación de Carril, llegan a cultivar almeja japónica a densidades de 500-800 ind/m^2 cerca de la isla de Cortegada. La almeja japónica utiliza el mismo nicho ecológico que la almeja fina *R. decussatus*, y la propagación de la primera puede afectar a las poblaciones de especies autóctonas, facilitando también el desarrollo de nuevas enfermedades y parásitos.

Prevención contra la introducción y control de especies invasoras

La presencia de todas las especies señaladas está descrita en las rías de Pontevedra, Vigo y Arousa, por lo que, en condiciones propicias, podrían haber extendido su colonización a las aguas del Parque Nacional. Sin embargo, en estos momentos se desconoce en gran medida las interacciones con las comunidades costeras donde se establecen. Las vías de entrada parecen diversas, pero la desinformación es evidente y señala la necesidad de establecer varias líneas de actuación en el Parque Nacional.

Es necesario, sin embargo, ser muy prudente a la hora de aplicar soluciones para el problema de las especies invasoras, ya que la no comprensión del comportamiento de los ecosistemas hace que siempre exista el riesgo de producir otro problema aún mayor que el inicial. La única forma eficaz de acabar con estas especies invasoras es poniendo el máximo cuidado a la hora de controlar e impedir su diseminación. En líneas generales se recomienda:

- Desarrollar un Plan de Acción para el control de especies exóticas invasoras de procedencia marina (adecuado para cada especie).

- Fortalecer el sistema de seguimiento de las especies exóticas invasoras mediante el mantenimiento de una lista de incidentes sobre introducciones de estas especies.

- Desarrollar actividades de educación para el control de las especies exóticas invasoras.

10.3.2.3. Contaminación

En el litoral de las Rías Bajas, los vertidos contaminantes más importantes proceden de las aguas residuales, los pesticidas, la industria, los hidrocarburos y sus derivados (Beiras *et al*., 2003; Howarth *et al.,* 2005; Nieto *et al.,* 2006).

Muchos de los metales pesados se presentan de forma natural en concentraciones bajas, excepto en áreas localizadas, donde su concentración aumenta debido a la influencia antropogénica. El gran incremento en el uso de metales pesados en los últimos decenios, es lo que ha llevado a que éstos afecten a los ecosistemas costeros donde son vertidos por las industrias emplazadas en el litoral o difundidos mediante, por ejemplo, la utilización de pinturas *antifouling* en los barcos. De esta manera, las máximas concentraciones de muchos de estos contaminantes pesados están localizadas en las grandes zonas de actividad portuaria, como el puerto de Vigo (Beiras *et al*., 2003; Howarth *et al.,* 2005). El transporte por las mareas y la ingestión por organismos del plancton provocan, sin embargo, la dispersión de algunos de estos materiales, e incrementan sus concentraciones en otras zonas cercanas a la boca de las rías y al Parque Nacional.

La importancia de muchos de estos contaminantes radica en su elevada toxicidad en pequeñas concentraciones, provocando efectos agudos con mortalidades inmediatas, alteraciones importantes en los mecanismos de reproducción de organismos marinos o mutaciones generadoras de declive de poblaciones. La ría de Pontevedra está afectada por metales pesados (mercurio, cobre, zinc y plomo) procedentes de la producción industrial, en especial del complejo industrial de Ence-Elnosa, cuyos emisarios, hasta el año 2003, estaban situados al suroeste de la isla de Tambo, en el centro de la ría. La fuerte contaminación presente en sedimentos, aguas y moluscos comerciales ha incrementado las presiones para que se establezcan medidas para la reducción de estos vertidos industriales en la ría. Según un informe de OSPAR, los mejillones de la ría de Pontevedra presentan los niveles más altos de contaminación por mercurio del Atlántico Noreste (Iniesta & Blanco, 2005; Beiras *et al*., 2003).

Tanto la ría de Vigo como la ría de Arousa sufren una contaminación de moderada a considerable por metales pesados en sus aguas, sedimentos y biota. La ría de Vigo, además, representa la zona más poblada de las rías gallegas, con un fuerte desarrollo urbanístico y un número de habitantes superior a los 450.000 (77% concentrado en la ciudad de Vigo). Son bien conocidos los altos niveles de contaminación existentes en la ría, procedentes del desarrollo de la industria del metal y de factorías de procesado de alimentos (Howarth *et al.,* 2005; Beiras *et al*., 2003). Las zonas exteriores de la ría reciben, asimismo, las descargas de dos grandes plantas de tratamiento de residuos urbanos, de las 6 establecidas en la ría desde el año 2000. Con anterioridad a la construcción de estas plantas, los vertidos eran directamente evacuados a las aguas de la ría.

El exceso del aporte de nutrientes causa eutrofización en grandes zonas marinas. La eutrofización costera, debida a la baja capacidad de depuración de las plantas existentes, es un problema de creciente preocupación, siendo las rías gallegas ecosistemas especialmente sensibles a este fenómeno, debido a su confinamiento y su particular funcionamiento ecológico (Villares & Carballeira, 2006). Los cambios en

las comunidades algales, la proliferación masiva de algas verdes, la dispersión de bacterias y las fluctuaciones inducidas por la eutrofización en las comunidades de zoobentos, pueden afectar tanto al ecosistema marino en su conjunto, como a determinados recursos marinos de interés comercial (moluscos) y a las actividades recreativas en zonas costeras del Parque Nacional.

El intenso tráfico de embarcaciones, barcos de pesca y de transporte de mercancías, provoca un continuo aporte de hidrocarburos, químicos industriales y derivados del petróleo a las aguas. Accidentes como el hundimiento de los petroleros Polycommander, en Cíes en 1970 y, más recientemente, el Aegean Sea (1992) y el Prestige (2002), son muestras extremas de los efectos de estos componentes en el medio marino (Iniesta & Blanco, 2005). Los organismos sésiles del intermareal desaparecen por el cubrimiento directo por hidrocarburos y la intoxicación derivada del proceso de filtrado del agua de mar contaminada. Otros organismos no sésiles, como muchos peces, experimentan las consecuencias de la acumulación de sustancias tóxicas en sus órganos vitales y en sus reservas de grasa, al alimentarse de organismos del plancton marino afectados también por los vertidos. En fondos específicos, como aquellos formados por corales blandos y gorgonias, el petróleo puede producir alteraciones en la tasa de reproducción y en la densidad de las poblaciones de pólipos, afectando consecuentemente a la composición de especies y al hábitat.

Todos estos contaminantes representan un grave peligro para las aguas del Parque Nacional, situado en la boca de las rías de Vigo, Pontevedra y Arousa, por lo tanto bajo la influencia del transporte y deposición de muchos de estos contaminantes, mediante el intercambio periódico estuarino con las rías. La gestión integrada de las zonas costeras en las rías es la mejor herramienta para reducir el impacto de los contaminantes en el Parque Nacional.

Durante los cuatro últimos años se han depositado entre las islas de Ons y Sálvora aproximadamente 1,4 millones de m^3 de lodos contaminantes procedentes del dragado de puertos y dársenas. Como se mencionó anteriormente, las zonas portuarias tienden a acumular las mayores concentraciones de metales pesados, hidrocarburos y aceites, cuyas fracciones insolubles se depositan en sus fondos. Muchos de estos componentes son altamente tóxicos para la fauna y flora marina, incluyendo especies comerciales, debido a los mecanismos de bioacumulación de residuos a lo largo de la red trófica. Se desconoce si se ha llevado a cabo algún tratamiento descontaminante de estos vertidos, y si se ha evaluado la potencialidad de expansión, por la acción de corrientes y mareas, sobre los fondos marinos del Parque Nacional.

10.3.2.4. Mareas rojas

Las mareas rojas son fenómenos muy comunes en las Rías Bajas, y están causadas por la proliferación de algas del grupo de los dinoflagelados, como *Prorocentrum micans, Dinophysis acuminata, D. acuta, Gymnodinium catenatum, Heterosigma akashimo* (Blanco *et al*., 2005; Crespo *et al*., 2008).

Las condiciones ambientales existentes en las rías han favorecido la proliferación de estas especies tóxicas, con importantes implicaciones biológicas y de salud pública. La desintoxicación de los moluscos de manera natural, una vez que han

desaparecido los dinoflagelados tóxicos de las aguas, puede producirse en períodos de tiempo breves como en el caso de *Mytilus galloprovincialis*, o tardar meses o años, como en el caso de *Crassostrea virginica* (Blanco *et al*., 2005).

El Centro de Control da Calidade do Medio Mariño, ubicado en la ría de Arousa, realiza el control de los eventos de mareas rojas en todas las zonas costeras gallegas y, en concreto, en las zonas dedicadas a cultivo o marisqueo de bivalvos, formando un sistema de detección temprana de estos eventos y de toma de decisiones para la apertura y cierre de explotaciones. La monitorización está centrada en el sistema pelágico y en el registro de variables oceanográficas, abundancia de fitoplancton y niveles de toxinas en la columna de agua y en bivalvos. Si bien existe cierta periodicidad en la ocurrencia de floraciones nocivas, aún es imposible predecir certeramente estos eventos. En general, la frecuencia de aparición de mareas rojas y el número de especies tóxicas está aumentando constantemente, provocando un cambio paralelo en la estructura del fitoplancton de las masas de agua y una disminución en la extensión e intensidad de los afloramientos de aguas frías en las rías (Crespo *et al*., 2008; Álvarez-Salgado *et al*., 2008).

Las mareas rojas son cada vez más frecuentes en las rías que confluyen en el ámbito del Parque Nacional. El impacto de estos eventos puede ser severo sobre la biota acuática, los recursos pesqueros, la salud pública, el uso recreativo de espacios costeros y las fuentes de agua potable. Las mareas rojas pueden producir, en ciertos casos, una mortalidad importante de peces, mariscos y de aves ictiófagas (Álvarez-Salgado *et al*., 2008, Naar *et al*, 2002). El riesgo de afloramientos de especies tóxicas es, sin embargo, menos conocido en lo referente a la posible alteración en la estructura de las comunidades y a la estabilidad del ecosistema. Las toxinas se pueden acumular desde los organismos filtradores de fitoplancton, como cnidarios, moluscos o algunos crustáceos, hasta los principales depredadores, como peces, cetáceos o aves marinas.

10.3.2.5. Acuicultura

En el entorno del Parque Nacional existe un importante desarrollo de la acuicultura, especialmente del cultivo de moluscos (Álvarez-Salgado *et al*., 2008). Los desechos de algunas de estas actividades causan el enriquecimiento en nutrientes, y la eutrofización de los fondos donde se realizan y en los de su alrededor. Por ejemplo, debido a la alteración de las características físico-químicas de los fondos situados debajo de las bateas, donde se registran elevados contenidos de materia orgánica y ocasionalmente muy bajas concentraciones de oxígeno, las comunidades bentónicas adaptadas a las condiciones anteriores al cultivo del mejillón son desplazadas por otras comunidades más adaptadas a las condiciones ambientales creadas por los cultivos (Conde & Domínguez, 2004).

El uso de agentes químicos en los cultivos acuícolas provoca cambios en la cantidad y la calidad de la actividad microbiana, efectos tóxicos en poblaciones naturales, alteración de la biodiversidad y transferencia de patógenos, entre otros efectos (Borja, 2002). La introducción de especies alóctonas para su uso en cultivos, conlleva un empobrecimiento de la biodiversidad del ecosistema debido a la competencia e hibridación con las especies autóctonas y a la alteración de las redes tróficas (Ross *et al*., 2008).

Los diferentes gradientes ambientales y el hidrodinamismo de corrientes y mareas, así como el tipo y grado de intensidad de las actividades de acuicultura, van a provocar distintos efectos, visibles o no, a nivel de estructura y composición de especies que alberga el Parque (Álvarez-Salgado *et al*., 2008; Hall- Spencer *et al.,* 2006). Para garantizar una acuicultura sostenible y la conservación e integridad de las comunidades marinas, que aseguren la conservación del ámbito marino del Parque, es necesaria una gestión integral de las rías, basada en el establecimiento de la capacidad total de carga del ecosistema junto con los efectos sinérgicos de otras actividades.

10.3.2.6. Cambio global (cambio climático y oceánico)

Se espera que el cambio global tenga muchos efectos en la dinámica de los océanos (Richardson, 2008). Las predicciones dentro de este contexto indican que se producirán variaciones en el rango de temperaturas marinas. La temperatura es, probablemente, el factor individual más importante en la estructura del ecosistema marino. Influye tanto en la estabilidad de la columna de agua como en los afloramientos ricos en nutrientes y su producción a nivel costero. Las variaciones en los nutrientes limitantes repercuten irremediablemente en la abundancia, diversidad y estructura poblacional del fitoplancton, zooplancton y, finalmente, del resto de la cadena trófica. Cambios en el régimen de temperaturas de las aguas costeras pueden, asimismo, alterar las rutas de migración de cardúmenes de peces, reducir la cobertura de algas laminariales y disminuir significativamente la producción primaria que sustenta toda la cadena trófica (Suchanek, 1994; Richardson, 2008).

También se espera que otros factores limitantes de la productividad marina resulten afectados por el cambio climático, como la frecuencia de ciclones, el régimen de vientos o la abundancia de precipitaciones. La intensidad de los vientos en las Rías Bajas continuará disminuyendo, como se ha venido observando durante los últimos años (Álvarez-Salgado *et al.,* 2008). Este proceso afectará directamente a la época e intensidad de los afloramientos costeros, fuente de la riqueza ecológica marina de Galicia. Los cambios de vientos tendrán efectos directos en el reclutamiento de especies como la sardina *Sardina pilchardus* o el pulpo *Octopus vulgaris*, cuyos ciclos de vida están fuertemente ligados a las variaciones estacionales que suceden en el litoral (Otero *et al*., *in press*). Asimismo, la menor intensidad de los vientos en las Rías Bajas provocará un incremento en la tasa de renovación de masas de aguas en las rías y, consecuentemente, un posible aumento en la frecuencia de mareas rojas en el interior (Alvarez-Salgado *et al.,* 2008).

La comisión de OSPAR publicó, en el año 2006, un documento sobre la rápida acidificación de los océanos, la cual indica que los altos niveles de dióxido de carbono en la atmósfera están cambiando el ciclo químico del carbono en los océanos 100 veces más rápido que en los últimos 100.000 años. Esta disminución del pH (acidificación) reduce el carbonato disponible en el agua necesario para el crecimiento de muchos organismos. La rápida acidificación de los océanos hará que la producción de carbonato cálcico, estructura formadora del esqueleto o concha de organismos marinos tales como el coral, los mejillones, los erizos, el maërl y el fitoplancton, sea más difícil. En la actualidad, se desconoce la mayoría de los efectos a nivel de especie y cómo repercuten a nivel de las comunidades y del ecosistema.

10.3.3. Descripción de hábitats y especies marinas

10.3.3.1. Comunidades de maërl

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Las comunidades de maërl se encuentran englobadas en el hábitat de interés comunitario "Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda" (Cód. 1110 del Anexo I de la Directiva Hábitat). Dos especies de maërl, *Phymatolithom calcarium* y *Lithothamnium corallioides*, están incluidas en el Anejo V de la Directiva Hábitats (92/43/EEC) como especies de interés comunitario y cuya explotación debe ser regulada.

En Galicia, *Phymatolithom calcarium* y *Lithothamnium corallioides* son las dos especies de algas coralinas predominantes en estos fondos, estando incluidas en el Catálogo gallego de especies amenazadas en la categoría "Vulnerable".

Los principales bancos de maërl en la región están localizados a lo largo del canal central de las rías, entre los 5-35 m de profundidad y en zonas semiprotegidas de la acción oceánica pero con elevado hidrodinamismo (Peña & Bárbara, 2004, 2006a). Los pescadores denominan a este tipo de fondo como "arena de coral", "coral", "arneste" o "brujal", según las zonas (Peña & Bárbara, 2006a).

La diversidad florística encontrada hasta la fecha, con 232 especies de algas coralinas descritas a lo largo del litoral gallego, los sitúan entre los fondos de maërl biológicamente más ricos de Europa, después de los del Reino Unido y Francia. Las comunidades de maërl gallegas tienen unas 63 especies únicas no citadas todavía en ninguna otra zona del Atlántico Norte o del Mediterráneo. Esta lista sin embargo podría variar en un futuro, debido a que continuamente se descubren nuevas especies.

Los fondos de maërl del Parque Nacional se estima representan un 33% de los fondos de maërl gallegos. Se han descrito 47 bancos que cubren una extensión de 16 km^2 localizados en la fachada más resguardada de la acción del oleaje de los archipiélagos de Sálvora, Ons y Cíes (Peña & Bárbara, 2006b).

Los bancos de maërl del Parque son de una elevada riqueza florística, con un total de 130 especies descritas hasta el momento, y con tan solo un 45% de especies comunes entre los tres archipiélagos, lo que denota también un gran nivel de singularidad entre las distintas comunidades de las islas (Peña & Bárbara, 2006b).

Según el aspecto de los bancos, Peña y Bárbara (2006b) clasificaron los fondos maërl como:

- Ripples con maërl muerto en las crestas y maërl vivo con epiflora en las zonas del valle, representado en el Archipiélago de Cíes.
- Fondo de maërl dominado por cascajo, presente en Ons.
- Vegetación densa de algas sobre el maërl, en Cíes.
- Zona de Ripples, en Sálvora.

- Fondo de maërl y cascajo, en Sálvora.

Identificación y justificación del estado de conservación

Son escasos los estudios orientados a determinar en detalle la distribución de estos fondos, las especies que lo componen, la dinámica poblacional de los taxones principales y los factores ecológicos que los modelan, sobre los cuales poder definir estados de conservación.

Una revisión completa de los trabajos realizados en Galicia puede encontrarse en Peña & Bárbara (2008). Los mismos autores describen cómo por lo menos 10 fondos de maërl del litoral gallego se encuentran totalmente degradados, 9 han reducido considerablemente su extensión y 19 se encuentran en estado parcial de degradación.

El maërl puede acumularse formando mantos de material vivo y muerto. Sin embargo, estudios científicos han observado que se produce un gran descenso en el número de especies en aquellos bancos donde hay mayor cantidad de material muerto (Equipo Biomaërl, 2003). Parece así que no sólo la estructura física generada por estas algas, sino que también el maërl vivo regula en cierta medida el grado de diversidad que sostiene este tipo de fondos.

De acuerdo a la información recogida en Peña & Bárbara (2006b), en el Parque Nacional los bancos de maërl de mayor extensión (6 km^2), diversidad florística (102 especies) y mayor densidad y proporción de material vivo, están localizados en la fachada nordeste del archipiélago de Sálvora, a una profundidad entre los 4-12 m. En el archipiélago de Ons, situados en la zona Noreste de la isla, hay 17 bancos de variado porcentaje de cobertura, siendo los más densos (75-100% de maërl; 50-80% maërl vivo) los de las comunidades de la zona norte. Fondos mixtos de cascajo y piedra y con menos del 25% de cubierta de maërl se localizan en la zona sur. En el archipiélago de Cíes, los bancos más abundantes y en mejor estado de conservación (60-100% maërl vivo y 5 cm de espesor) se sitúan en el canal entre las islas de Monteagudo y del Faro, y en el área de cabo Bicos (Figuras 12 a 14).

El accidente del Prestige también afectó a los fondos de maërl del Parque Nacional (CIS, 2006b). Durante los muestreos de seguimiento anuales de sus efectos (años 2003-2006), se observaron cambios en la estructura y composición de la fauna de maërl. En 2006 aún se apuntaba la presencia de hidrocarburos en los fondos de la isla de Ons, aunque en menor concentración. Al no poseer datos anteriores al accidente, las variaciones observadas son difíciles de valorar.

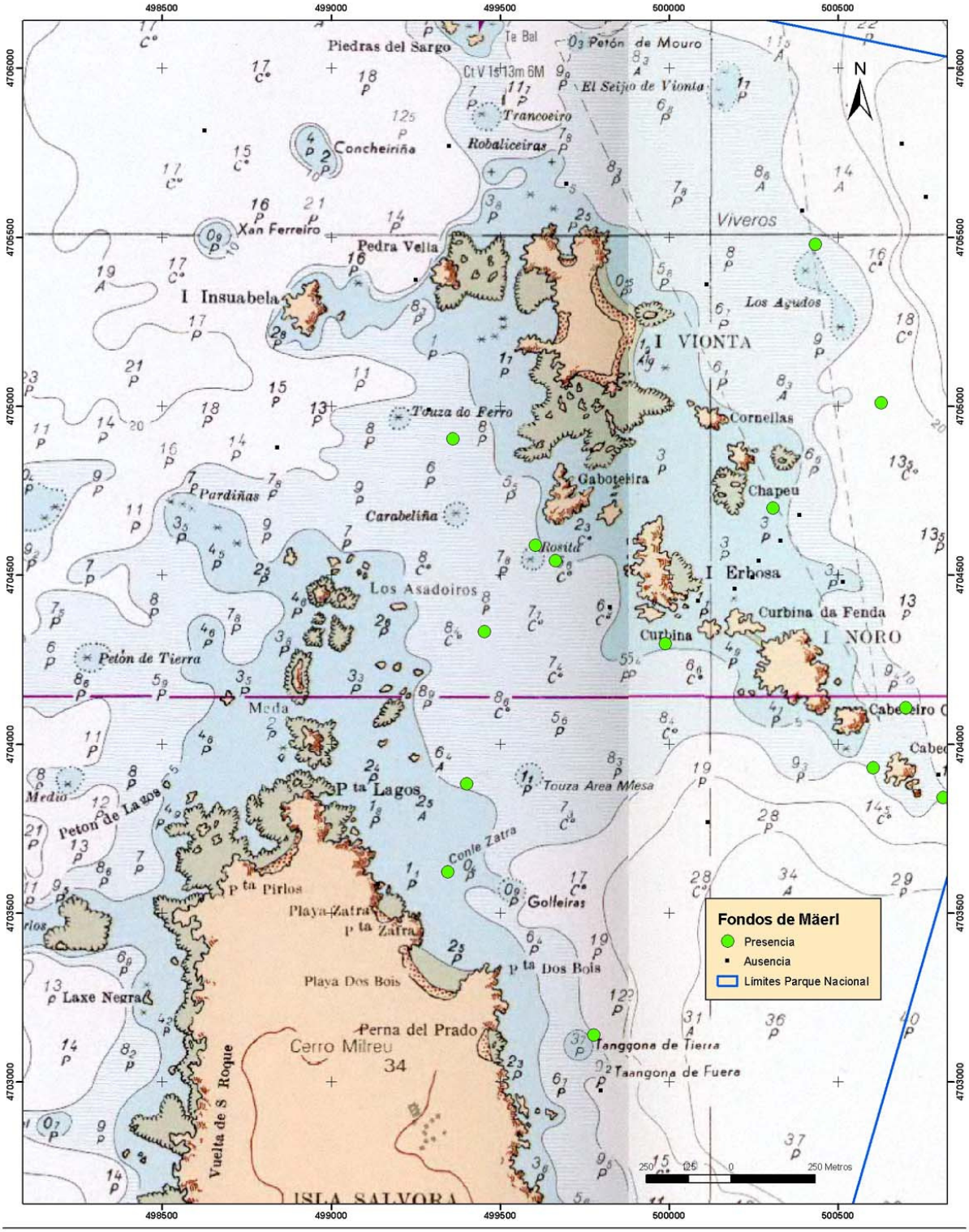


Figura 12. Distribución de fondos de maërl en el archipiélago de Sálvora.

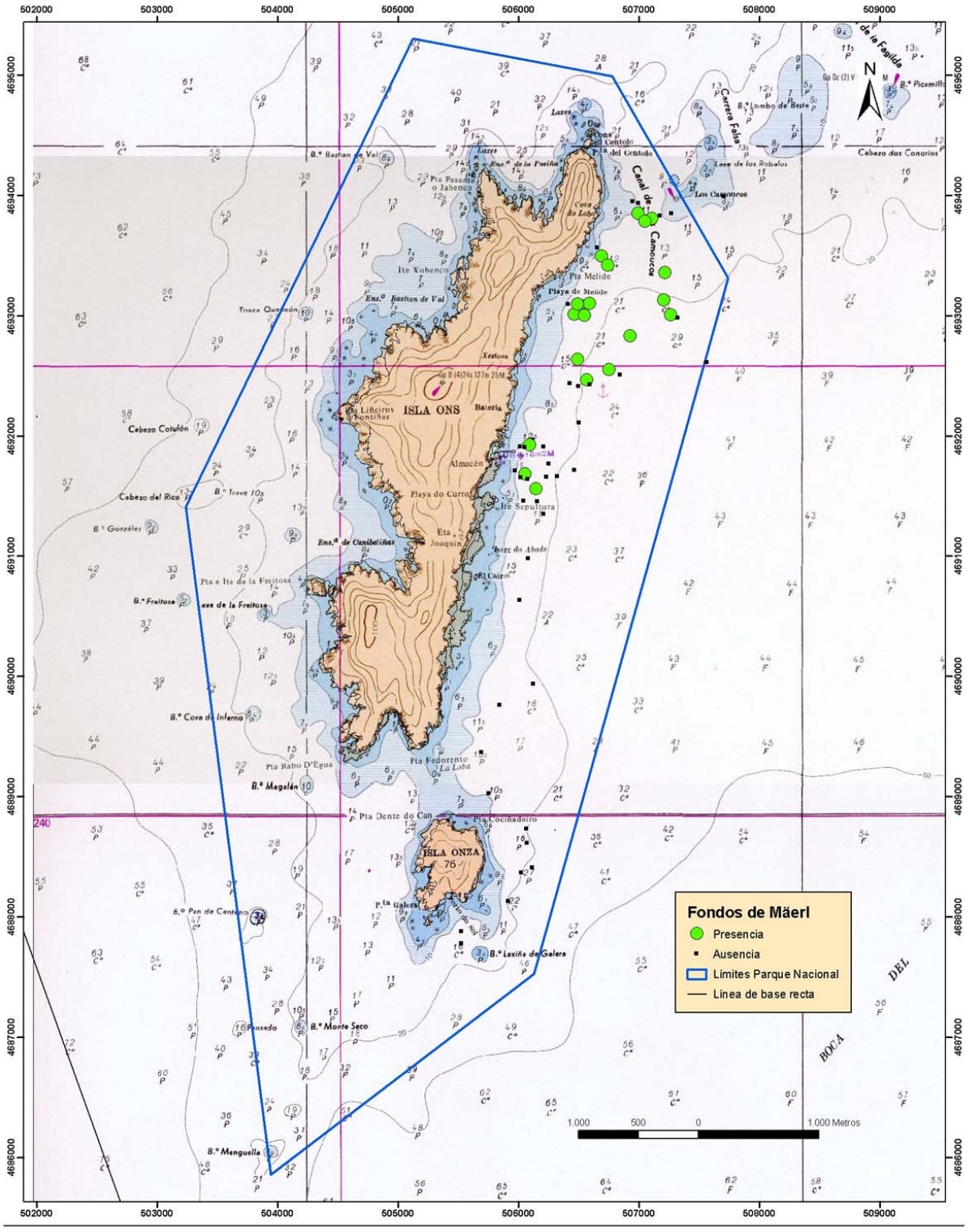


Figura 13. Distribución de fondos de maërl en el archipiélago de Ons.

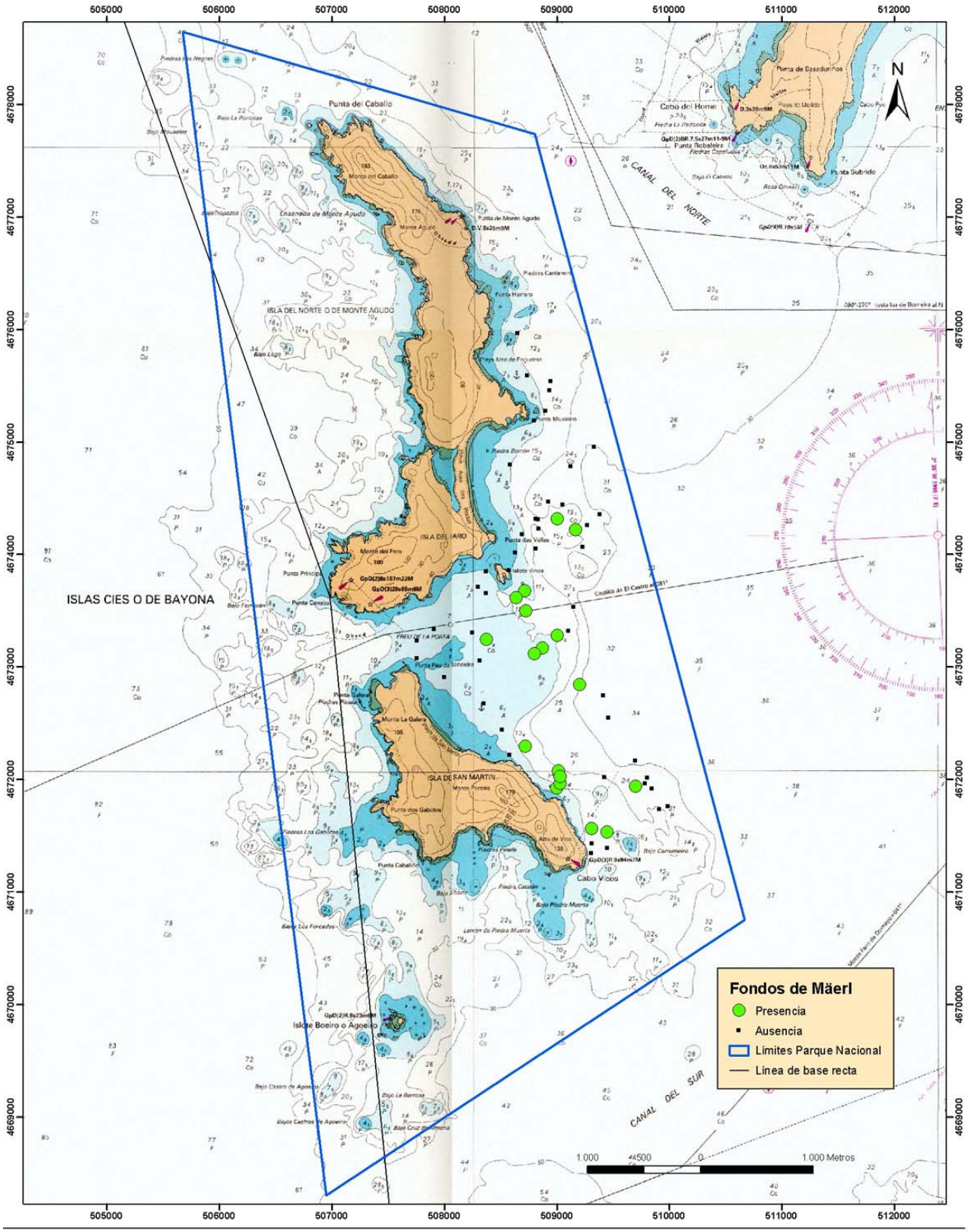


Figura 14. Distribución de fondos de maërl en el archipiélago de Cíes.

Factores con los que interacciona el valor

Impactos físicos

Extracción comercial

En Galicia, el maërl era tradicionalmente extraído y utilizado principalmente como fertilizante para terrenos agrícolas con alta acidificación (Equipo Biomaërl, 1999). Se desconoce la situación actual de esta actividad.

Pesca

Debido a su riqueza biológica, los fondos de maërl se reconocen como zonas de alta actividad y producción pesquera. El uso de redes de arrastre o dragas produce un cambio en los fondos y el deterioro de las comunidades, reduciendo su diversidad biológica y la productividad económica. En algunas comunidades de maërl destruidas por la pesca, no se han comprobado signos de recuperación años después del cese de la actividad pesquera (Hall-Spencer & Moore, 2003). Estudios realizados comparando fondos de maërl control con fondos sometidos a un cierto impacto de arrastre han puesto de manifiesto que las técnicas de pesca de arrastre, cambian la estructura de los sedimentos (se produce enfangamiento y destrucción mecánica) e impactan negativamente sobre las comunidades de maërl por enterramiento de sus estructuras vivas (Equipo Biomaërl, 2003). Técnicas de pesca con artes de arrastre, como los rastros de vieira (zamburiña) y el endeño remolcado (ameixa rubia) que se utilizan a lo largo del Parque, pueden ser factores importantes que afecten negativamente al estado de conservación y al mantenimiento productivo de estas ricas comunidades, como ya se ha demostrado en las costas escocesas (Hall-Spencer & Moore, 2000).

Extracción y depósito de sedimento

Las comunidades de maërl están directamente relacionadas con actividades que alteren la concentración de sedimentos en la columna de agua. Los materiales podrían depositarse sobre los fondos de maërl vivo, ocupando el espacio existente entre sus estructuras, pudiendo incluso llegar a cubrirlo en su totalidad.

Barreras o estructuras que reduzcan el flujo mareal y que puedan obstruir o reducir el flujo de corrientes, podrían afectar negativamente al maërl y sus comunidades asociadas. La construcción de embarcaderos, pasos y puentes, especialmente entre islas, podrían ser bloqueadores potenciales de corrientes que afectarían a estas comunidades.

Impactos químicos

Eutrofización

P. calcarium, la especie más abundante entre la estructura compleja de algas coralinas de maërl (70% de su estructura), es extremadamente sensible a la presencia de sedimento fino con gran contenido de materia orgánica y sulfuro. La eutrofización (incremento de materia orgánica en suspensión) originada por el desarrollo de diversas actividades en el litoral, ha sido relacionada con los cambios en las comunidades biológicas de maërl y con el descenso de su diversidad en las rías

gallegas (Sánchez-Mata *et al.,* 1999) y zonas del Reino Unido (Hall-Spencer *et al.,* 2006). Peña & Bárbara (2008) señalaron a la eutrofización producto del cultivo de mejillón en bateas, como el factor responsable del deterioro de determinados fondos coralinos en Galicia. Se necesitan sin embargo más estudios sobre los factores dominantes y sobre la medida en que afectan a estas comunidades.

Impactos biológicos

Cambio global

Otra grave amenaza para estos ecosistemas es el cambio climático, ya que los cambios en las temperaturas y la acidificación del mar pueden afectar al ritmo de calcificación de estas algas y por lo tanto a su producción. La acidificación de los océanos producirá el descenso de carbonato disuelto y del pH en la columna de agua. Este proceso podrá reducir asimismo la capacidad de estas algas para formar sus estructuras calcáreas y su proceso de crecimiento (Raven *et al*., 2005).

La distribución de maërl también podrá verse afectada en función de la capacidad fisiológica de cada especie en adaptarse a otros rangos de temperatura distintos a los actuales. Un aumento de temperatura de 2ºC podría favorecer la expansión de especies de alga de maërl menos resistentes al frío hacia el norte, como *L. coralloides*, y reducir la presencia de otras como *L. glaciale* (Birkett *et al*., 1998). Los efectos también se pueden manifestar en otros miembros de la comunidad de maërl. Por ejemplo, diversos episodios de mortalidad de animales suspensívoros integrantes de la comunidad, a lo largo de cientos de kilómetros de fondos maërl del Mediterráneo, han sido relacionados con las altas temperaturas que se han alcanzado en las aguas de forma prolongada (Birkett *et al*., 1998).

Especies invasoras

No se ha evaluado todavía el impacto que podrían ejercer especies invasoras, aunque Peña y Bárbara (2008) hacen referencia a la presencia de 10 especies algales no autóctonas durante sus estudios de maërl en las rías. Entre ellas se encontraron regularmente las macroalgas no calcáreas, *Dasya sessilis, Heterosiphonia japonica, Neosiphonia harveyi, Sargassum muticum, Undaria pinnatifida* y *Codium fragile* subsp. *tomentosoides.*

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones de conservación para preservar los fondos de maërl del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los factores influyentes en este tipo de hábitat.

Programa de monitorización de los factores

No está planteado ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan las comunidades maërl en los límites del Parque. No obstante, se realizaron algunos muestreos anuales puntuales sobre la fauna de fondos de maërl

entre los años 2003 y 2006 dentro del programa de seguimiento del accidente del Prestige.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización sobre estas comunidades.

Recomendaciones

No existe suficiente información para poder llegar a establecer los límites a los factores de amenaza identificados, que permitan la recuperación de aquellas comunidades de maërl que lo necesiten y asegurar la continuidad del buen estado de las restantes. Los objetivos específicos del Parque Nacional deberían estar enmarcados en mantener la estructura, extensión, riqueza de especies y distribución de los fondos de maërl y sus comunidades asociadas.

Con los datos disponibles en la actualidad se podría señalar que:

- Los fondos de maërl son muy sensibles a ser dañados por las artes de pesca de arrastre, tratándose de comunidades que se recuperan muy lentamente. Artes de pesca como rastros de vieira y endeño remolcado no se deberían utilizar sobre estos fondos. Se plantea así la prohibición de este tipo de artes en las zonas en las que estén presentes comunidades de maërl (Figuras 12 a 14).

- Como prohibición cautelar, este tipo de pesca no debería tampoco realizarse sobre un contorno de 350 m alrededor de las zonas delimitadas anteriormente, para evitar una cantidad excesiva de sedimentos en suspensión, enterramiento de maërl vivo desplazado por corrientes y otros posibles efectos en comunidades de maërl cercanas. Este tipo de delimitación espacial ha sido ya propuesta para la protección de otros fondos de maërl en Europa (UK Marine SACs Project).

- Se debe asegurar que los nuevos planes de acuicultura u otro tipo de operaciones que puedan provocar eutrofización de las aguas, recubrimiento con sedimentos, o reducción del flujo de aguas, no afectarán a las áreas de conservación de maërl.

- Como recurso no renovable y ecológicamente frágil, la extracción comercial de maërl debe ser prohibida.

Se recomienda establecer un programa de seguimiento de las comunidades de maërl del Parque Nacional, a través del cual se complete la información relacionada con su diversidad biológica y se monitorice su recuperación y estado de conservación.

Debido a la complejidad y diversidad de estos hábitats, los estudios de monitorización requieren de un equipo con un nivel de conocimiento técnico muy elevado. Se propone un sistema de monitorización sencillo en zonas seleccionadas, que abarque varios aspectos y que permita seguir los cambios producidos por fluctuaciones naturales o actividades humanas. Se sugiere examinar, a lo largo del

tiempo, poblaciones de maërl seleccionadas en cada uno de los tres archipiélagos, y recoger anualmente datos de:

- Distribución de comunidad de maërl y sus dimensiones (ha).

- Cobertura de maërl (densidad de la capa).

- Ratio maërl vivo/muerto (%).

- Diversidad de algas calcáreas (Índice de riqueza específica).

- Calidad del agua, salinidad y temperatura.

- Diversidad de fauna asociada (en la medida de lo posible).

Resultaría también de gran utilidad desarrollar mapas de distribución de fondos de maërl, que incluyan información sobre su estado de conservación, riqueza faunística y variación temporal e intensidad y tipo de usos si los hubiera.

Hay otros factores que en mayor o menor medida podrían afectar a estas comunidades a medio o largo plazo, como podrían ser: a) la contaminación por hidrocarburos, b) el fondeo de barcos, o c) vectores de enfermedades procedentes de granjas de acuicultura cercanas. Para ello se necesita identificar cuales son los factores de amenaza más importantes, y determinar y comprender de que manera ejercen sus efectos sobre las comunidades de maërl (flora y fauna). Serían aconsejables proyectos de investigación en este campo que, entre otros aspectos, ayudaran a definir con más detalle el término de “buen estado de conservación” en los fondos de maërl y sus comunidades.

Aumentar el grado de conocimiento sobre las comunidades de maërl e informar acerca de su importancia a gestores costeros, mariscadores y pescadores y al público en general, es también de gran importancia para disminuir el efecto de los factores de amenaza sobre estos fondos.

10.3.3.2. Praderas de *Zostera*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Las pradera de *Zostera* se encuentran englobadas en el hábitat de interés comunitario “Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda” (Cód. 1110 del Anexo I de la Directiva Hábitat).

Las praderas de *Zostera* en las costas gallegas son un hábitat común que aparece en el infralitoral superior e intermareal, más propio de fondos más o menos fangosos en ensenadas en el interior de las rías. *Zostera marina* además coloniza zonas más expuestas en las partes medias o externas de las rías, en fondos arenosos entre los 5-7m de profundidad (Cochón, 2004). *Zostera noltii,* de mayor capacidad de aclimatación a cambios bruscos de salinidad y a altas temperaturas, aparece en llanuras mareales de sustrato limoso o arena fina enriquecida de materia orgánica, siempre en zonas poco expuestas en las partes más abrigadas de las rías (Cochón, 2004).

Ambas especies de fanerógamas están presentes en el Parque Nacional y localizadas solamente en el Lago dos Nenos del archipiélago de Cíes, entre las islas de Monteagudo y del Faro; y al este de Sálvora, entre las playas dos Bois y de O Castelo (Kersting *et al*., 2000; Tragsatec 1998). En esta última zona sólo se ha descrito la presencia de *Z. marina* junto con las algas *Ulva* spp. y *Enteromorpha* spp.

Identificación y justificación del estado de conservación

A lo largo de las costas del Atlántico, el desarrollo costero, la polución, la eutrofización y las enfermedades han provocado el deterioro de algunas praderas y la desaparición de otras (Cardoso *et al*, 2008). Las praderas de fanerógamas en Galicia, como en otras zonas a lo largo del Atlántico, están sufriendo un claro retroceso al ser fácilmente alteradas por los rellenos de la franja costera y las actividades marisqueras. Seguimientos de las praderas de *Zostera* efectuados en la ría de Pontevedra, por ejemplo, mostraron una clara disminución de su superficie (48-68%) entre los años 1947-2001 (Cochón, 2004), siendo sustituidas por comunidades algales oportunistas (*Ulva* spp. y *Gracilaria* spp.), existiendo formaciones cada vez más pequeñas y dispersas.

El Lago dos Nenos forma parte de un sistema seminatural, playa-duna-lagoon, cuyo origen está parcialmente relacionado con la construcción de un dique de unión entre las islas del Faro y de Monteagudo durante el siglo XIX (Kersting *et al*., 2000). Durante los años 1970-80 la laguna se utilizó como vivero de ostras y langostas, hasta que las islas fueron declaradas Parque Natural (Kersting *et al*., 2000). Su extensión es relativamente pequeña, con una superficie de aproximadamente 61.700 m^2, una longitud máxima en sentido N-S de 185 m y una anchura y profundidad mayor en su vertiente NO, frente al dique. La presencia del dique marca considerablemente el ambiente creado en la laguna, ya que reduce la acción del oleaje y la marea y favorece la colmatación con sedimentos en la parte que enlaza con la playa de Rodas (Costas, 2006).

El actual dique tiene dos canales principales por los que se comunican las aguas del interior y del exterior de la laguna (Iglesias & Suárez, 2006). Además, la laguna se comunica con el interior de la ría por un canal en el extremo norte de la playa de Rodas. Durante el invierno, la acción del oleaje y los vientos favorecen que el canal de desalojo se erosione y se haga más acentuado, favoreciendo un mayor flujo de agua. Desde hace algunos años, la laguna viene sufriendo un progresivo proceso de colmatación, debido a esta restringida comunicación al mar y a la continua aportación de arenas desde la playa de Rodas. Esto conlleva una reducción de su superficie y un descenso de profundidad o somerización (Costas, 2006; Iglesias & Suárez, 2006). Se ha estimado que en estos momentos la laguna tiene una tasa de renovación de agua bastante pobre, con un flujo medio de llenado/vaciado de aproximadamente 6,12m^3/s.

En la laguna existen diversos ambientes, creados por zonas rocosas intermareales y submareales, pequeñas praderas de *Z. noltii* y *Z. marina* y zonas de sustratos blandos arenosos. Kersting *et al.* (2000, 2002) cartografiaron el Lago dos Nenos e investigaron principalmente la diversidad taxonómica de tres grupos bióticos: macrófitos, zoobentos y fauna piscícola asociada a los distintos fondos. También realizaron un seguimiento sobre la distribución y características de las praderas de *Zostera*. Aunque no cuantitativos, sus estudios mostraron que en 2000, *Z. noltii*

ocupaba una escasa superficie de la zona intermareal y se encontraba fragmentada en tres pequeños sectores. Dos años más tarde su distribución se vio reducida en tamaño y concentrada en dos pequeñas secciones de la laguna.

En la zona submareal, *Z. marina* mostraba una distribución mas homogénea, ocupando más superficie aunque también con signos de fragmentación. En 2002, los campos de *Z. marina* se redujeron en superficie y disminuyeron de densidad, mostrando frecuentes calvas arenosas entre las plantas. Ambas especies parecieron sufrir por lo tanto un aparente descenso de superficie ocupada entre los años 2000 y 2002, existiendo áreas donde *Z. noltii* fue sustituida por *Z. marina* (Kersting *et al.,* 2000, 2002). Paralelamente, los autores mencionan que después de la época estival, se observó un mayor grado de degradación de las plantas en relación a su aspecto físico y a la menor presencia de especies epífitas en los frondes.

La situación actual de los campos de *Zostera* en el Lago dos Nenos parece ser desconocida. Fotografías de la laguna en el año 1972 parecen mostrar que las praderas de *Zostera* spp. cubrían una mayor extensión que la descrita para el 2000 (Iglesias & Suárez, 2006).

En relación a las praderas de *Z. marina* al este de Sálvora, se desconoce totalmente su extensión y situación actual.

Factores que interaccionan con el valor

El declive de las praderas intermareales y submareales de *Zostera* pudiera estar relacionado con condiciones de estrés, de origen antropogénico y/o natural. La resuspensión de sedimentos por las fuerzas de la marea y el viento, la colmatación con sedimentos y la somerización a medida que disminuye la superficie de la laguna, se muestran como factores potenciales importantes en la disminución de su población. Hasta hace unos años, el Lago dos Nenos era una zona de baño muy frecuentada, al estar situada entre la playa de mayor afluencia turística del Parque, el dique que es la única zona de paso existente entre las dos islas, y el camping del archipiélago. Las praderas de *Zostera* son particularmente sensibles a la calidad de las aguas. El incremento en la turbidez del agua creado por una elevada presencia de bañistas supone un factor de riesgo para estas plantas y sus comunidades. El impacto provocado por la afluencia masiva de bañistas hasta su protección pudo haber sido importante.

Durante la realización de muestreos puntuales entre los años 2000 y 2002 también se observaron cambios significativos en las comunidades macrobentónicas (Kersting *et al*. 2000, 2002). Sin embargo, debido a una reducción del esfuerzo de muestreo, fue difícil discernir las causas de los cambios constatados. El posible descenso en la diversidad de zoobentos pudiera estar directamente relacionado con un potencial estado eutrófico del lago, la alteración de las praderas de fanerógamas u otros factores.

Impactos físicos

Reducido hidrodinamismo

Los procesos de colmatación que parecen estar produciéndose en la laguna, fruto del limitado intercambio de aguas, sugieren la existencia de un problema grave para este hábitat. La reducción de la superficie y la profundidad de la laguna pueden conllevar una consiguiente elevación de la temperatura, una reducida oxigenación y un aumento de la salinidad debido a la evaporación aumentando, así el estrés fisiológico sobre las fanerógamas.

Impactos químicos

Eutrofización. Intensidad de luz sobre las praderas de Zostera.

No existen datos sobre las condiciones fisico-químicas de la laguna ni la calidad de sus aguas. Sin embargo, la presencia del camping cercano y la posible toma de agua de la laguna para los servicios de duchas pueden aumentar la degradación del ecosistema y crear cierta eutrofización temporal (evidente por las explosiones poblacionales de algas observadas). Además, el baño en la laguna, actividad que fue muy habitual en el verano, puede propiciar la resuspensión de los nutrientes depositados en el sedimento. De avanzar el proceso de eutrofización, la densidad de algas se podría volver tan elevada que restringiese la llegada de luz al fondo, con importantes consecuencias sobre *Z. noltii* y *Z. marina,* especies con una limitada tolerancia a los episodios de reducida intensidad lumínica. Además, prácticamente todas las comunidades acuáticas se podrían ver afectadas: las especies adaptadas a bajas concentraciones de nutrientes serían reemplazadas por especies oportunistas; los invertebrados acuáticos ligados a aguas bien oxigenadas serían reemplazados por especies más tolerantes a la anoxia, al igual que ocurriría con las especies del zooplancton. El impacto podría ser temporal y restringido a los meses de verano, ya que un posible aumento de la tasa de renovación del agua durante el invierno contribuiría a una mejora en su calidad.

Otro potencial factor de amenaza del que todavía no se ha realizado ninguna evaluación es el efecto de la presencia de importante concentraciones de gaviotas en la laguna y su posible impacto sobre la calidad del agua.

Vertido de hidrocarburos

Las praderas de *Zostera* son hábitats muy sensibles a daños físicos y fisiológicos inducidos por episodios de polución por hidrocarburos. Ciertas especies pueden además verse afectadas adversamente por los dispersantes comunmente utilizados para combatir vertidos de petróleo. Los efectos de las labores de limpieza tras el accidente del Prestige sobre la laguna y las praderas de *Zostera* se desconocen, aunque quizás hayan sido mínimos, gracias a la presencia del dique y las medidas tomadas para minimizar sus efectos tras el accidente.

Medidas de conservación

Existe un proyecto de reestructuración del dique para regular su funcionamiento hidráulico (Iglesias & Suárez, 2006). Las actuaciones que se plantean son consolidar

la estructura actual con un dique de granito y hormigón armado, mejorar los tres conductos de agua y construir otros dos canales que estarían regulados con compuertas. Así se espera que el flujo de agua pueda aumentar entre los 3,91 m^3/s y los 11,36 m^3/s, dependiendo del estado de apertura de dichas compuertas.

El acceso de la laguna al publico quedó cerrado el año 2006 como medida de protección de las dunas de la playa de Rodas y la zona de nidificación del chortilejo patinegro (*Charadrius alexandrinus).* Este hecho provocó que indirectamente se redujera la turbidez en las aguas y los daños físicos producidos por los bañistas en las plantas de *Zostera*.

Límites establecidos para cada uno de los factores

La información disponible sobre el estado actual de las comunidades de la laguna, en especial las de *Zostera*, es escasa. Tampoco se dispone de datos básicos sobre la hidrodinámica y sedimentología en el humedal. La falta de esta información impide analizar con rigor los parámetros que permitan una mejor conservación del sistema y el establecimiento de límites para los mismos.

Programa de monitorización de los factores

No existe ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan las comunidades de *Zostera* en los límites del Parque Nacional.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización de estas comunidades. El único programa parcial de seguimiento fue realizado los años 2000 y 2002, y comprendía muestreos en marzo-octubre durante el primer año y marzo de 2002.

Recomendaciones

Debido a las características hidrodinámicas y geomorfológicas del Lago dos Nenos, sus condiciones ambientales deben de sufrir frecuentes fluctuaciones diarias y también estacionales. Se considera esencial un seguimiento del estado de las praderas de *Zostera* en la laguna, que sirva no sólo para detectar cambios en las mismas, sino también para justificar la adopción de actuaciones de manejo. Se deberían cartografiar las praderas de *Zostera* y conocer su variabilidad temporal y estado de conservación, lo que unido a la monitorización de las características físico-químicas de la laguna (salinidad, temperatura, DOB, turbidez, tasas de sedimentación, clorofila, N/P, tiempo de residencia del agua) sería esencial para diseñar acciones de manejo y seguir su evolución. Actuaciones de este tipo serían también de interés en las praderas de *Z. marina* en Sálvora.

El aumento de la turbidez, asociada o no a vertidos y a la acción humana, es una amenaza importante sobre estas comunidades, al reducir de forma significativa la capacidad fotosintetizadora de *Zostera*. Por lo tanto parece necesario mantener la restricción de acceso público a la laguna.

Para evitar parcialmente el proceso de eutrofización, somerización y reducción de la superficie de la laguna, se considera imprescindible la mejora del flujo de agua

marina. Aunque el Lago dos Nenos es realmente un medio semi-natural originado por acciones humanas, soporta un hábitat singular no representado en ninguna otra zona del Parque Nacional, con especies raras y vulnerables y que actúa como refugio y zona de cría de muchas otras. Es recomendable realizar una evaluación y seguimiento de las comunidades de la laguna tras la ejecución de los proyectos de mejora del dique y de los canales de drenaje. Esto también ayudaría a mantener un mayor control sobre los canales de apertura y a establecer los niveles hidrológicos adecuados para el buen estado hidrológico de las comunidades en su conjunto, incluidas las de *Zostera*.

El Lago dos Nenos es un espacio único de diversidad marina y de fácil acceso para un gran número de visitantes del Parque Nacional. Una adecuada campaña de divulgación, destacando el valor de las especies allí representadas, favorecería en gran medida la comprensión de los valores naturales del medio marino y sobre la necesidad de su adecuada gestión.

10.3.3.3. Roquedos infralitorales de bosques de laminarias

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Los bosques de laminarias se consideran generadoras de algunas de las comunidades más diversas, productivas y dinámicas de las aguas europeas. Bajo la Directiva Hábitat (92/43/CEE), los bosques de laminarias se engloban en el hábitat «Arrecifes» (Código 1170) y se consideran hábitats de interés comunitario.

Los bosques de laminarias del Parque Nacional y sus comunidades asociadas han sido descritas por varios autores, aunque la información se limita principalmente a descripciones básicas realizadas con perfiles de buceo. Más recientemente y debido a las labores de seguimiento tras el hundimiento del Prestige, se ha realizado un conocimiento más exhaustivo (CIS, 2006b).

Los bosques de laminarias son uno de los hábitats más comunes en las franjas infralitorales de los archipiélagos del Parque Nacional (Acuña *et al.,* 1983; Calviño *et al*., 2002, Kersting *et al*., 2001). Las algas más abundantes son las de los géneros *Laminaria* y *Saccorhiza*, que se encuentran establecidas sobre fondos rocosos hasta los 10-15 m de profundidad en áreas semi-expuestas. *Saccorhiza polyschides* es formadora de densos bosques en la cara oriental del archipiélago de Cíes, donde *Laminaria* spp. parece ausente o en pequeñas densidades. Las zonas con mayor influencia oceánica presentan poblaciones más densas de ambos grupos laminariales (Acuña *et al.,* 1983).

En el Parque Nacional las áreas de laminarias se señalan como importantes zonas de alimentación para algunas aves marinas como el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) (Velando & Freire, 1999b). Las macroalgas *Himanthalia elongata* y *Gelidium sesquipedale* constituyen la franja superior del bosque de laminarias en la zona intermareal, hasta los 6 m de profundidad. Al aumentar la profundidad, a los bosques mixtos o monoespecíficos de laminarias les suceden bosques de gorgonias, fondos arenosos dominados por ofiuroideos (*Ophiotrix fragilis*), zonas con alta densidad de erizos, fondos maërl o fondos arenosos desprovistos de vegetación.

La pérdida o disminución de estos grandes macrófitos podría afectar a todo el ecosistema, ya que son grandes productores primarios y muchas especies de fauna están ligadas a estas estructuras que ofrecen refugio, alimento y sustrato.

Identificación y justificación del estado de conservación

Entre los diversos bosques de laminarias, las grandes algas pardas *Saccorhiza polyschides* y *Laminaria* spp., fijadas a fondos submareales rocosos, son unos de los hábitats más característicos de las costas abiertas y exteriores de las rías gallegas. Sin embargo, al igual que muchas otras regiones, tanto los bosques de laminarias como los del alga parda *Himanthalia elongata,* predominantes de zonas intermareales e infralitoral superiores en el sur de Galicia, parecen estar sufriendo un proceso de regresión (Casal, 2007).

Junto con las especies del género *Laminaria*, otras especies frecuentes en estos bosques en el Parque Nacional son las coralináceas articuladas o incrustantes, como *Corallina mediterranea* y *Lithophyllum incrustans*, y algas rojas como *Rhodymenia pseudopalmata*, *Gelidium sesquipedale, Plocamium* spp. y *Gimnogongrus* spp. (Acuña *et al.,* 1983; Calviño *et al*., 2002). Las especies de algas alóctonas *Undaria pinnatifida* y *Sargassum meticum*, ausentes en los muestreos realizados en el archipiélago de Cíes en los años 1982-1983, fueron descritas posteriormente formando poblaciones discretas o mixtas en varias localidades de la cara oriental de las islas Cíes (Calviño *et al*., 2001; Kersting *et al*., 2001). *Undaria pinnatifida* se integra como especie acompañante en los bosques de laminarias, si bien la extensión y localización actual de estas poblaciones alóctonas y el grado de invasión en estos bosques algales se desconoce.

Factores que interaccionan con el valor

Impactos químicos

Los frondes y bulbos de laminarias albergan ricas comunidades de fauna y flora, algunas de las cuales son muy sensibles a impactos como la eutrofización, tasas de sedimentación excesivas, metales pesados, mareas negras o hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs; Anderson *et al.,* 2005).

Durante las labores de muestreo y seguimiento tras el accidente del Prestige entre 2003 y 2006, se observaron algunas peculiaridades en las poblaciones de laminarias en el Parque Nacional. En general, su distribución pareció más reducida que lo anteriormente descrito, encontrándose *Laminaria* spp. principalmente en la zona de Cantareiras y sur de Cala do Príncipe en Cíes, islote Con dos Galos y sur de la playa de Melide en Ons y Punta Brisán y Punta Laxabranca en Sálvora. Estas poblaciones estaban formadas por ejemplares de pequeña talla y sin formar bosques en la parte oeste de Cíes y Ons, mientras que *Saccorhiza polyschides* parecía estar representada en buenas densidades (CIS, 2006b).

Impactos físicos

Extracción de algas

Hasta 2007, diversas especies de estos ecosistemas, entre ellas *Laminaria ocrholeuca, L. hyperborea, Gelidium sesquipedale* o *Himanthalia elongata*, eran extraídas en los alrededores del Parque Nacional por distintas cofradías. Los efectos de esta extracción sobre las comunidades no han sido estudiados. En Francia se ha observado que los métodos de extracción manuales de *Laminaria digitata* para la producción de alginatos no eran del todo selectivos con la especie, implicando cambios en la composición de las comunidades. *Saccorhiza polyschides*, especie oportunista con una mayor tasa de crecimiento y menor concentración de alginato que *L. digitata*, aumentaba así en densidad en las zonas donde había un esfuerzo de extracción. El aumento progresivo de *S. polyschides* en zonas previamente dominadas por *L. digitata* producía asimismo un descenso paulatino en el valor económico de la extracción (Alban *et al.*, 2005).

En el caso del Parque Nacional, es posible que la extracción de laminariales produzca cambios en la estructura de este hábitat, que favorezcan el crecimiento de otras especies oportunistas y/o alóctonas, y una disminución de la biodiversidad y empobrecimiento de su estado de conservación, por lo que se recomienda la prohibición de la extracción de algas dentro de los límites del Parque Nacional.

Artes de pesca

No existen estudios que examinen los posibles impactos de la pesca sobre este ecosistema. Las comunidades de macroalgas constituyen áreas de reclutamiento y desove de numerosas pesquerías bentónicas de enorme valor socioeconómico, que podrían verse irreversiblemente afectadas.

Las artes de pesca de arrastre como el endeño remolcado, el rastro de vieira o el boliche producen un efecto físico directo sobre el fondo, pudiendo a las laminarias o a la zona de fijación de algas jóvenes. Sin embargo, estas artes se utilizan más frecuentemente en fondos arenosos o de cascajo.

Las redes de enmalle, como el trasmallo y las betas, se calan en los bosques de laminarias a lo largo del litoral. El manejo de las redes puede producir un impacto físico sobre este hábitat al arrastrar trozos de frondes de laminarias o estirpes enteros. Dado el valor fundacional de las algas pardas y su rol de especie *ingeniera*, se deberían evitar artes que pudieran degradar este tipo de hábitat.

La disminución de especies bentónicas de fauna sometidas a marisqueo, como el erizo y la oreja de mar, cuyos principales recursos alimenticios son las macroalgas pardas, afectaría al balance ecológico entre estos herbívoros y la abundancia o regeneración de laminarias. Un desequilibrio implicaría un grave impacto en las poblaciones de algas pardas y en la estructura de las comunidades marinas intermareales y submareales de fondos rocosos.

Impactos biológicos

Especies invasoras

Entre las mayores amenazas que afectan a estos hábitats están la introducción de especies alóctonas. Laminariales alóctonas introducidas para su explotación y comercialización, como *Undaria pinnatifida*, que se cultiva en bateas cercanas al Parque Nacional en la Ría de Aldán, son una fuente constante de esporófitos. Las zoosporas liberadas competirían con especies naturales para fijarse en las rocas. El tráfico marítimo es también un vector potencial de dispersión de esta alga (Freire-Gago *et al.,* 2006). En Galicia, *U. pinnatifida* se encuentra presente y naturalizada en todas las Rías Bajas, y se ha estimado que su velocidad de expansión en la región es de aproximadamente 0,5-1,5 km/año. Freire-Gago *et al.* (2006) señaló que mientras *U. pinnatifida* no se manifiesta como una especie invasora fuertemente agresiva, es capaz de colonizar rápidamente sustratos recientemente alterados o nuevos, como podrían ser aquellos debidos a la extracción manual de laminariales o a la utilización de diversas artes de pesca. Por ejemplo, los esporófitos de *S. polyschides* pueden verse algo retardados en su aparición o disminuir su densidad al estar su nicho ecológico ocupado por los de *U. pinnatifida* (Freire-Gago *et al*., 2006).

Especies de fucales invasoras, como *Sargassum muticum*, también compiten por el hábitat con las laminariales (Viejo, 1997). Estudios de seguimiento de la expansión de esta alga a lo largo del estuario de Limfjorden en Dinamarca mostraron como la expansión de *S. muticum* implicaba una reducción y cambio de composición algal del litoral, especialmente las de los géneros *Laminaria*, *Mucus* y *Codium* (Stæhr *et al*., 2000). Dadas las características biológicas de estas especies y el escaso conocimiento sobre su presencia en el litoral del Parque, parecen necesarias medidas preventivas y de seguimiento.

Poblaciones de erizos

Uno de los principales herbívoros de los bosques de laminaria son los erizos que, dependiendo de su densidad, ejercen un efecto regulador importante sobre las comunidades de estas macroalgas (Brady-Campbell *et al*., 1984). La dinámica poblacional de estos equinoideos y las causas que afectan a la misma, produciendo concentraciones masivas en algunas zonas que llegan a destruir los bosques de laminaria, no son totalmente conocidas. La asociación erizo-laminarias puede conllevar efectos cascada sobre otras especies dependientes de la productividad y del hábitat formado por los bosques de laminarias.

Si bien elevadas concentraciones de erizo pueden tener efectos deletéreos para las laminarias, los erizos podrían jugar otro papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad en este hábitat. Los muestreos realizados en el Parque Nacional indican la presencia de los equinoideos *Paracentrotus lividus, Psammechinus miliaris* y *Echinus esculentus,* todos ellos potenciales consumidores de laminarias. Sin embargo es *Paracentrotus lividus* la especies que con más frecuencia ha sido citada en aguas gallegas como consumidor de estos macrófitos (Kersting *et al.,* 1999; Ourens *et al.,* 2008). La presencia de elevadas concentraciones de *P. lividus* cubriendo el sustrato también ha sido documentada previamente en el archipiélago de Cíes (Kersting *et al.,* 1999).

Generalmente, las concentraciones masivas de estos equinoideos implican competencias intraespecíficas por recursos alimenticios y un descenso de las gónadas, que son las vísceras objetivo de la extracción marisquera. El hecho de que esta especie sea explotada comercialmente por varias cofradías en el Parque Nacional, unido al desconocimiento del estado actual de sus poblaciones y del efecto que ejercen sobre la dinámica poblacional de los bosques de laminarias, plantea la necesidad de establecer medidas de precaución en relación a su explotación.

Cambio climático

El cambio global, especialmente el incremento de temperaturas, puede afectar a la zonación y productividad de los bosques de laminaria. Por ejemplo, un aumento de temperaturas provocaría un desplazamiento hacia el norte de *L. digitata*, *L. hyperborea* y *L. saccharina* (Hiscock *et al*., 2004; Casal, 2007) y en el caso extremo de que la temperatura estival se incrementase en 4ºC, estas especies de *Laminaria* podrían desaparecer de las aguas de la Península Ibérica. La desaparición de estas especies producirían consecuentemente grandes cambios en las comunidades del infralitoral, los recursos pesqueros y el funcionamiento del ecosistema (Hiscock *et al*., 2004).

El sinergismo entre impactos a pequeña escala relacionados con especies invasoras, extracción de algas y de especies reguladoras, y los producidos a mayor escala por el cambio climático, podrían alterar considerablemente la dinámica de los bosques de laminaria, y favorecer a especies oportunistas y alóctonas que transformen completamente estas comunidades.

Medidas de conservación

Con el fin de intentar disminuir la expansión y colonización de *Sargassum*, el Parque Nacional ha llevado a cabo varias experiencias de retirada del alga en el litoral costero, con éxito muy limitado.

Límites establecidos para cada uno de los factores

Desde el accidente del petrolero Prestige se vienen realizando campañas anuales de muestreo sobre los fondos de laminaria y las comunidades bentónicas del Parque Nacional. La recopilación de datos espaciales y temporales favorece el conocimiento de la recuperación de los hábitats, sus características y el grado de expansión de especies foráneas, herramientas básicas para la gestión del Parque Nacional.

En estos momentos no está cuantificado ni valorado el efecto de los factores de amenaza. No se disponen por lo tanto de la información necesaria para establecer límites de control de los mismos.

Programa de monitorización de los factores

No existe ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan los bosques de laminarias.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización de estas comunidades.

Recomendaciones

Se recomienda que el Parque Nacional continúe su actual política de evitar la extracción comercial de algas y adopte medidas para reducir la extracción de herbívoros como la oreja de mar y los erizos en estos fondos.

Es necesario crear un plan de actuación para el seguimiento y, en caso necesario erradicación, de las especies exóticas invasoras. Algunas de estas especies son *Undaria pinnatifida, Sargassum muticum, Grateloupia turuturu* o *Lomentaria hakodatensis.*

También es necesario desarrollar un sistema de seguimiento y valoración del estado de conservación de los bosques de laminarias, con el fin de determinar planes de manejo adecuados.

Los periodos de uso de redes de enmalle como el trasmallo y las betas deberán regularse para minimizar su impacto en este ecosistema. Podría excluirse su uso en zonas de laminarias durante la época estival, cuando las macroalgas alcanzan su mayor productividad, considerando asimismo la designación de la zona como refugio pesquero.

10.3.3.4. Bosques de gorgonias

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Los bosques de gorgonias se engloban en el hábitat de arrecifes (Codigo 1170) del Anexo I de la Directiva Hábitats, por lo que se considera un hábitat de conservación de interés comunitario. La gorgonia blanca *Eunicella verrucosa* aparece recogida como especie vulnerable en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Codigo 138). Otra especie que forma parte de esta comunidad, la esponja *Axinella polypoides*, está catalogada en el Anexo II del Convenio de Berna.

Los bosques mixtos de gorgonias son unas de las comunidades características del Parque Nacional. Las gorgonias *Leptogorgia* spp. y *Eunicella verrucosa* forman poblaciones mixtas o monoespecíficas en los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora. Según la cartografía bionómica realizada por Conaima (2006) y Equipo Prestige (2006b), estas comunidades se encuentran fundamentalmente al oeste de Sálvora y en fondos desde la islas de Vionta Noro al islote Cabeceiro, al este y sur de Ons, al este de Cíes y en la Costa da Vela. La Tabla 29 muestra la información sobre las localidades y profundidades de aparición de *L. sarmentosa* recogida durante las labores de seguimiento del vertido del Prestige (Equipo Prestige, 2006b). Los bosques de gorgonias aparecen en fondos rocosos, comúnmente a partir de los 5m de profundidad, en zonas donde hay abundancia de nutrientes y considerable flujo de corrientes en ambientes semiresguardados. Otras especies de cnidarios que conforman este hábitat son corales blandos como *Alcyonium digitatum*, pólipos

solitarios como *Caryophyllia smithii*, la anémona incrustante *Parazoanthus axinellae* y varias especies de hidrozoos y poríferos.

Archipiélago	Localidad	Vertiente	Prof. (m)
Cíes	Isla Monteagudo y Faro	E	7-16
	Isla Sur	E	6-8
	Isla Sur, Cabo dos Bicos	S	9-15
Ons	Punta Centolo, Canteira, Playa Canesol	E	15-18
	Punta Laste	S	18-23
	Islote Con dos Galos	O	10
Sálvora	Punta Laxabranca- Pedra de Padra	E	0-8
	Islas Sagres	E	2-10
	Isla Cabeceiro Grande	S	15
	Isla Noro	E	1-8
	Isla Noro	O	10

Tabla 29. Localidades del Parque Nacional donde aparecen poblaciones de la gorgonia *L. sarmentosa* (Equipo Prestige, 2006b).

Identificación y justificación del estado de conservación

Los bosques de gorgonias parecen estar bien representados en el Parque Nacional, aunque no existen datos precisos sobre la extensión de sus poblaciones o su estado de conservación. Considerando su lento crecimiento y fragilidad, los daños a estas comunidades coralinas pueden tardar años en recuperarse. La reducción o deterioro del complejo hábitat que forman afecta consecuentemente a su fauna asociada e incrementa la vulnerabilidad de ejemplares juveniles que los utilicen como refugio frente a predadores. Algunas especies como *N. suelta* o *Tritorna* spp. parecen depender de la estructura de las gorgonáceas para vivir.

No se ha encontrado información sobre los efectos del vertido del Prestige en las comunidades de gorgonias del Parque Nacional, por lo que se desconocen sus efectos en estas comunidades, aunque si se encontraron ejemplares muertos de otras especies asociadas, como el antozoo *Alcyonium digitatum* o más raramente *A. palmatum* (Equipo Prestige, 2006b).

Factores que interaccionan con el valor

En términos generales se pueden destacar como amenazas para los bosques de gorgonias los siguientes factores:

- Las artes de pesca, como el arrastre y las actividades de enmalle, pueden producir daños a las diferentes especies de gorgonias, corales e hidroideos de este hábitat. Los gorgónidos son *a priori* los organismos más sensibles al impacto de algunas artes de pesca, por ser sésiles, frágiles y con desarrollo vertical.

  El efecto negativo de artes de pesca como el tren de bolos sobre especies sésiles de gran desarrollo vertical, como las gorgonias, ha sido estudiado y observado en zonas como el Cachucho, el banco de Rockall o el de Porcupine. Las colonias de gorgónidos en zonas donde se practica este tipo de arte de pesca

se han visto dañadas o han desaparecido por efecto del arrastre, por daño físico o por enterramiento por los sedimentos (Trébol, 2005).

Dentro de los límites del Parque Nacional, fragmentos de gorgonias también aparecen ocasionalmente en redes de enmalle como los miños, los trasmallos, las betas y el xeito. Consecuentemente, los efectos de este tipo de actividades a largo plazo sobre estas comunidades pueden ser significativos.

- En general, estos organismos se alimentan por dos vías, a través de los nutrientes que sintetizan las zooxantelas, unos dinoflagelados simbiontes que viven en su esqueleto, y por la captura de las partículas orgánicas suspendidas en el agua. Vertidos contaminantes como aguas residuales urbanas, causantes de la eutrofización de las aguas, o lodos procedentes de actividades portuarias, suponen una clara amenaza para estas comunidades, ya que pueden originar una mayor turbidez del agua y un aumento de la tasa de sedimentación sobre las estructuras coralinas.

- Los residuos sólidos vertidos al mar (como plásticos a la deriva o redes abandonadas) ocasionan daños físicos a las gorgonias y otros integrantes del bentos.

- Al ser uno de los grupos de organismos más vistosos, la recolección por buceadores de gorgonias para acuarios y como objetos decorativos se realiza ocasionalmente. Aunque no se ha valorado la extensión de estas actividades, no se considera que esté ejerciendo un alto impacto.

- Las colonias de gorgonias puede verse dañadas al verse golpeadas involuntariamente por la práctica del submarinismo en su inmediata proximidad. Durante el periodo enero-septiembre 2008, el número de buceadores deportivos registrados que visitaron el Parque fue de 873. Aunque en principio esta densidad no parece demasiada alta, su presión sí lo sería si las zonas de buceo se concentraran en las áreas de distribución de gorgonias. Asimismo, el efecto de las anclas de las embarcaciones de recreo y pesca sobre el fondo marino puede ser altamente perjudicial en los fondos rocosos donde habitan las gorgonias y otros organismos de porte vertical.

- En los últimos años las comunidades de gorgonias en el Mediterráneo han sufrido mortalidades masivas (Linares *et al.*, 2008). Se atribuyen como posibles causas a estos eventos la contaminación y el aumento de la temperatura media del agua, que bien directamente o a través de la aparición de enfermedades han diezmado poblaciones enteras. La distribución y tasa de crecimiento de las especies Atlánticas podrían igualmente verse afectadas por cambios térmicos o en el grado de acidificación de las aguas.

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones de conservación para preservar los fondos de gorgonias del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

Durante 2006, el Parque Nacional encargó un detallado estudio sobre el buceo deportivo dentro de sus límites, que sirvió para la posterior identificación de zonas de interés para esta actividad y la recomendación de acciones para reducir el impacto sobre el medio marino (p. ej. situación de boyas de fondeo) (Conaima, 2006).

Programa de monitorización de los factores

Por medio de la concesión de permisos se realiza el seguimiento del número de clubes de buceadores deportivos y embarcaciones de recreo que visitan diariamente el Parque Nacional.

Programa de monitorización del valor

En estos momentos no existe ninguna actuación de seguimiento de los bosques de gorgonias.

Recomendaciones

De todas las comunidades marinas presentes en el Parque Nacional, los corales blandos, las gorgonias y el porífero *Cliona celata* son los elementos más frágiles en relación a las actividades de buceo recreativo. Por lo tanto, se deberían situar boyas fijas de fondeo en aquellas localidades más frecuentadas por las embarcaciones de buceo con el fin de aliviar el posible daño a estas comunidades. A este respecto, el Centro de Actividades Subacuáticas (Conaima, 2006) realizó algunas recomendaciones específicas sobre la localización de estas boyas de fondeo.

El desarrollo de un programa divulgativo sobre los fondos de gorgonias, su sensibilidad y su distribución, dirigido a buceadores, propietarios de embarcaciones deportivas y pescadores artesanales podría ayudar a reducir el impacto sobre estas comunidades.

Es necesario desarrollar un sistema de seguimiento y valoración del estado de conservación de los bosques de gorgonias, con el fin de diseñar planes de manejo adecuados.

La conservación de las gorgonias requiere de la actuación sobre los factores que ejercen una mayor presión sobre este hábitat, como la pesca y la contaminación. Las líneas de actuación para su conservación deben de estar encaminadas a la reducción de estos factores de amenaza. Aunque esta recomendación en principio podría estar fuera del alcance de la gestión del Parque Nacional, es preferible planificar a largo plazo y gestionar la consecución de apoyos de autoridades locales para reducir los factores de amenaza sobre estas comunidades.

10.3.3.5. Fondos rocosos intermareales

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Las zonas rocosas del intermareal e infralitoral superior del Parque Nacional forman varias comunidades incluidas dentro del hábitat de arrecifes (cód. 1170) del Anexo I de la Directiva Hábitat (hábitat de interés comunitario).

Estos roquedos forman paredes verticales, cavernas y refugios que, extendiéndose hasta el submareal, soportan ricas y diversas comunidades de flora y fauna, que en la zona intermareal se caracterizan por el biotopo de mejillones y cirrípedos. En estos ambientes es frecuente la presencia de cuevas, tanto las que quedan parcialmente expuestas durante la marea alta en costas abiertas (cuevas de acantilados) como cavidades submarinas en los primeros metros del infralitoral superior. Las cuevas marinas sumergidas o semisumergidas son un hábitat incluido en el Anexo I de la Directiva Hábitat (hábitat de interés comunitario, código 8330). En ellas se encuentran comunidades de esponjas, corales blandos, briozoos, ascidias coloniales o solitarias, mejillones, cirrípedos u otros crustáceos de interés comercial.

El intermareal rocoso de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora es un medio utilizado por las aves limícolas durante la invernada y los pasos migratorios. Según Arcea (2005), la invernada de limícolas en Cíes y Ons es reducida (entre 1-27 y 1-44 individuos respectivamente) y comprende un limitado número de especies, principalmente andarríos chico (*Actitis hypoleucos*) y vuelvepiedras (*Arenaria interpres*); en el archipiélago de Sálvora se censaron 103 ejemplares en enero de 2004 y 422 individuos durante el paso postnupcial, de un total de 10 especies. Según el mismo estudio, en Cíes destacan Punta Muxieiro (29,33% de las aves, un 86,36% de ellas vuelvepiedras, n=75) y la costa de Carracido incluyendo el islote Viños (16%, de los cuales el 75% fueron vuelvepiedras); en Ons cabe citar el entorno del muelle (83,33% de las aves observadas, de ellos un 88,33% vuelvepiedras, n=72) mientras en Sálvora la zona con mayor abundancia es la costa rocosa del NE de la isla (Salvoreiros-Pta. Pirlos, con el 81,09% de las aves censadas, n=501). Algunas de estas especies de limícolas están catalogadas bajo figuras de protección legal.

En general, se observa cómo las diferencias en la estructura del hábitat y los diversos grados de exposición al oleaje conforman, tanto en zonas intermareales como submareales, numerosas variantes en las comunidades y las especies dominantes que presentan. Los biotopos varían temporal o espacialmente en función de factores biológicos y físicos.

Identificación y justificación del estado de conservación

El accidente del petrolero Prestige en 2002 afectó directamente a las comunidades de flora y fauna del litoral rocoso del Parque Nacional. La campaña de seguimiento sobre los efectos del vertido que comenzó un año después del accidente (2003-2006) realizó dos muestreos anuales en las comunidades rocosas intermareales de las playas de Figueiras (Cíes), Canesol (Ons) y Almacén (Sálvora) (Equipo Prestige 2006). Sin embargo, los resultados obtenidos no pudieron demostrar una relación causa-efecto entre el Prestige y la evolución de las comunidades del intermareal rocoso. La causa de esta falta de resultados proviene de las grandes variaciones que por sí experimentan estas comunidades en condiciones naturales. Las importantes fluctuaciones estacionales en riqueza específica y cobertura de ejemplares en estos medios dificulta la interpretación de los resultados y la valoración final del posible estado de recuperación de las comunidades afectadas. Además, la evaluación de los efectos del vertido es más difícil de interpretar al no poseer datos sobre la estructura y composición del intermareal costero previos al accidente. Los cambios observados desde 2004 señalan, por ejemplo, variaciones estacionales o espaciales en el número de especies en horizontes algales, sin mostrar aparentemente grandes cambios en la

dominancia de ciertas algas. A pesar de esto, se registraron ciertos cambios específicos en la flora y fauna de algunas zonas estudiadas. Así, se registró un marcado descenso de anélidos poliquetos y moluscos en los archipiélagos de Ons y Sálvora (Equipo Prestige, 2006a). Las comunidades típicas del intermareal expuesto o semiexpuesto, como las formadas por las algas *Mastocarpus stellatus* o *Himanthalia elongata*, desaparecieron de los archipiélagos. *Chondrus crispus*, alga típica de los horizontes del intermareal inferior de costas expuestas, apareció solamente de forma aislada, sin formar los horizontes naturales característicos de estos ambientes. El alga *Fucus* spp. también pareció reducir su grado de extensión en las zonas protegidas y semiexpuestas del Parque Nacional (Equipo Prestige, 2006b).

Según datos recogidos sobre cobertura de cirrípedos en Vionta (archipiélago de Sálvora) y Carracido (Cíes) desde marzo de 2004 hasta octubre de 2005, las poblaciones se recuperaron rápidamente tras el accidente. Esta conclusión se ve limitada por la carencia de estudios previos al accidente y por no existir un análisis de distribución poblacional o de los otros factores que a largo plazo podrían alterar el estado de estas comunidades.

En la zona rocosa submareal, los horizontes algales característicos de los sectores más expuestos, como aquellos formados por *Gelidium sesquipedale, Laminaria* spp. *Cystoseira baccata, C. nodicaulis, C. usneoides* o *C. tamariscifolia*, también sufrieron una disminución en su densidad de población tras el vertido. Como consecuencia, durante los dos primeros años algunas zonas fueron colonizadas por especies algales oportunistas como *Falkenbergia rufolanosa* y *Asparagopsis armata* (Equipo Prestige, 2006a). Durante 2006, las comunidades algales naturales de la zona parecieron sufrir cierta recuperación y se observó una disminución en la cobertura ocupada por algas oportunistas.

Por otra parte, la macroalga *Himanthalia elongata,* característica de zonas semiexpuestas o expuestas, donde solía presentarse en densas poblaciones en el Parque Nacional, no se encontró en las islas desde el accidente en ninguna de las campañas de seguimiento (Equipo Prestige, 2006a). La superficie ocupada por el bentos sésil (poríferos, antozoos, ascidias, etc.) disminuyó y apareció con menor riqueza que la esperada en condiciones naturales (Equipo Prestige, 2006b). Otras especies como el equinodermo crinoideo *Antedon bifida* y las especies de invertebrados comerciales (centolla, pulpo, nécora) desaparecieron o fueron encontrados sólo unos pocos ejemplares. Numerosas colonias del antozoo *Alcyonium digitatum* aparecieron muertas, mientras que, en la margen oriental de Cíes y Ons, en algunos hábitats dominados de manera característica por la ofiura *Ophicomina nigra* aparecían sólo unos pocos ejemplares.

La información presentada en el informe Prestige sobre densidad y características de las poblaciones de muchos de los grupos faunísticos y especies encontradas en los muestreos en el resto del Parque Nacional (p.e. tamaño de especies, densidad o área de cobertura por especie) no permite realizar ninguna valoración sobre su estado actual y limita su utilidad para la elaboración de planes de manejo y la zonificación espacial.

Factores que interaccionan con el valor

Las comunidades que habitan en el litoral rocoso son sensibles a una gran variedad de impactos agudos (p.ej. vertidos de petróleo) o crónicos (p.ej. contaminación por tributilo de estañoTBT, disruptor endocrino androgenizante, o pinturas de barcos).

Además de los efectos producidos por el vertido de hidrocarburos, comentados en el apartado anterior, existen otros factores de amenaza que afectan a estos hábitats y sus comunidades, como las especies invasoras, el turismo o el marisqueo a pie. Especies algales alóctonas como *Sargassum muticum* o *Undaria pinnatifida* han sido registradas en varias zonas del intermareal rocoso de los archipiélagos (Tabla 28, Equipo Prestige, 2006b). En muchas ocasiones apareció un horizonte de *S. muticum*, desde pozas intermareales hasta los 4-5 m de profundidad, mientras que *U. pinnatifida* se registró asociada a *Saccorhiza polyschides* en el intermareal y el supralitoral superior. No se dispone de datos sobre la distribución de estas especies en la actualidad, pero su presencia y facilidad de expansión dificultarían la recolonización de los sustratos rocosos por las comunidades naturales afectadas por el petróleo.

Por su facilidad de acceso, las zonas rocosas intermareales pueden padecer un cierto impacto por el turismo, en particular en las áreas cercanas a playas durante la época estival. No obstante, el factor de mayor amenaza para las comunidades rocosas del intermareal superior está relacionado con las actividades de marisqueo, particularmente la extracción tradicional de percebe y mexilla. La recogida de mexilla (semilla de mejillón) para el cultivo de mejillón de batea, genera un fuerte impacto y daño físico sobre la biocenosis del intermareal rocoso (Figuras 15 a 17). El grado de interacción de estas extracciones con el medio es explicado con más detalle en la sección de factores generales (ver arriba).

Como en el caso de las biocenosis de los bosques de laminaria y gorgonias, una de las escasas amenazas en las cuevas y grutas submarinas es la presión ejercida por el exceso de buceadores. Sin embargo, aunque no se ha realizado ninguna evaluación al respecto, el bajo número de buceadores que visitan el Parque actualmente sugiere que este factor de amenaza es por el momento poco importante.

Medidas de conservación

En relación a la divulgación ambiental, el Parque ofrece durante la época estival visitas guiadas diarias con rutas que incluyen el intermareal rocoso.

Como medidas de conservación y restauración, tras el vertido del Prestige se realizaron campañas de limpieza para eliminar los hidrocarburos depositados a lo largo del litoral rocoso intermareal y submareal del Parque Nacional, así como un estudio de seguimiento de la fauna y flora del intermareal y submareal rocoso en determinadas localidades de los archipiélagos, de 3 años de duración. Alguno de los métodos de limpieza empleados, como la hidrolimpieza, han resultado posteriormente más agresivos para el entorno costero que el propio impacto del vertido (Equipo Prestige, 2006a).

Límites establecidos para cada uno de los factores

Tras el accidente del Prestige se ha elaborado en Galicia un Plan Territorial para prevenir futuros episodios de contaminación marina accidental. Con el fin de evaluar la persistencia de fuel procedente de vertidos en el litoral rocoso y limpiado, se han realizado varias investigaciones en los últimos años y se ha elaborado un plan de limpieza de ambientes intermareales. Este plan incluye la utilización de procedimientos de biorremediación y de estimulación de formación de biota autóctona en zonas rocosas intermareales (Eimil, 2006; Equipo Prestige, 2006a).

Programa de monitorización de los factores

No existe ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan las comunidades rocosas dentro de los límites del Parque Nacional. No obstante, se describe en apartados anteriores el programa desarrollado en 2003-2006 para examinar los efectos del fuel y la recuperación de las comunidades en el intermareal rocoso de distintos puntos del Parque Nacional.

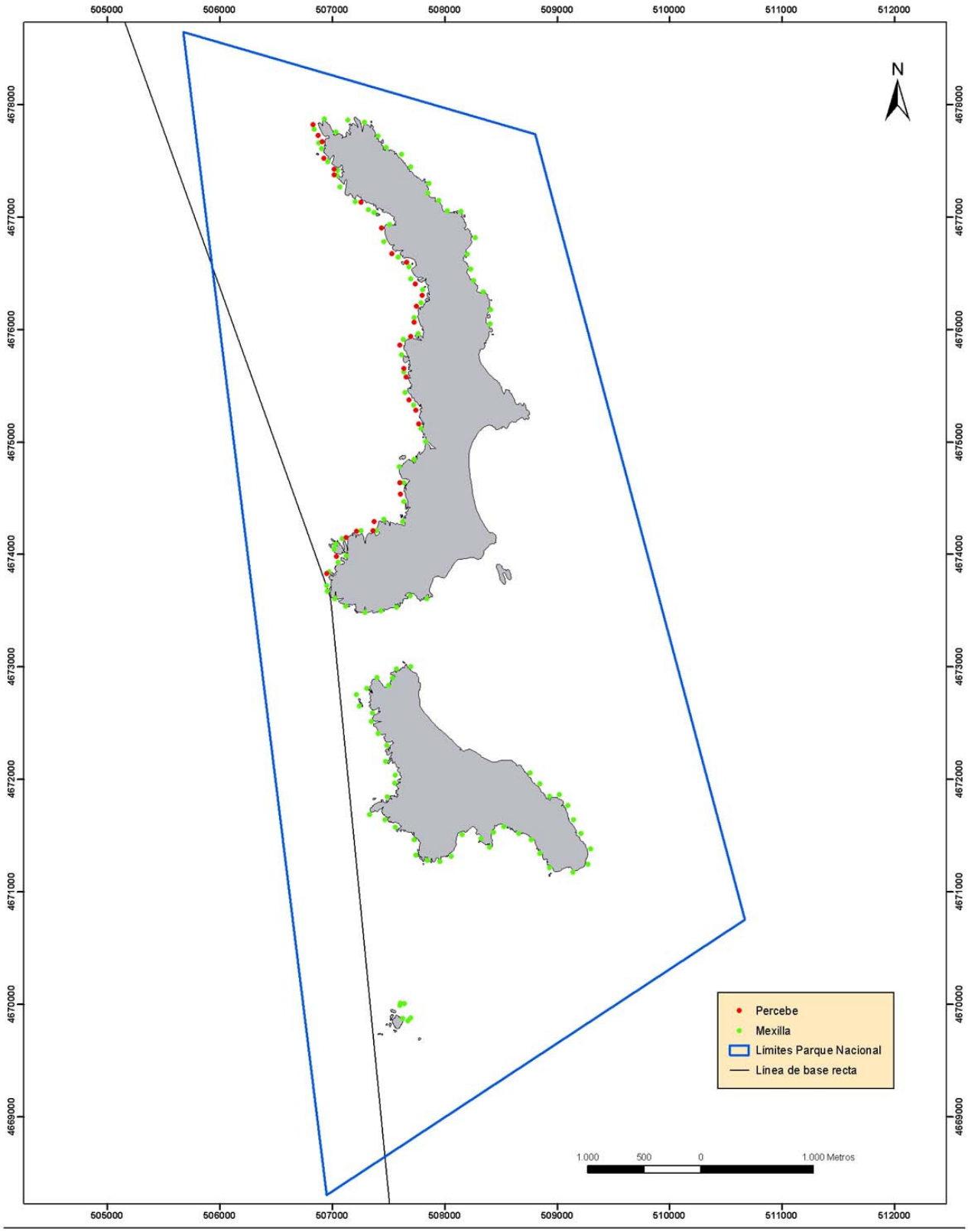


Figura 15. Distribución de los sectores de explotación de percebe y mexilla en el archipiélago de Cíes.

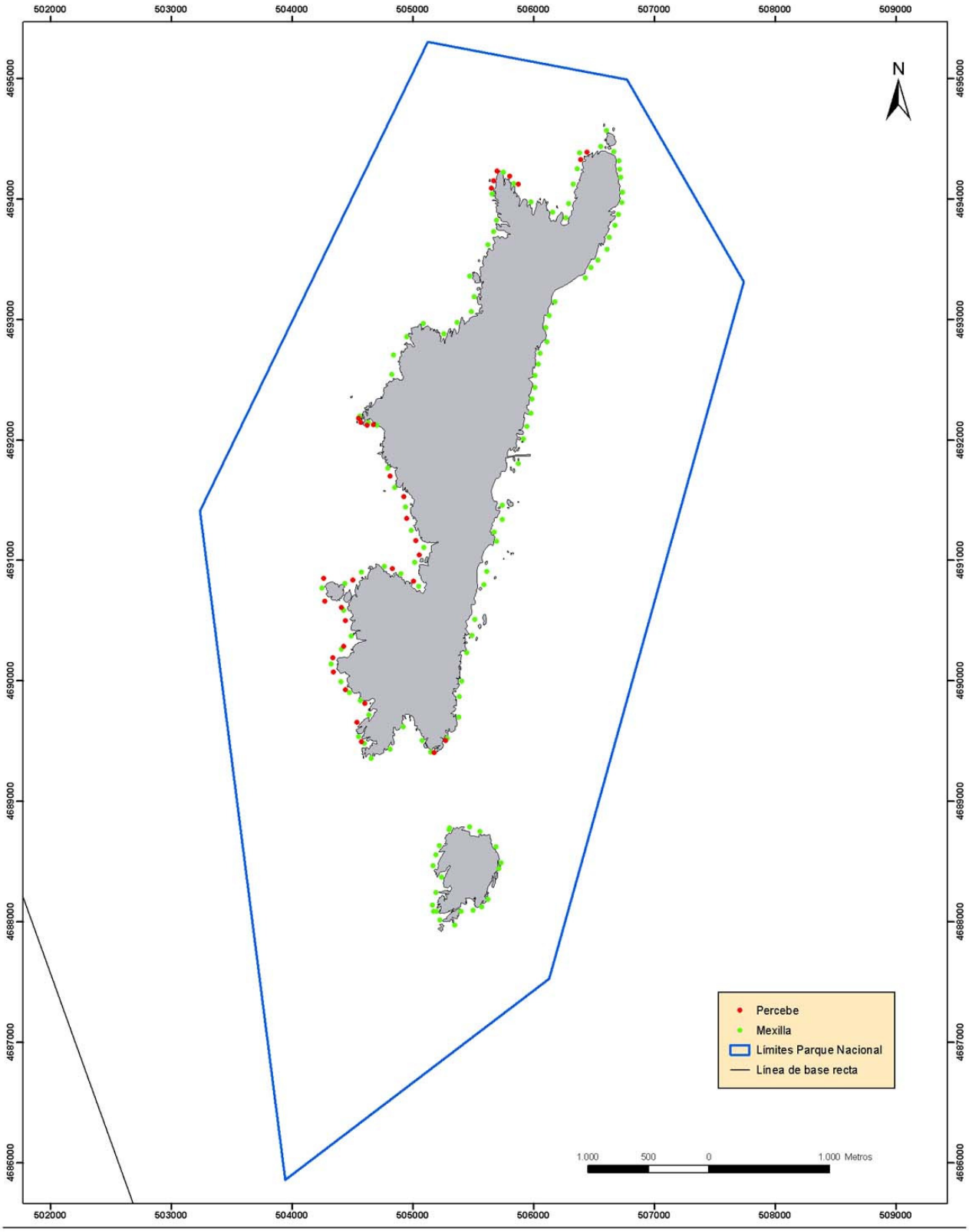


Figura 16. Distribución de los sectores de explotación de percebe y mexilla en el archipiélago de Ons.

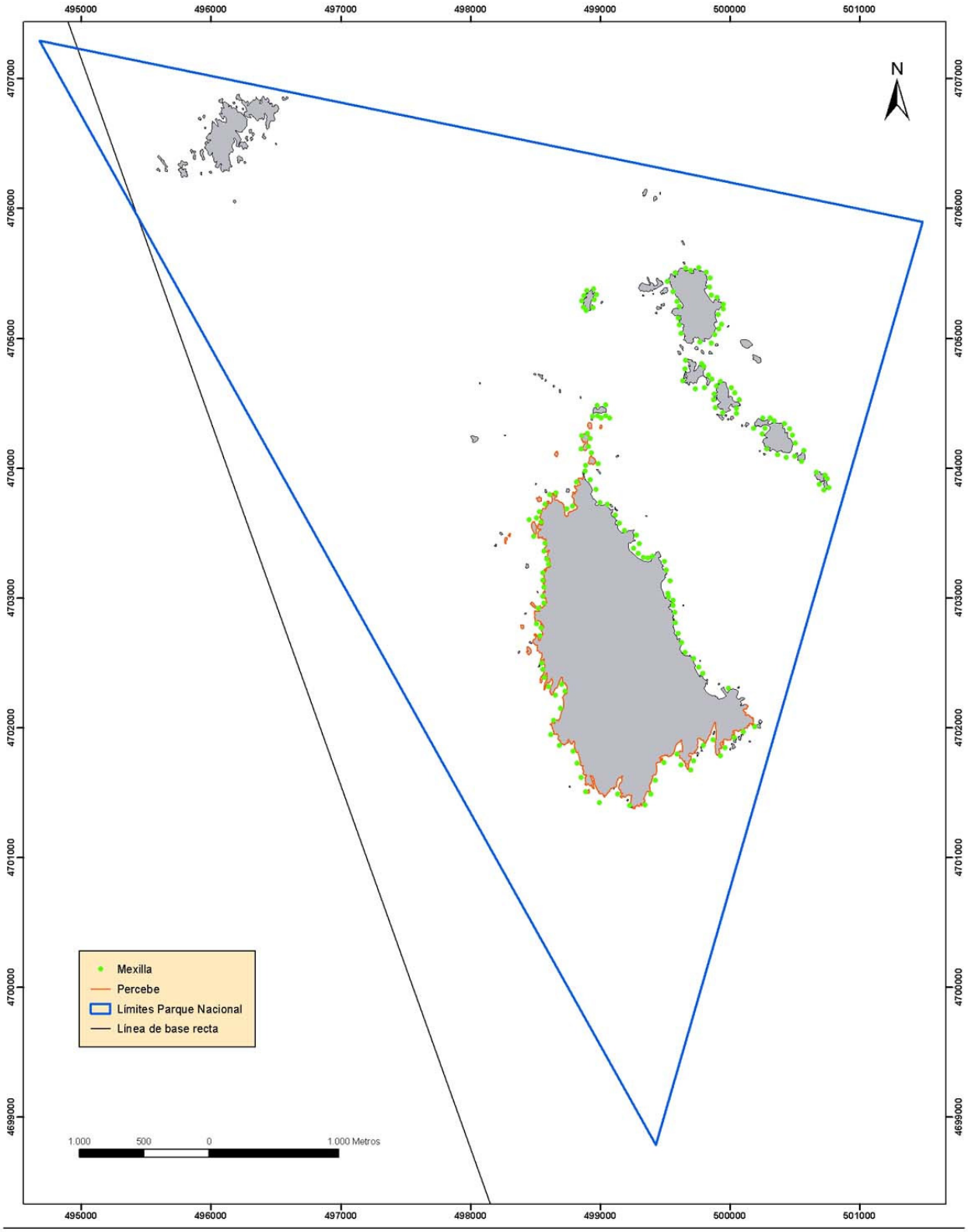


Figura 16. Distribución de los sectores de explotación de percebe y mexilla en el archipiélago de Ons.

Programa de monitorización del valor

Los parámetros analizados para examinar la recuperación tras el accidente del Prestige fueron la variación de la abundancia, riqueza y diversidad específica de fauna y poblaciones algales rocosas de las playas de Figueiras (Cíes), Canesol (Ons) y Almacén (Sálvora) (Equipo Prestige, 2006a). En la zona submareal se monitorizaron dos zonas por archipiélago (representando una zona expuesta y semiexpuesta al oleaje), siguiendo el número de especies por grupo faunístico, número de especies nuevas y riqueza específica de las poblaciones algales más representativas.

Para otros factores de amenaza no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización sobre estas comunidades.

Recomendaciones

El fácil acceso al intermareal rocoso permite que estos ambientes sean áreas adecuadas para desarrollar actividades de educación ambiental. La existencia de un Centro de Interpretación Ambiental en cada uno de los archipiélagos (Cíes, Ons y Sálvora) sería una gran ayuda para que los visitantes conociesen los distintos ambientes y ecosistemas, tanto marinos como terrestres, así como las medidas de gestión y conservación que se desarrollan. Esto sería particularmente útil para el ámbito marino, el de más difícil acceso.

Como se ha detallado en la sección de los efectos del marisqueo, se plantea crear un programa de “zonas experimentales de no extracción de mexilla y percebe” en ambientes rocosos intermareales (tanto protegidos como expuestos al oleaje). Algunas especies del litoral rocoso pueden asimismo ser buenos indicadores del cambio climático, por lo que el seguimiento de la biota en ciertas zonas de referencia permitiría evaluar los cambios a largo plazo en las comunidades marinas del intermareal.

Paralelamente, se recomienda monitorizar la explotación del recurso (zonas de extracción y esfuerzo marisquero) para completar la limitada o contradictoria información existente sobre esta actividad en el Parque Nacional.

10.3.3.6. Fondos blandos fangosos y de arenas intermareales de Cortegada

Descripción del valor y contextualización de su importancia

El ambiente marino del entorno de la isla de Cortegada presenta unas condiciones ambientales únicas que no se encuentran en ninguno de los otros archipiélagos del Parque Nacional. Situado en la zona interior de la ría de Arousa, el área está fuertemente dominada por las condiciones estuarinas del interior de la ría, el ciclo de mareas y el régimen de precipitaciones que regula el caudal del río Ulla (Parada *et al.,* 2006). Estas condiciones hidrológicas, en las que el flujo de la marea domina sobre la descarga del río, y las oscilaciones de temperatura y salinidad, determinan la comunidad bentónica asociada a los fondos blandos que se encuentran en la zona.

Los fondos intermareales de Cortegada se engloban en el hábitat de interés comunitario «Fondos intermareales fango-arenosos» (Código 1140) incluido en el

Anexo I de la Directiva Hábitats (92/43/CEE). Estos fondos son además un importante hábitat para la alimentación de aves limícolas. En el programa de seguimiento de aves en el archipiélago de Cortegada, Arcea (2005) detectó la utilización de esta zona por ostreros (*Haematopus ostralegus*), zarapitos (*Numenius* spp.) y correlimos (*Calidris* spp.). Según este estudio, el archipiélago de Cortegada es utilizado, probablemente de forma frecuente, por las especies citadas y por otras habituales de la desembocadura del río Ulla (De Souza & Lorenzo, en prensa), como el andarríos chico (*Actitis hypoleucos*) y el chorlito gris (*Pluvialis squatarola*), algunas de las cuales se encuentran catalogadas en normativas de diverso rango.

Identificación y justificación del estado de conservación

No hay estudios recientes sobre la comunidad bentónica en el Parque Nacional, excepto aquellos realizados sobre las comunidades de moluscos explotadas en los Lombos do Ulla, o los estudios de seguimiento de contaminantes en los fondos.

La ría de Arousa cuenta con 3.000 bateas de mejillón e importantes superficies de producción y semi-cultivo de moluscos bivalvos en el intermareal, algunas de las cuales se encuentran relativamente cerca de los límites del Parque Nacional (Figura 17).

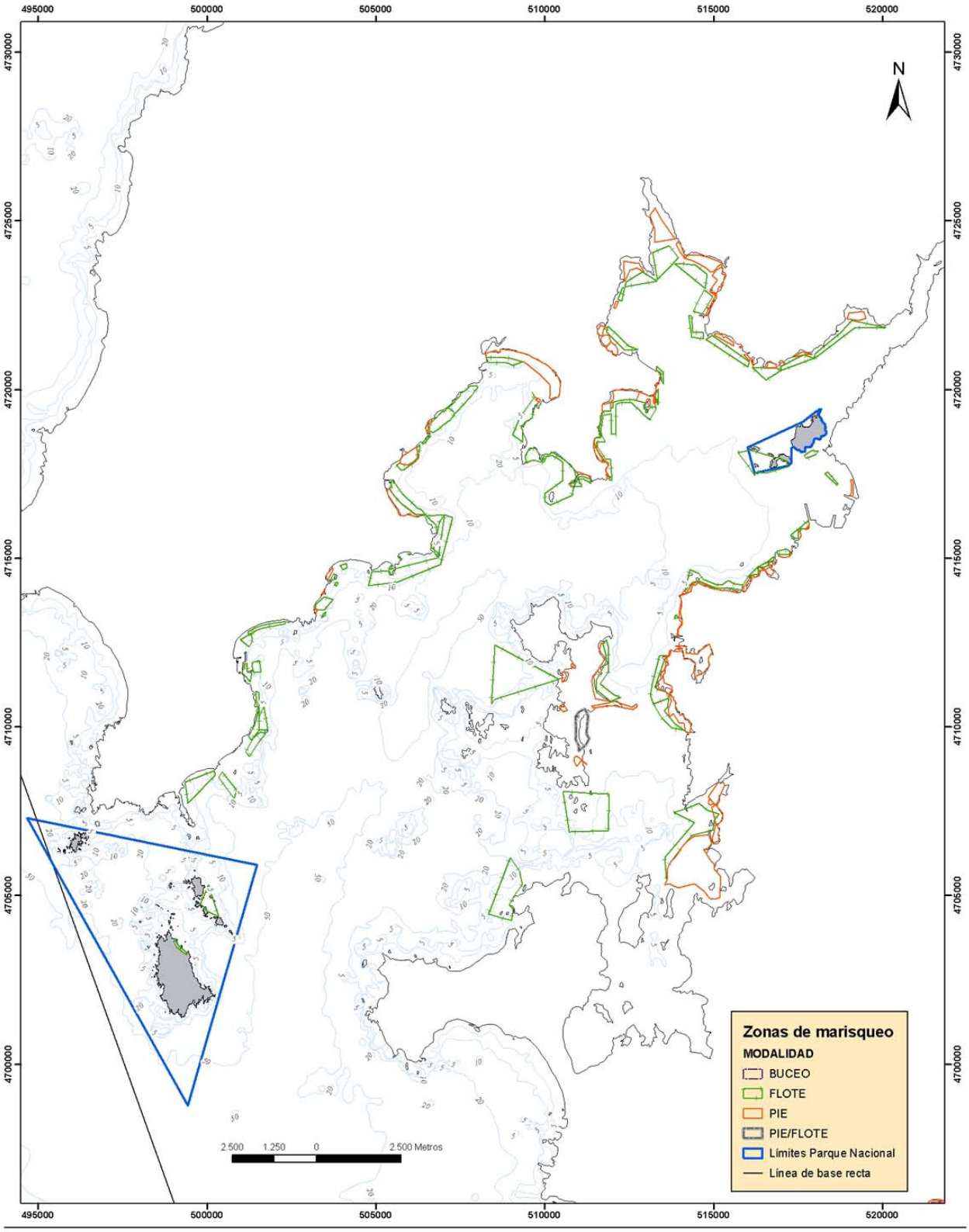


Figura 17. Zonas de marisqueo en la ría de Arousa.

Factores con los que interaccionan el valor

- La isla de Cortegada se localiza en el límite del estuario del río Ulla en el interior de la ría de Arousa. Los estudios realizados en el río y en su estuario han demostrado que ambos presentan un alto grado de contaminación por metales pesados, cuya procedencia se atribuye a las actividades de las tenerías de Padrón y la mina de cobre abandonada de Brandelos (Prego et al, 2008). La parte media de la desembocadura actúa sin embargo como trampa para muchos de estos metales pesados, y solo los más abundantes (Cu y Cr) pueden verse arrastrados con los sedimentos finos hasta los límites del Parque Nacional en la Isla de Cortegada.

- Asimismo, al río Sar, afluente del Ulla, se vierten desde la planta de tratamiento primario los residuos urbanos procedentes del alcantarillado de Padrón y Santiago de Compostela (Gómez *et al*., 2007). El principal efecto de este vertido podría ser la eutrofización de las aguas por el aporte de nutrientes y el enriquecimiento orgánico de los sedimentos. Esto puede generar el crecimiento masivo de especies oportunistas como la macroalga *Enteromorpha* y la posible formación de sedimentos anóxicos en la zona estuarina y el área de convergencia con el Parque Nacional. La proximidad de bateas de mejillón, con el gran aporte de materia orgánica en suspensión que generan, pueden multiplicar este factor de eutrofización sobre los fondos marinos del Parque Nacional.

- Otro factor de amenaza es la intensa actividad marisquera que se desarrolla en los Lombos do Ulla y los bancos de Carril. El marisqueo excesivo puede afectar a la integridad de las comunidades, especialmente a la fauna bentónica. La mayoría de las especies son capturadas con raño desde pequeñas embarcaciones, un arte que en principio no parece ejercer una fuerte presión sobre los fondos. No obstante, algunos estudios recientes relacionan la alimentación de los moluscos bivalvos con las microalgas sobre el bentos, más que con el fitoplacton procedente de la columna de agua (Page & Lastra, 2003). Esto destaca la importancia de la productividad bentónica en estos ambientes, donde el excesivo uso de artes como el raño disminuiría la productividad primaria y consecuentemente el desarrollo de las comunidades bentónicas o su recuperación tras los efectos del marisqueo.

- Por otro lado, el cultivo de especies alóctonas como la almeja japonesa en Carril y los Lombos do Ulla podría llevar a desequilibrar y desplazar a las poblaciones naturales de almeja fina, dado que ambas ocupan el mismo nicho ecológico (Delgado & Pérez-Camacho, 2007).

Medidas de conservación

Como en los otros archipiélagos, el Parque Nacional organiza visitas educativas guiadas a Cortegada, donde existen puntos de información.

Límites establecidos para cada uno de los factores

Los escasos estudios realizados no permiten en la actualidad establecer o limitar en mayor o menor medida los factores que interaccionan con el valor.

Programa de monitorización de los factores

El Instituto Tecnológico para el Control del Medio Marino de Galicia (Intecmar) ha situado una estación automática en Cortegada (2007), desde la que se obtienen diariamente parámetros oceanográficos y metereológicos en continuo (salinidad y temperatura en superficie y fondo, humedad, viento). Toda la información recogida y los datos históricos son accesibles desde la página web del centro. El instituto también toma muestras regulares de moluscos infaunales y pectínidos para análisis patológicos y de biotoxinas relacionados con las mareas rojas, oceanografía del fitoplanton así como muestreos más puntuales sobre metales pesados, organoclorados e hidrocarburos en varios puntos de la ría de Arousa.

El programa del parque marisquero de Lombos do Ulla también realiza un seguimiento directo sobre la actividad marisquera en las zonas de extracción: sobre los recursos (distribución espacial, abundancia y estructura poblacional), control de la actividad extractiva con cálculos de CPUE (capturas por unidad de esfuerzo) y establecimiento de controles periódicos de las tallas de las capturas (Parada *et al*, 2006), información que es útil para el mejor seguimiento de las tareas extractivas que se realizan en los límites del Parque.

No existe ningún programa adicional de seguimiento de los factores que amenazan las comunidades intermareales en el ámbito de Cortegada.

Programa de monitorización del valor

No existe en la actualidad ningún programa de seguimiento sobre los fondos intermareales de Cortegada, aunque se prevé la aplicación de algunas actividades de seguimiento del sector del marisqueo a flote.

Recomendaciones

La zona interior de la ría de Arousa y el entorno de la isla de Cortegada está influenciada por los aportes del río Ulla, especialmente en invierno. El mantenimiento de las condiciones favorables para la protección de las comunidades de los fondos marinos de este sector del Parque está por lo tanto necesariamente ligado a un adecuado manejo del medio fluvial y estuarino.

Un mejor conocimiento de las comunidades asociadas a los fondos blandos y su seguimiento temporal aportarían la información básica sobre su diversidad de especies y el estado de conservación. Algunas de las actividades de monitorización y seguimiento de las comunidades marinas podrían aprovechar las que ya están en marcha sobre los recursos extraídos en la zona de los Lombos do Ulla.

En relación al sector marisquero, es aconsejable que, para facilitar el seguimiento de la explotación de los recursos marinos en el ámbito del Parque Nacional, se establezca una subzona en la delimitación de los planes de extracción de los Lombos do Ulla, que incluya exclusivamente las áreas incluidas en el Parque Nacional.

La introducción de especies alóctonas y su cultivo no son actividades compatibles con los objetivos de conservación del Parque Nacional. Se sugiere que,

dentro de los límites del Parque, solo exista extracción de especies autóctonas y que se realice una evaluación sobre la introducción de la almeja japonesa en las comunidades naturales.

Para la elaboración del presente trabajo no se ha podido disponer de una cartografía actualizada de los bancos marisqueros del entorno de la isla de Cortegada, existiendo zonas de marisqueo lindantes con el Parque que no están reflejadas en la Figura 18 (Xunta de Galicia, 2004). Se considera necesaria la realización de una cartografía precisa de bancos marisqueros y polígonos de bateas, para incrementar el conocimiento de los factores de amenaza sobre el Parque.

10.3.3.7. Fondos de cascajo

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Los sustratos blandos de arenas o cascajo son unos de los fondos más desconocidos del Parque Nacional. Los factores que configuran estos hábitats (escasa penetración de luz, profundidad a la que aparecen e inestabilidad del sustrato) determinan las comunidades biológicas que aparecen en los fondos de cascajo de los archipiélagos del Parque Nacional. En términos generales, los fondos de cascajo se encuentran en zonas con un considerable grado de exposición al oleaje, en varias localidades entre las islas de Monteagudo y San Martiño en Cíes, la cara oriental de Ons, la zona este de Sálvora (entre Punta Castelo y playa de Bois) y el canal entre la isla de Sálvora y las islas de Vionta-Noro (Figuras 19 a 21). Se desconoce si existen otros fondos de cascajo en los límites del Parque, ya que los mapas existentes tienden a solapar los fondos de cascajo con las arenas o los fondos de maërl. Las algas laminariales que dominan las zonas más someras desaparecen en estas profundidades de elevada inestabilidad, siendo sustituidas por algas calcáreas incrustantes y algunos brotes aislados de otras especies de flora. En algunos archipiélagos del Parque Nacional, los fondos de cascajo se entremezclan con fondos de maërl o con fondos de arena, constituyendo hábitats mixtos o áreas aisladas entre los *ripples* de arena.

Al igual que los fondos de maërl, la diversidad estructural del cascajo ofrece una variada gama de nichos explotables por diversos organismos, y crea un hábitat de elevada riqueza y diversidad faunística. Los fondos de cascajo, también conocidos como fondos de bioclastos, se encuentran englobados en el hábitat de interés comunitario “Bancos de arena cubiertos permanente por agua marina poco profundos” (Código 1110) del Anexo I de la Directiva Hábitat.

Un estudio de los fondos de cascajo distribuidos entre las islas de Monteagudo y San Martiño (Kersting *et al*., 1999) observó que los moluscos gasterópodos y los poliquetos son las especies predominantes. Bivalvos como *Tellina crassa* y *Venus* spp., o poliquetos tubícolas de la familia Chaetopridae, fueron los organismos instersticiales más comunes, mientras que la epifauna estaba caracterizada por cangrejos ermitaños (Paguridae), gasterópodos (*Natica alderi, Gibbula magus*) y erizos (*Psammechinus miliaris, Echinocardium pennatifidum*).

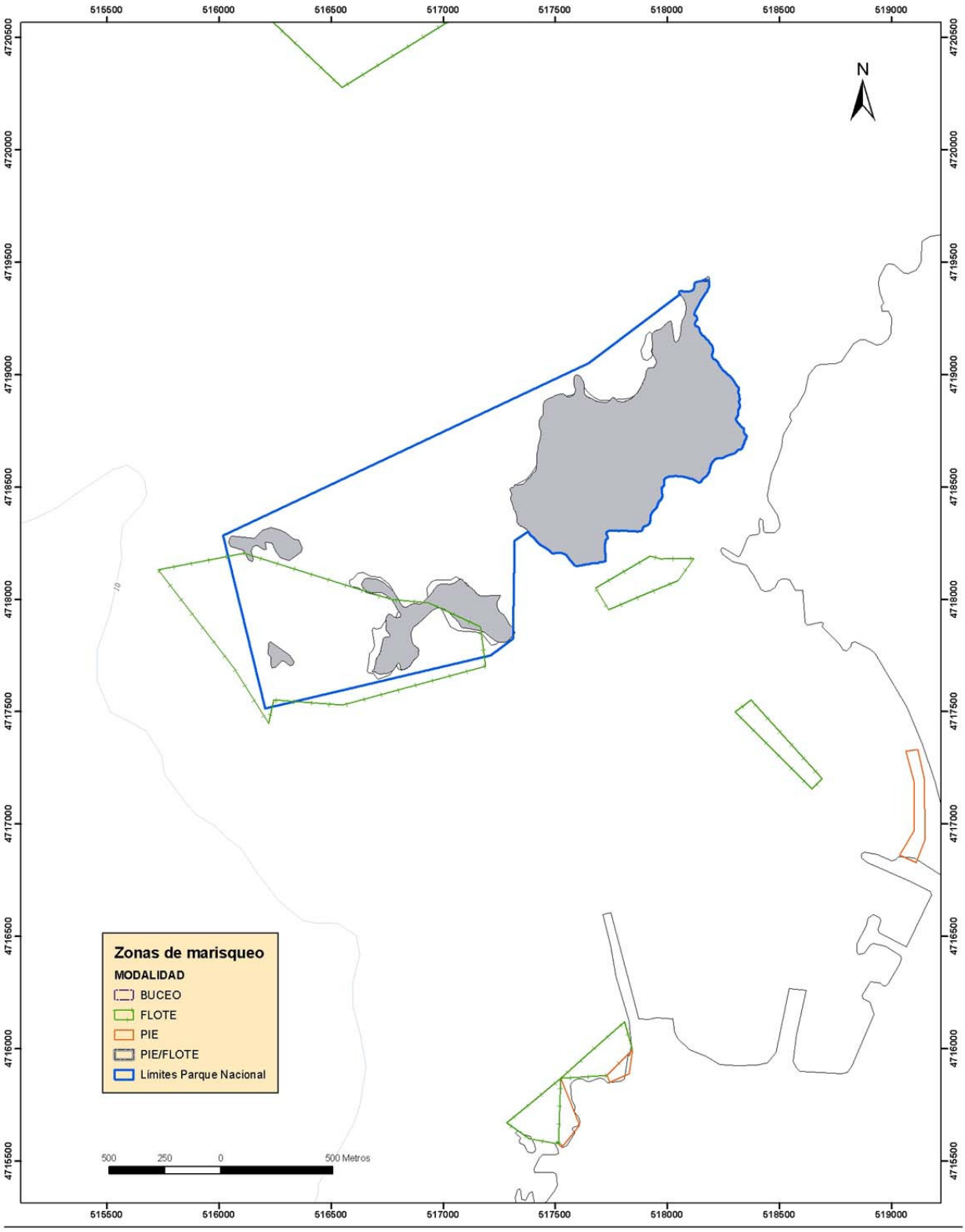


Figura 18. Zonas de marisqueo en el entorno de la isla de Cortegada.

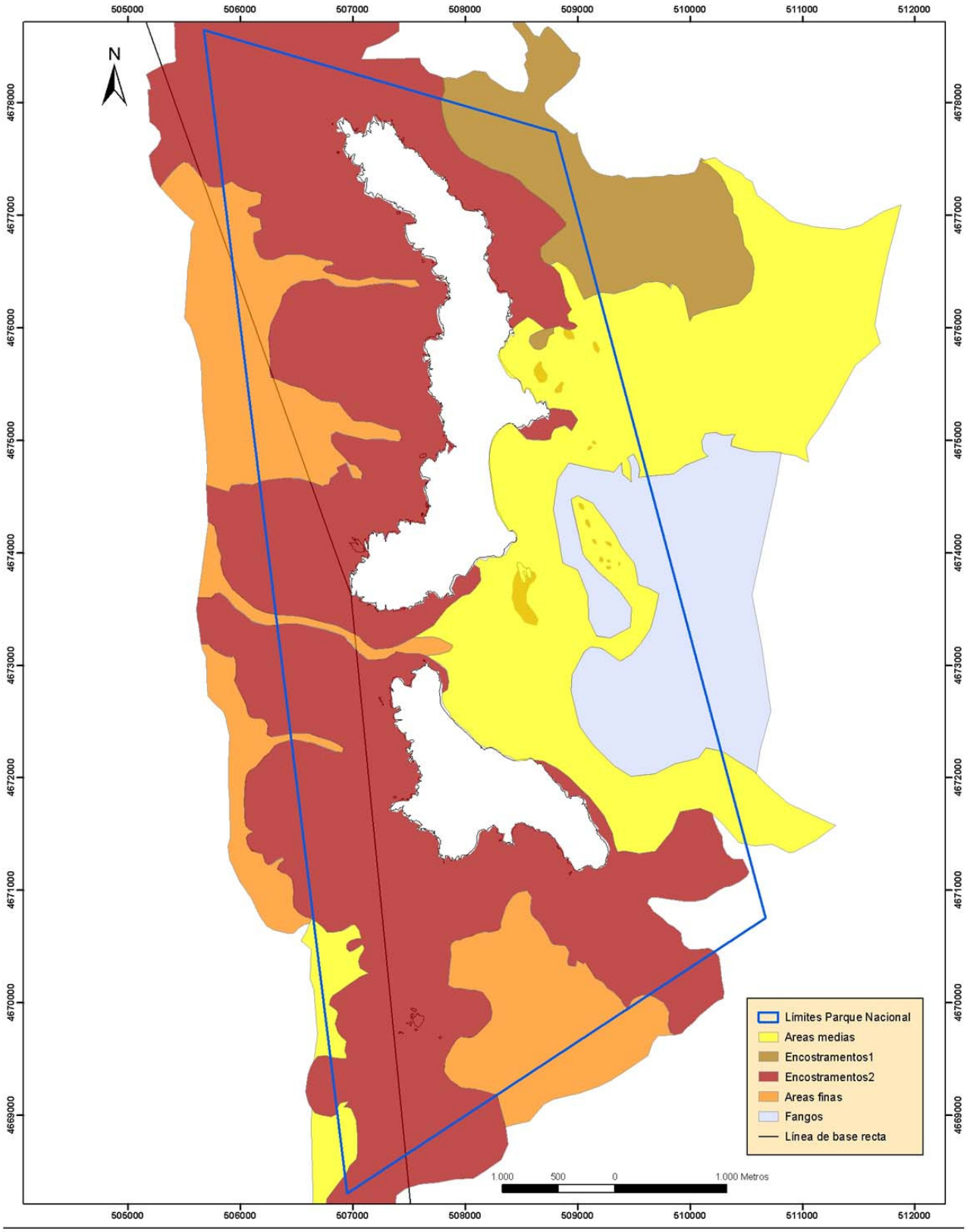


Figura 19. Tipos de fondos en el archipiélago de Cíes.

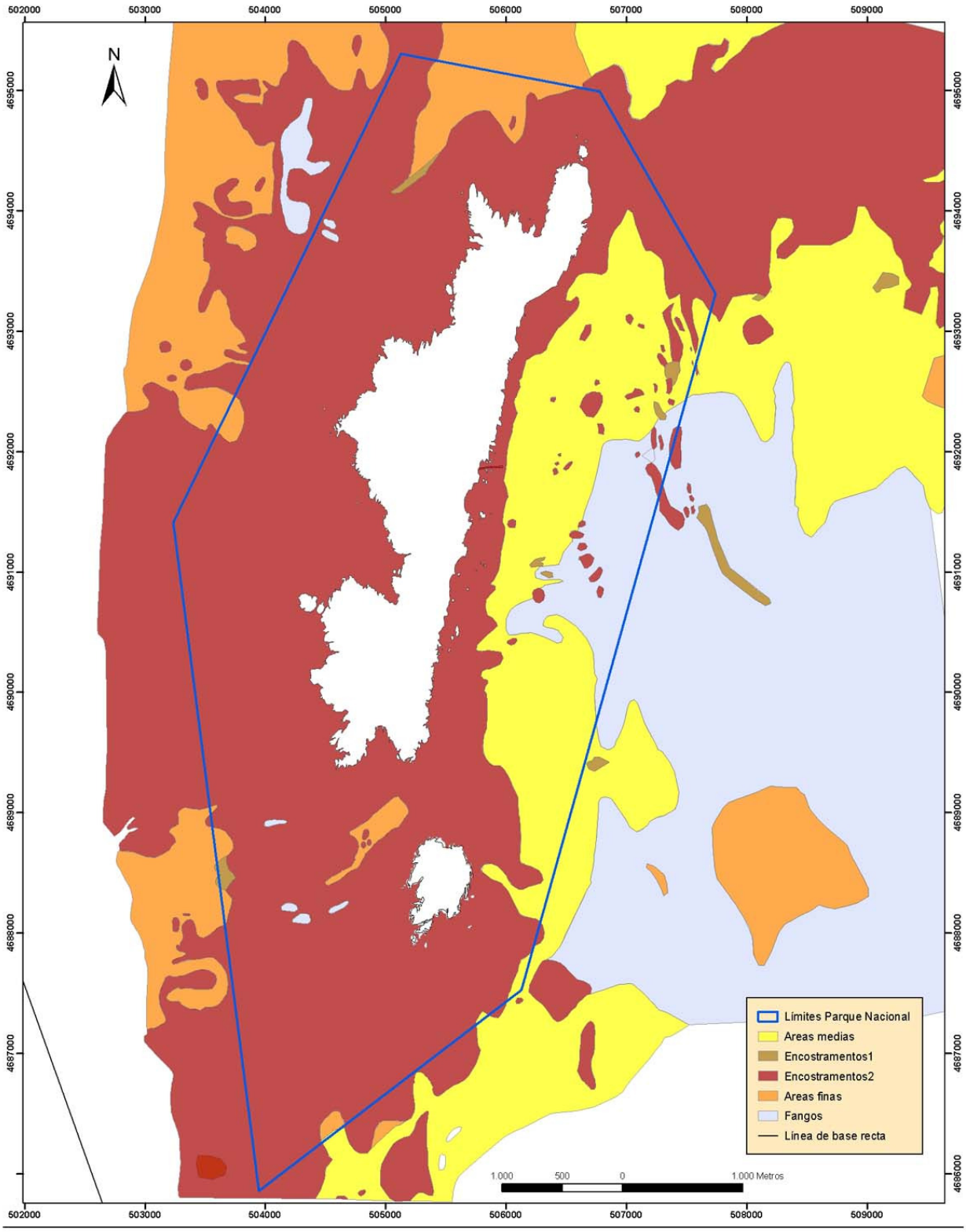


Figura 20. Tipos de fondos en el archipiélago de Ons.

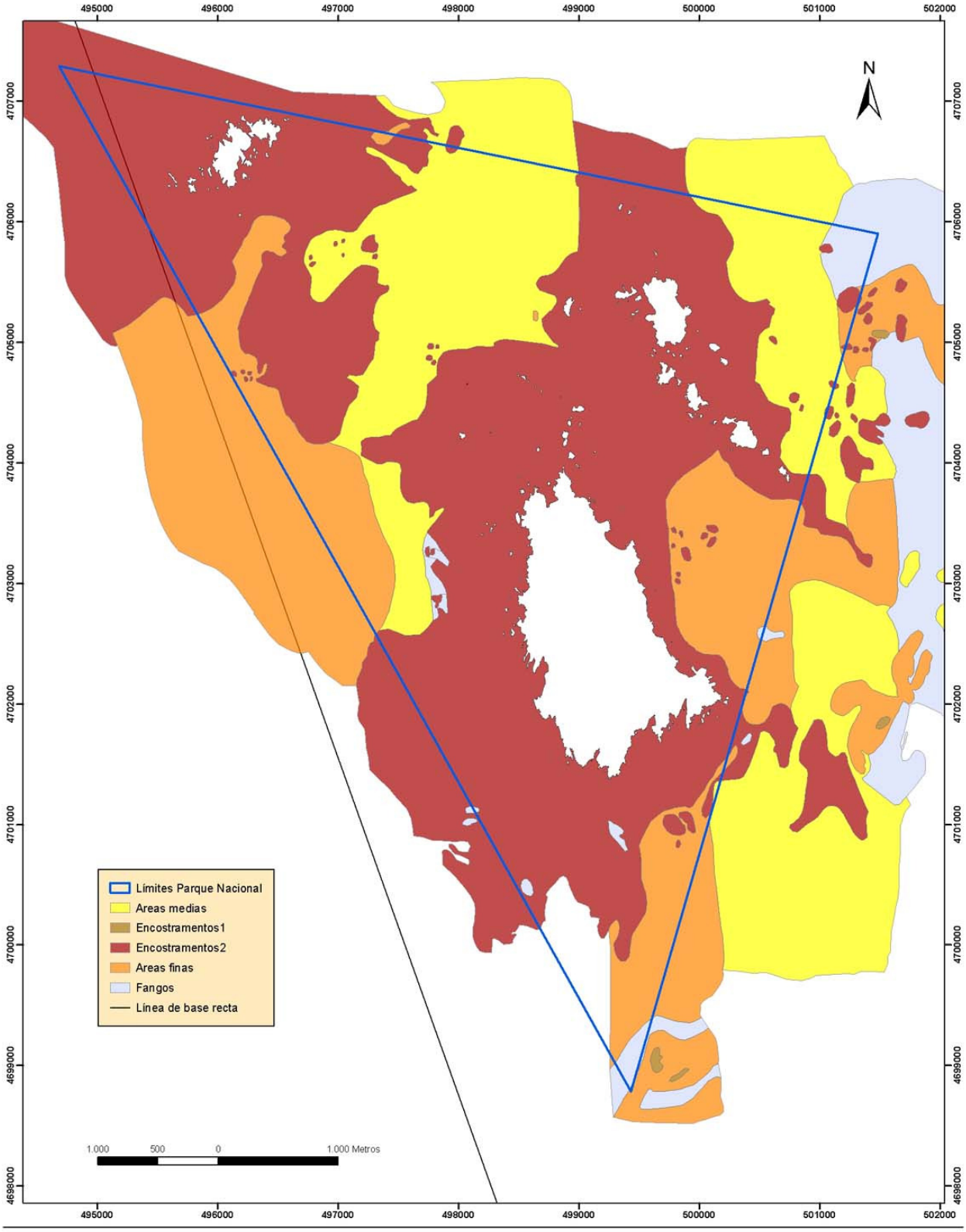


Figura 21. Tipos de fondos en el archipiélago de Sálvora.

En la cara oriental del archipiélago de Ons, en fondos mixtos formados por cascajo y arenas gruesas, se ha identificado una comunidad dominada por el anfioxo *Branchiostoma lanceolatum.* Esta especie es un cefalocordado, organismo evolutivamente primitivo de transición entre los invertebrados y los vertebrados marinos. *Branchiostoma lanceolatum* es de pequeño tamaño y se alimenta mediante la filtración de zooplacton, diatomeas y otras algas microscópicas de la columna de agua. Junto a esta especie de anfioxo, la fauna intersticial está formada por los gasterópodos acochlidiomorfos, el molusco *Biserramenia psammobionta* y el poliqueto *Polygordius lacteus* (Urgorri *et al*, 2007). Aunque este hábitat puede compartir algunas especies comunes con otros fondos de cascajo del Parque Nacional parecen existir diferencias faunísticas que revisten de singularidad a esta comunidad.

Al este de Sálvora, entre la playa de Bois y punta Castelo, los fondos están formados por un sedimento mixto de arena gruesa con fango y cascajo (Tragsatec, 1998). Esta es una zona de alta diversidad de moluscos bivalvos como *Dosinia exoleta*, *Paphia rhomboides*, *Venerupis pollastra*, *Lutraria lutraria* y la navaja *Ensis ensis*, así como de especies incrustantes sobre conchas (poliquetos, poliplacóforos y briozoos). Estos fondos también ofrecen sustrato para la fijación de pequeñas algas de crecimiento estacional (Bárbara *et al*., 2004).

Identificación y justificación del estado de conservación

La presencia de hidrocarburos en los fondos del Parque Nacional tras el accidente del Prestige fue generalizada y algunos de los fondos de cascajo muestreados alcanzaron concentraciones en el sedimento superiores a las 18.000 ppm (Equipo Prestige, 2006a). Sin embargo, un par de años después del vertido las comunidades comenzaron a recuperarse. En 2004, el equipo de seguimiento calculó que los fondos de cascajo de arenas medias con bioclastos contenían un valor promedio de riqueza faunística de entre el 31 y el 35% en las comunidades de Cíes, Ons y Sálvora, y los valores aumentaban considerablemente cuando eran tomados de forma conjunta con los de fondos mixtos de arenas medias y gruesas (Equipo Prestige, 2006b). Las observaciones se realizaron considerando que los grupos más perjudicados por el vertido serían los organismos depositívoros (que se alimentan de partículas presentes en el sedimento) y los suspensívoros o filtradores (que se alimentan de partículas en suspensión). No obstante, los cambios observados tras el Prestige en estos grupos tróficos fueron poco significativos o con escasa relación con los niveles de hidrocarburos presentes años después del accidente. Por el contrario, el cefalocordado *Branchiostoma lancelatum* registró un aumento importante en los fondos de arenas gruesas de Ons en el otoño de 2005, constituyéndose como la especie dominante en esta zona. Otras de las especies típicas también permanecieron, pero su sensibilidad limitó su capacidad para recolonizar los ambientes alterados por el accidente. Como ejemplos se destacan los moluscos *Clausinella fasciata, Tellina donacina, Turritella communis* o el equinodermo *Amphiura chiajei*, cuyas poblaciones sufrieron importantes fluctuaciones hasta recuperar su dominancia inicial, extendieron su colonización a otros fondos o por el contrario desaparecieron como componentes de la biota típica de fondos de cascajo.

Lamentablemente, los muestreos de seguimiento del accidente del Prestige posteriores al 2004 no incluyeron fondos de cascajo, a excepción de una estación de muestreo, por lo que es difícil interpretar la permanencia del fuel o sus componentes

en algunas de zonas afectadas del Parque Nacional. El único fondo de cascajo muestreado en Cíes mostró que el nivel de hidrocarburos totales descendió a valores no detectables tres años después del vertido (Equipo Prestige, 2006a; Código de área: D66).

Factores con los que interacciona el valor

Los fondos blandos de arenas o cascajo se ven afectados por varios factores antropogénicos, como el deterioro físico por acción de la pesca, las actividades de extracción y la contaminación:

- La pesca puede alterar las interacciones tróficas dentro de estos hábitats mediante la extracción de predadores o competidores. No obstante, los efectos de la extracción no tienen por qué afectar necesariamente el funcionamiento ecológico de la comunidad. Sin embargo, áreas que están sometidas a un continuado esfuerzo de pesca pueden mostrar dificultades en la recuperación de su fauna, especialmente cuando los fondos son dañados o trabajados por las artes de manera constante.

- Los fondos con comunidades de amphioxus son muy sensibles a acciones que produzcan cambios sobre el hábitat, como la variación del régimen hidrodinámico (ICES, 2003). Actividades que alteren el flujo de mareas, la exposición al oleaje o creen un aumento de la tasa de sedimentación, como por ejemplo la construcción de embarcaderos, pueden influir en este tipo de hábitat y sus comunidades.

- La polución orgánica debida a vertidos costeros o actividades de acuicultura puede conllevar la formación de sedimentos anóxicos (con falta de oxígeno) y disminuir la diversidad del bentos y la fauna intersticial. Asimismo, la contaminación por metales pesados, PCBs y otros químicos puede inducir efectos sobre toda la comunidad o específicamente sobre algunos organismos, como los ocurridos tras el vertido del Prestige.

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones de conservación para preservar los fondos de cascajo del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

La variabilidad temporal de estas comunidades, junto con los pocos estudios realizados al respecto, no permite actualmente establecer los límites de los factores.

Programa de monitorización de los factores

En los informes sobre las tareas de limpieza tras el accidente del Prestige y de seguimiento de la recuperación, no se describe la realización de trabajos en fondos de cascajo, por lo que se desconoce si se han realizado estas actividades en los fondos del Parque Nacional.

Programa de monitorización del valor

En la actualidad no está planteado ningún programa de seguimiento sobre fondos de cascajo, aunque sí se prevé la implementación de algunas actividades de monitorización del sector marisquero a flote y pesquero artesanal en los próximos años.

Recomendaciones

Se recomienda que el Parque Nacional proteja a las comunidades más representativas de estos fondos (p.e. las arenas de anfioxo) del efecto de actividades pesqueras fuertemente dañinas sobre el sustrato, como el rastro de vieira o el endeño remolcado. Para ello será necesario identificar las zonas de mayor interés utilizando criterios basados en la riqueza específica, diversidad o singularidad, así como en el estado de conservación.

En sectores del Parque autorizados para la pesca, podría establecerse una rotación temporal con el fin de minimizar los efectos pesqueros y permitir la regeneración de los hábitats. La zonificación de estas zonas debería complementarse con un estudio del estado de las especies explotadas comercialmente, y con la participación del sector pesquero y marisquero en actividades de sensibilización sobre la importancia de conservación de los fondos de cascajo.

El cartografiado en detalle del tipo de sedimentos, características del fondo y biotipos que lo forman, mejorará el conocimiento sobre este hábitat así como la elaboración de futuros planes de manejo de los fondos del Parque.

10.3.3.8. Fondos de arena

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Los pocos estudios existentes sobre el intermareal arenoso del Parque Nacional señalan la presencia de una comunidad dominada por pequeños crustáceos marinos (anfípodos e isópodos) como la pulga de arena *Talitrus saltator* y una infauna caracterizada por misidáceos y poliquetos (Tragsatec, 1998; Equipo Prestige, 2006b).

Según aumenta la profundidad, la riqueza del bentos y sus especies asociadas se incrementa considerablemente. Los sustratos blandos submareales de arenas finas y medias dominan gran parte de la cara oriental resguardada de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora. En algunos sectores existen fondos duros submareales (roca, peñascos o piedras) con una fina capa de arena recubriéndolos o sustratos de cascajo mixtos con arenas. En el archipiélago de Sálvora estos fondos se distribuyen en su vertiente este y norte y en menor medida en el sur y oeste (Equipo Prestige, 2006b). Las arenas gruesas y mixtas (con cascajo) se distribuyen mayoritariamente entre Sálvora y Sagres, continuándose hacia el NO de Sálvora, con pequeñas áreas en la cara Este, donde aparecen las arenas más finas.

El informe de seguimiento del accidente del Prestige recoge los valores iniciales de riqueza de especies después del vertido en los tres archipiélagos del Parque Nacional. Estos valores fueron de 6.4% en fondos de arenas finas fangosas, 34.3% en arenas finas, 33.9% en arenas medias y 36.4% en los fondos con las arenas más

gruesas (Equipo Prestige, 2006b). La variabilidad en la estructura del sedimento y su distribución condicionó los distintos biotopos que se formaban sobre los fondos blandos submareales, con un grupo dominante formado por poliquetos, moluscos y crustáceos.

En el archipiélago de Cíes, los fondos de arenas finas se distribuyen frente a las islas de Faro y de San Martiño, apareciendo intercaladas pequeñas áreas de arenas finas fangosas (Equipo Prestige, 2006b). Por ejemplo, en los fondos de arenas de grano fino a grueso, en la isla de San Martiño (archipiélago de Cíes).

Identificación y justificación del estado de conservación

El programa de seguimiento del accidente del Prestige aporta datos recopilados durante tres años sobre las características físicas, bioquímicas y faunísticas de tres playas intermareales localizadas en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Figueiras, Area dos Cans y O Castelo, en las islas de Cies, Ons y Sálvora respectivamente). Durante este trabajo se observó que las comunidades incrementaban el número de especies con el transcurso del tiempo. La macrofauna intermareal, formada mayormente por poliquetos y crustáceos, experimentó cierta recuperación tras los efectos del vertido en Ons y Sálvora, pasando de 11-15 especies en 2004 a 31-37 especies dos años más tarde. Los poliquetos fueron el grupo que presentó una mayor afección por el vertido en la zona intermareal (de la Huz *et al.*, 2005). Los estudios bioquímicos mostraron asimismo una clara disminución en las concentraciones de proteínas, lípidos, carbohidratos y sobre todo carbono biopolimérico en los niveles superiores, medios e inferiores de las playas afectadas en el Parque Nacional, con la excepción de dos localidades en las islas Cíes. De forma similar a los estudios de monitorización en el medio rocoso, la falta de información sobre las comunidades marinas en condiciones naturales previas al accidente y la escasa periodicidad de los estudios no permiten determinar el efecto directo del vertido sobre la composición bioquímica del sedimento o el grado de recuperación del hábitat.

Paralelamente a estos estudios se realizó un análisis de contaminación, alteración y toxicidad aguda (2003-2004) para 10 estaciones localizadas en la zona submareal de las islas Cíes y Ons. Los resultados muestran como en la primera campaña de 2003 los sedimentos se encontraban degradados debido a la contaminación por PAHs (Hidrocarburos aromáticos policíclicos) procedentes del vertido del *Prestige*. En la zona arenosa submareal del archipiélago de Cíes se detectaron niveles elevados de PAHs tras el accidente del Prestige, con un paulatino descenso en años consecutivos en casi todas las zonas estudiadas. También se cuantificó la contaminación por metales en los sedimentos en la Isla de Ons, con una concentración de moderada a alta para los metales Zn, Cu y V (Equipo Prestige, 2006a). Los mayores valores de riqueza de especies fueron encontrados en fondos de arenas finas y gruesas en la isla de Sálvora (43.5% y 50.9% respectivamente) y en los fondos de arenas medias en las islas Cíes (69.7%) (Equipo Prestige, 2006b).

Factores con los que interacciona el valor

Junto a la sobreexplotación de los recursos pesqueros es necesario señalar el impacto que originan sobre los fondos algunas artes de pesca, como el arrastre y el

marisqueo con rastros. Estas artes inciden negativamente sobre las comunidades de los fondos al capturar muchas especies no objetivo.

Los derrames accidentales de crudo, procedentes de las operaciones de carga de barcos y la limpieza de sentinas, y las mareas negras son una importante forma de contaminación. Como se observó tras los accidentes del Prestige o el Aegean Sea, los hidrocarburos dispersos en los sedimentos, suspendidos en el agua o depositados en manchas en el fondo, se difunden a través de los sedimentos limpios y forman arenas grises que atrapan estos contaminantes (Gómez & Dauvin, 2005; Rodríguez-Merino, 2005; Murado *et al.*, 2003; Equipo Prestige, 2006a). Estos procesos afectan tanto a la estructura y la abundancia de las comunidades del macrobentos como a la infauna que vive enterrada en el sedimento. Estudios previos han mostrado que las comunidades de fondos de arenas finas o medias son más sensibles a estos contaminantes que las comunidades propias de fondos de cascajo, manifestando a corto o medio plazo cierta sensibilidad a la contaminación (Gómez & Dauvin, 2005).

Otros factores de amenaza en los fondos arenosos están relacionados con la contaminación orgánica y química acumulada en los sedimentos. A pesar del incremento de las medidas destinadas a la depuración de aguas residuales en el litoral de las Rías Baixas, numerosos compuestos químicos y metales pesados procedentes de las actividades portuarias, poblaciones e industria son transportados adheridos a las sustancias en suspensión por las corrientes y las mareas. Estos contaminantes, que posteriormente se depositan en los sedimentos, son susceptibles de volver a movilizarse en determinadas condiciones y causar toxicidad o bioacumulación en las comunidades bentónicas de los fondos arenosos donde se ubican.

La fauna intermareal de playas del Parque Nacional muy concurridas por turistas o embarcaciones de recreo durante la época estival pueden verse también afectadas por estas actividades, aunque se desconoce su grado de afección.

Medidas de conservación

Tras el accidente del Prestige se pusieron en marcha varios programas de limpieza del intermareal arenoso así como un programa de seguimiento de los fondos para analizar su recuperación. Las zonas submareales fueron las que recibieron una mayor cantidad de fuel, y en las que realizaron de forma intensiva las tareas de limpieza del mismo y del material contaminado, incluyendo la limpieza de los primeros centímetros del sedimento y la recogida de algas varadas (Equipo Prestige, 2006a).

Límites establecidos para cada uno de los factores

El equipo Prestige (2006) realizó un programa integral de estudio de índices de contaminación de los sedimentos (PAHs y metales traza), de la toxicidad que éstos presentan para la biota (test de bacteria Microtox®, ensayo con anfípodo *Corophium volutator*, ensayo con poliqueto *Arenicola marina* y larvas de erizo *Paracentrotus lividus*) y las alteraciones producidas en la estructura de las comunidades bentónicas. Los parámetros empleados para estudiar la posible alteración de las comunidades fueron la riqueza específica y la diversidad y porcentajes de moluscos, poliquetos y

crustáceos. Con estos datos se calcularon guías de calidad que se asociaron a efectos biológicos adversos producidos por PAHs y metales traza.

La correlación entre las concentraciones de estos contaminantes y los efectos biológicos producidos permitieron determinar las concentraciones de PAHs (700 µg Kg-1) y de los metales Zn (85.3 mg Kg-1), Cu (70.9 mg Kg-1) y V (81.2 mg Kg-1) asociadas efectos biológicos en los fondos blandos del Parque Nacional (Equipo Prestige, 2006a).

Con respecto a otros factores de presión, los pocos estudios realizados al respecto en esta zona no permiten en la actualidad establecer sus límites.

Programa de monitorización de los factores sobre los que se actúa

Entre 2004 y 2006 se realizó un programa de seguimiento de la contaminación derivada del vertido del Prestige en los sedimentos y la columna de agua de las playas intermareales de Cíes, Ons y Sálvora (Equipo Prestige, 2006a). En él se midieron la variabilidad temporal en la composición bioquímica, la concentración clorofílica y la abundancia y riqueza de macrofauna en estos ambientes.

También se realizaron muestreos bi-anuales en fondos submareales de arenas fangosas, finas y gruesas y fondos de maërl para examinar la concentración total de hidrocarburos en los sedimentos afectados por el vertido en el Parque Nacional. Las conclusiones de este programa resaltaron la necesidad de continuar los seguimientos para poder establecer el grado anual de recuperación de las comunidades afectadas.

Programa de monitorización del valor

El único programa de monitorización realizado sobre la fauna de sedimentos arenosos intermareales contemplaba el seguimiento de tres variables macrofaunísticas (riqueza específica, abundancia total de individuos y biomasa total de poliquetos y crustáceos marinos) en los ambientes playeros afectados por el Prestige (Equipo Prestige, 2006a). En la zona submareal de fondos arenosos y fangosos se examinó la distribución de especies, la riqueza específica y la dominancia así como los cambios producidos en la densidad de especies.

Recomendaciones

Es necesario evaluar el estado ecológico actual y el potencial de regeneración de los ecosistemas marinos del Parque Nacional, así como cartografiar sus fondos (biotopos), con vistas a su uso sostenible. Los fondos blandos albergan innumerables organismos invertebrados y funcionan como refugio y fuente de alimento de múltiples vertebrados; sin embargo, el conocimiento actual de estos hábitats es demasiado pobre. A pesar de que una gran parte de los fondos marinos del Parque Nacional están constituidos por fondos blandos, son escasos los estudios de caracterización de sus comunidades, por lo que tampoco se han identificado zonas de interés o posibles singularidades de los mismos. Los estudios de las comunidades de estos fondos necesitan recoger índices descriptivos de fauna y flora (abundancia y biomasa) y riqueza de especies, así como una información detallada sobre las condiciones del medio físico y su hidrodinamismo.

Por otra parte, conviene destacar los problemas del cartografiado marino del Parque Nacional. Los trabajos realizados hasta la fecha (Figuras; CIS 2000; Equipo Prestige 2006a) han suministrado información preliminar de los fondos arenosos existentes, generando mapas de tipos de fondos en base a la granulometría y algunas otras características básicas como contaminación por hidrocarburos. La precisión de la cartográfica de distribución de los biotopos está sin embargo limitada por las distintas metodologías utilizadas. Estas metodologías, escasamente descritas en los diferentes informes, generan confusión acerca de la precisión de los límites entre los distintos tipos de fondos. Se recomienda por lo tanto la realización de nuevos mapas que permitan conocer el estado actual de las comunidades de fondos blandos en el Parque Nacional, su distribución y cualquier otra información relevante para futuros planes de manejo.

Se plantea además la necesidad de elaborar un plan de seguimiento y análisis de las labores de la pesca y el marisqueo en los fondos blandos, y de sus efectos sobre las comunidades que los ocupan en el Parque Nacional. El objetivo de esta monitorización sería conocer la capacidad de regeneración de los fondos arenosos y diseñar nuevas estrategias para los planes de explotación, que permitan su uso al mismo tiempo que el mantenimiento de la diversidad marina y la integridad del ecosistema.

10.3.3.9. Aves

Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*)

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La pardela balear es un ave marina endémica de España. Su población reproductora se localiza en las islas Baleares, estimándose su tamaño en 2.400 parejas (Conselleria de Medi Ambient, 2005).

Una vez terminada la temporada de cría, se traslada en su mayor parte hacia el Atlántico (Arcos & Oro, 2004), concentrándose en Galicia (Mouriño *et al.*, 2003) y en el Golfo de Vizcaya (Yésou, 1986; 2003). Frente a las costas gallegas permanece presente a lo largo de todo el año, aunque en menor número entre noviembre y mayo (Mouriño *et al.*, 2003).

La especie está presente en el entorno de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora a lo largo de todo el año (Mouriño *et al.*, 2003; Arcea, 2007b), aunque las concentraciones más importantes se registran entre los meses de mayo y octubre. Los registros más significativos realizados hasta la fecha en las aguas del Parque han sido de 114 ejemplares en junio de 2004 y de 212 en septiembre del mismo año, lo que les otorga importancia internacional por reunir más del 1% de los efectivos totales de la especie (Arcea, 2005a). No obstante, debe tenerse en cuenta la variabilidad que puede introducir en estos datos la capacidad de de esta especie para desplazarse a grandes distancias en cortos intervalos de tiempo.

Se encuentra incluida en el anexo IV de la Ley 42/2007, relativo a las especies que serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución.

Aparece en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como especie En peligro de extinción, la misma categoría que se le atribuye en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas. El Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al*., 2004) la incluye como especie En Peligro Crítico.

Identificación y justificación del estado de conservación

Según Oro *et al*. (2004), la población española experimenta un declive anual del 7,4%, lo que implica una probabilidad de extinción del 100% en 40 años.

No se dispone de información relativa a la evolución de la población de pardela balear que utiliza las aguas del Parque.

La abundancia de pardelas próximas a la costa varía notablemente a lo largo del verano (junio-octubre) en la bocana de la ría de Pontevedra, con conteos que oscilan entre 11 y 714 aves, desconociéndose las causas que determinan esa variación temporal, aunque probablemente pueda ser debido a cambios en la disponibilidad de recursos tróficos (Arcea, 2007b).

Factores con los que interacciona el valor

Arcos & Oro (2004) señalan para la especie que, al tratarse de un ave marina muy longeva y con baja tasa reproductiva, sus principales amenazas son aquéllas que afectan a la mortalidad directa de los adultos, aunque las relacionadas directamente con el éxito reproductor u otras indirectas para la especie, también pueden ser importantes a largo plazo. En este sentido, los factores con más posibilidades de afectar a la especie fuera de la temporada de cría son los relacionados con la actividad pesquera y con la contaminación del medio marino (Arcos & Oro, 2004; Viada, 2006; Arcea, 2007a).

Según Arcea (2007b), la existencia de un solapamiento entre las áreas de alimentación de las pardelas baleares y las áreas de calado de artes de enmalle en la bocana de la ría de Pontevedra hace factible que se produzcan episodios de mortalidad, teniendo en cuenta la profundidad de los sustratos sobre los que se calan estas artes (20-35 m) y la que puede alcanzar la pardela (hasta 26 m; Aguilar *et al*., 2003), si bien el riesgo de enmalle está sin evaluar.

El estudio de Arcea (2007b) también revela que los descartes de la actividad pesquera que se desarrolla en la bocana de la ría de Pontevedra forman parte de la dieta de la pardela balear, en especial aquellos generados por cerqueros. Según Arcos & Oro (2004), a este tipo de situaciones probablemente se ha llegado tras una disminución de otras fuentes de alimento alternativas, como los pequeños peces pelágicos. Según estos mismos autores, para la preservación de los ecosistemas marinos es deseable el mayor control de una actividad pesquera tan poco selectiva como el arrastre, si bien conviene gestionar esta reducción de la mejor forma posible para paliar el impacto potencial de la reducción de descartes sobre la pardela balear y otras aves marinas con problemas de conservación, ya que esta reducción podría ocasionar una mayor competencia por el recurso entre las aves que lo aprovechan.

Asimismo, según Arcos & Oro (2004), la sobreexplotación de algunas especies de pequeños peces pelágicos también podría influir en la dinámica poblacional de esta

pardela, al reducir sus alternativas frente a una reducción de los descartes, empeorando la situación anteriormente citada.

Otra amenaza potencial, que parece ser más importante de lo que se creía en el área mediterránea (Belda & Sánchez, 2001a, b; Carboneras, 2001; Cooper *et al.*, 2003) y que podría ser extensible al Atlántico, la constituyen las pesquerías de palangre. Los anzuelos que se utilizan y el tipo de cebo habitual suelen ser demasiado grandes para la especie, pero en ocasiones las pardelas quedan enganchadas. Aunque no parece un fenómeno frecuente, el comportamiento gregario de las pardelas y su asociación habitual con embarcaciones de pesca puede llevar puntualmente a fenómenos de mortalidad "en masa", cuando una barca cala el arte cerca de una balsa de pardelas (Arcos & Oro, 2004).

En cuanto a la potencial influencia de la contaminación marina, el estudio de Arcea (2007a) cita el vertido ilegal de derivados del petróleo como posible factor inductor de mortalidad de pardela balear en Galicia. El comportamiento gregario de esta especie en ciertas épocas del año la hace potencialmente vulnerable frente a vertidos de hidrocarburos, que podrían causar la muerte a centenares de individuos en caso de coincidir con alguna gran concentración de pardelas.

Arcos & Oro (2004) destacan las elevadas concentraciones corporales de metales pesados, como el mercurio y el selenio, de las pardelas baleares. Según estos autores, los niveles de mercurio podrían ser cercanos al límite tolerado por esta especie, lo que la hace susceptible ante episodios puntuales de contaminación, como los vertidos de hidrocarburos. Por el contrario, los altos niveles de selenio podrían ser beneficiosos ya que atenuarían la toxicidad del mercurio (Thompson, 1996).

En cuanto a los factores que podrían explicar el uso del hábitat de la pardela balear en la costa de Galicia, Mouriño *et al*. (2003) señalan que las áreas donde se concentran la mayoría de los registros de agrupamientos de pardelas coinciden con las principales áreas de pesca de la sardina (*Sardina pilchardus*) en Galicia, al sur del cabo Fisterra (Wyatt & Pérez-Gándaras 1988), y que la presencia de las pardelas podría estar relacionada con el reclutamiento en las rías de sardinas de clase 0 (119 mm de longitud media). Según Arcea (2007b), también se debería prestar atención a la importancia que podrían tener los lanzones (Ammoditidae) en la formación de las concentraciones de pardela balear, a la vista de que esta familia de pescados constituye una componente mayoritaria en la composición de la dieta del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) (Velando & Freire, 1999b), especie con la que la pardela balear forma con frecuencia balsas mixtas de alimentación.

Arcea (2007b) también señala el interés de explorar la relación de los fenómenos de afloramiento, y de los factores que inciden en ellos (espiral de Ekman, Oscilación del Atlántico Norte), con la distribución de pardelas baleares en aguas gallegas, dada la influencia de aquellos en el éxito larvario y en el reclutamiento de peces pelágicos como la sardina (Wyatt & Pérez-Gándaras, 1988; Cury & Roy, 1989; Guisande *et al.*, 2001).

Otros factores que han sido identificados como variables predictoras de la presencia/ausencia de la especie en la costa mediterránea ibérica y que podrían estar afectando a la distribución de la pardela balear en la costa gallega son: la distancia a la línea costera, la profundidad media, el gradiente de profundidades y el gradiente de

clorofila a (indicador de la productividad oceánica e, indirectamente, de la existencia de los pescados de los que se alimentaría la pardela) (Louzao *et al*., 2006).

Medidas de conservación

No se han adoptado medidas destinadas específicamente a la conservación de la pardela balear en el Parque.

Indicadores de estado

El único indicador potencial del estado de conservación para el que se dispone de información es el número total de pardelas observado desde distintos puntos de la costa.

Límites establecidos para cada uno de los factores

No se han establecido límites para los distintos factores que puedan estar interaccionando con la dinámica de la población de pardela balear.

Programa de monitorización de los factores

No se ha implantado ningún sistema de seguimiento de los factores con los que pueda interaccionar la pardela balear.

Programa de monitorización del valor

No existe un programa de monitorización. Los censos invernales de aves acuáticas y marinas que organiza la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible en el mes de enero aportan información sobre la presencia de la especie en las aguas del Parque.

Según Arcea (2007b), los vuelos en aeronave a baja altura resultan una metodología potencialmente utilizable en el litoral gallego como método de censo y análisis de la distribución de la pardela balear. Los conteos desde aeronave deben emplearse en combinación con los censos desde lo litoral para conseguir la información complementaria a la distribución pelágica de la especie. El seguimiento de pardelas baleares desde la costa tiene sus limitaciones, ya que en condiciones de mala mar o con viento igual o superior a fuerza 3-4 en la escala Beauford se pierde efectividad en la localización y censo de ejemplares al reducirse la distancia efectiva de observación, además de ser necesario invertir una mayor cantidad de tiempo en completarlos. Igualmente afectan las condiciones de luz y el grado de cobertura de nubes. Debe señalarse, además, la existencia inevitable de errores de localización de las aves, en especial los relativos a la distancia a la costa en áreas donde no existen referencias en tierra que permitan algún tipo de triangulación que facilite la tarea.

Recomendaciones

Arcea (2007b), atendiendo a las recomendaciones contenidas en la Estrategia para la Conservación de la Pardela balear en España (Grupo de Trabajo de la Pardela Balear, 2005), apunta la necesidad de realizar estudios que analicen su distribución y los cambios en su abundancia en el marco de un programa de seguimiento. Según Arcea (2007b), sería apropiado efectuar dos censos simultáneos de todo el litoral

gallego, desde tierra y aire, en los meses de junio y agosto de cada año. La información así obtenida debería servir de base para la designación de ZEPAs marinas destinadas a la protección de esta especie. La estrategia estatal recomienda la elaboración de planes de uso y gestión específicos para estas áreas marinas protegidas.

Arcea (2007b) también destaca la necesidad de realizar estudios que identifiquen los factores que expliquen la variabilidad observada a lo largo del seguimiento. En este sentido, Louzao (2006) plantea que las líneas de investigación que estudian la asociación de la pardela balear con el hábitat marino deberían centrarse en la comprensión de la interacción, a pequeña escala, entre las condiciones oceanográficas, la distribución de sus presas y los patrones de agregación y comportamiento en las áreas de alimentación importantes de la plataforma continental Ibérica, incluyendo las áreas utilizadas por la especie cuando se dispersa por el Atlántico norte, a fin de identificar zonas marinas merecedoras de protección en dicha área biogeográfica. Arcea (2007b) considera de gran interés abordar estos trabajos a escalas espaciales y temporales adecuadas, con el objetivo de determinar la influencia de fenómenos como la espiral de Ekman, la Oscilación del Atlántico Norte, los afloramientos, o las respuestas antipredatorias de especies presa como la sardina, en las relaciones mencionadas anteriormente. Estos trabajos permitirían generar mapas de hábitat potencialmente adecuado para la especie, herramienta de trabajo básica para la potencial delimitación de áreas marinas protegidas o de gestión prioritaria para esta procelariforme en peligro de extinción, como recomienda la Estrategia de conservación española (Grupo de Trabajo de la pardela balear 2005).

Por otra parte, Arcea (2007b) plantea la necesidad de realizar estudios que cuantifiquen y evalúen la mortalidad de pardela balear en artes de pesca en Galicia, y propongan las medidas correctoras idóneas para minimizarla. En este sentido, la estrategia estatal recomienda desarrollar campañas informativas, de divulgación, de educación ambiental y de participación social, dirigidas tanto a la población en general como en especial a los profesionales que desarrollan su actividad en el mar.

También en relación con los efectos de la pesca, Arcos & Oro (2004) destacan la conveniencia de realizar un seguimiento detallado de las poblaciones de pequeños peces pelágicos en el Mediterráneo occidental y el golfo de Vizcaya, para determinar si existe sobreexplotación del recurso y evaluar cómo puede afectar a las pardelas, siendo deseable la implicación de organismos de investigación y gestión pesquera.

Otro factor respecto al que se han realizado recomendaciones es el de la contaminación marina. En este sentido, Arcea (2007b) propone la incorporación explícita de la pardela balear en los protocolos de lucha contra la contaminación marina, en especial la derivada de vertidos de hidrocarburos. Arcos & Oro (2004) señalan la conveniencia de mantener los programas de recogida de aves marinas orilladas para evaluar el impacto de los pequeños vertidos de hidrocarburos sobre la especie, y la necesidad de elaborar un plan de acción a nivel estatal para poder actuar con rapidez ante un hipotético caso de vertido de crudo coincidiendo con una gran concentración de pardelas, y así reducir las consecuencias del mismo. Los programas de recogida de aves permitirían, según estos autores, obtener los niveles de otros contaminantes, principalmente los metales pesados como el mercurio y el selenio, cuya presencia se ha detectado en las aves (ver referencias en Arcos & Oro, 2004).

Resulta urgente valorar el impacto real de las concentraciones corporales de metales pesados en la mortalidad de adultos y en otros parámetros demográficos, establecer umbrales de toxicidad y estudiar la relación que esta contaminación pueda tener con la conducta alimenticia durante la época no reproductiva, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo.

10.3.3.10. Cetáceos costeros

El mar de Galicia es una de las zonas más importantes para los cetáceos en el litoral español, con 19 especies registradas hasta la fecha (López, 2003). Entre ellas, las consideradas residentes y encontradas con frecuencia en varamientos en las costas son el delfín mular *Tursiops truncatus,* el delfín común *Dephinus delphis* y la marsopa común *Phocoena phocoena* (López *et al*., 2002). Las tres especies están catalogadas con diferentes niveles de protección, y los datos existentes apuntan a que frecuentan los límites del Parque Nacional.

10.3.3.10.1. Delfín mular *Tursiops truncatus*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

No se posee información sobre esta especie en el Parque Nacional, aunque su presencia está registrada en el interior y bordes de las rías, por lo que se supone que los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora, situados en los sectores externos de las rías, forman parte de su área de distribución.

Se conocen varias citas confirmadas de avistamientos de la especie en aguas circundantes a los archipiélagos de Sálvora y Ons, así como cerca de la costa de O Salnés (Cemma, 2000b, 2007, 2008).

El delfín mular es una especie de interés comunitario en la UE. Aparece recogida en:

- Catálogo Gallego de Especies Amenazadas, listada como vulnerable (DOGA 88/2007: Cod. 193)

- Catálogo Nacional de Especies Amenazadas: de interés especial (población atlántica; vulnerable la mediterránea).

- Directiva Hábitats: anexos II y IV.

- Convenio de Bonn: anexo I.

- Convenio de Berna: anexo II.

- IV Protocolo del Convenio de Barcelona: anexo II.

- CITES: C1

Identificación y justificación del estado de conservación

No se dispone de información adecuada para evaluar el estado de conservación de los efectivos que utilizan el medio marino del Parque Nacional.

Factores con los que interacciona el valor

Las Rías Bajas, en las que se incluye el Parque Nacional, son la zona de Galicia con mayores densidades de delfín mular. Los afloramientos de nutrientes producidos en estas rías, que llevan asociada una elevada productividad primaria, favorecen la disponibilidad de alimento para los cetáceos. Asimismo, los avistamientos de grupos de individuos con crías indican que las rías son zonas de reproducción. En la actualidad, los principales factores reales o potenciales que se detectan como amenaza para los delfines mulares son la contaminación, el transporte marítimo, la pesca accidental y los efectos derivados de sobreexplotación pesquera de ciertas especies.

Impactos químicos

El incremento de población e industrias costeras durante los últimos años ha supuesto un aumento de residuos y desechos vertidos al mar. El tráfico marítimo de mercantes y pesqueros relacionado con los puertos de Marin (ría de Pontevedra) y Vigo (ría de Vigo) genera un constante trasiego de embarcaciones en las rías, que incrementa los residuos sólidos y los vertidos contaminantes al mar. Estos vertidos constituyen una amenaza seria para los delfines mulares; altas concentraciones de contaminantes como los organoclorados insecticidas (p.ej. DDT o PCB) han sido identificados como potenciales responsables del descenso reproductivo y mortalidades masivas de esta especie en varios países (Fair & Becker, 2000).

Impactos biológicos

Sobrepesca

El estudio de la alimentación del delfín mular ha revelado la existencia de competencia por recursos con la pesquería comercial (Santos *et. al.,* 2007). Las presas mayoritarias del delfín mular son la bacaladilla de talla comercial, juveniles de pescadilla y otras especies comerciales también preferentemente capturadas por pesquerías de la zona. La pesca comercial compite y afecta así en gran medida a los cetáceos por la gran cantidad de biomasa que extrae (López *et al*., 2003). Por otro lado, esto acentúa la captura accidental de delfines en las zonas donde abundan los cardúmenes de pesca. Se estima que las capturas en artes de pesca representan el 14% de los varamientos encontrados (Cemma, 2007).

Estudios realizados en el Golfo de Vizcaya comparando la alimentación del delfín mular con otra especie habitual de la zona, la marsopa común *Phocoena phocoena,* han indicado la existencia de solapamiento en el nicho ecológico de ambas especies cuando buscan alimento (Spizt *et al*., 2006). Si este solape estuviera también presente entre las poblaciones de cetáceos de las Rías Bajas, se traduciría en una mayor competencia directa por los ya pocos recursos alimenticios existentes.

Impactos físicos

Capturas accidentales

En la costa gallega existe un alto grado de interacción entre la pesca y las poblaciones de cetáceos. Debido a la elevada potencialidad del enmalle de esta

especie en redes de arrastre o cerco, la actividad pesquera constituye el factor de amenaza más significativo sobre las poblaciones de delfín mular. Por otro lado, la sobrepesca y la competencia por los recursos pesqueros son también amenaza, de magnitud desconocida, para la conservación de estos cetáceos.

Turismo

El delfín mular es el cetáceo más frecuente en las Rías Bajas, lo que sugiere que también utiliza la zona marítima del Parque Nacional. En los últimos años, la afluencia turística al Parque, especialmente en la época estival, ha aumentado de manera notable. Esto conlleva un incremento en el número de embarcaciones de recreo en tránsito, que puede afectar a los cetáceos costeros al aumentar la contaminación acústica, la probabilidad de colisiones y los residuos y contaminantes vertidos al mar. Los residuos sólidos pueden ser ingeridos por los cetáceos o enredarse en sus aletas, impidiendo el movimiento o causando heridas con consecuencias leves o mortales. Un estudio que examinó el efecto de las embarcaciones de recreo sobre el delfín mular en los puertos de Sanxenxo y Portonovo (ría de Pontevedra) pareció indicar que los cetáceos evitan el contacto muy cercano (50-100 m) con los barcos. En ocasiones, las embarcaciones persiguen a los delfines, llegando a situaciones donde varias de éstas acosaron a un grupo de cetáceos de manera repetida (Cemma, 2007).

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones específicas de conservación de esta especie dentro de los límites del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

El grado de influencia de cada uno de los factores de amenaza está sin evaluar.

Programa de monitorización de los factores

No existe ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan al delfín mular en los límites del Parque.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización sobre esta especie.

Recomendaciones

La superficie marítima alrededor de los archipiélagos del Parque Nacional abarca 7.285,2 ha. Aunque actualmente no dispongamos de datos completos, esta área es evidentemente insuficiente para proteger estos cetáceos, ya que frecuentan otras zonas del interior y probablemente exterior de las rías. Sería recomendable realizar estudios detallados sobre las poblaciones de delfín mular a fin de precisar las áreas de mayor probabilidad de ocurrencia en cada una de las rías y los archipiélagos del Parque. Datos adicionales sobre su comportamiento ayudarían también de manera importante a evaluar las acciones necesarias para la conservación de estas poblaciones. En general, una información más completa permitirá analizar la idoneidad

de posibles medidas de conservación, como la ampliación del área marina del Parque, la designación de otras zonas de protección o medidas de gestión temporales.

Dentro de los límites marinos del Parque, el desarrollo del turismo y el elevado tránsito de barcos de recreo y transporte de pasajeros, junto a la contaminación acústica que conllevan, suponen un riesgo potencial sobre estos delfines, por lo que es prioritario realizar un estudio sobre su distribución y abundancia.

Se recomienda:

Realizar estudios detallados sobre las poblaciones de delfín mular dentro y fuera de las Rías Bajas, así como del uso de los hábitats en la zona marítima del Parque.

Realizar cursos de formación dirigidos a personal del Parque sobre identificación y monitorización de cetáceos.

Establecer un sistema de censo periódico desde puntos de observación en cada uno de los archipiélagos para evaluar la evolución de las poblaciones de delfín mular.

Llevar a cabo un estudio sobre la interacción entre la población de delfines y las pesquerías que se llevan a cabo dentro de la zona marítima del Parque.

Regular la presencia, tipo y número de barcos de recreo en el Parque, prohibiendo el paso de embarcaciones rápidas y motos acuáticas.

Editar una Guía educativa de comportamiento para las embarcaciones de recreo con el fin de reducir el acoso a los cetáceos.

10.3.3.10.2. Delfín común *Delphinus delphis*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

Están documentados avistamientos de delfín común alrededor de los archipiélagos del Parque Nacional o zonas limítrofes al mismo.

El delfín común es una especie protegida, que aparece recogida en:

- Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (la población Atlántica se lista de interés especial y la población mediterránea de vulnerable. La población de delfín común del Mediterráneo ha sufrido una importante regresión en los últimos años, que amenaza su viabilidad (Raga & Pantoja, 2008).

- Directiva Hábitats: anexo IV.

- Convenio de Bonn: anexo I.

- Convenio de Berna: anexo II.

- IV Protocolo del Convenio de Barcelona: anexo II.

- CITES: C1.

Identificación y justificación del estado de conservación

El alto número de varamientos de *Delphinus delphis* registrados anualmente en las costas gallegas indica que, aunque la población estimada es grande, su estado de conservación no es favorable. En el primer semestre de 2008, se encontraron 141 individuos varados en las costas gallegas, un número bastante superior a la media recogida en años anteriores. Desde 1990 hasta 2007, el promedio de individuos fue de entre 91 y 124, representando el 9% de la población estimada. La mortalidad producto de la pesca se calculó de un promedio del 71,4%, lo que apunta a este factor como el de mayor amenaza para esta especie. Las capturas de especies pesqueras pelágicas y los casos ya documentados de altas tasas de mortalidad en las artes de pesca, subrayan los graves efectos negativos que directamente actúan sobre la población de delfín común.

Factores con los que interacciona el valor

El conocimiento de los factores de amenaza sobre la especie en Galicia es muy escaso; entre estos se encuentran los siguientes.

Impactos Físicos

Artes de pesca

La flota de cerco de pequeños pelágicos supone una de las mayores amenazas para esta especie, como demuestran los datos de varamiento de delfín común. El 71,4% de los varamientos encontrados indican que las principales causas de mortandad del delfín común están relacionadas con el enmallamiento en artes de pesca como el trasmallo, el miño, el arrastre y el arrastre de parella (Cemma, 2007). La flota pesquera gallega incluye a más de 4.843 embarcaciones dedicadas a las pesquerías litorales, principalmente concentradas en las Rías Bajas (López *et al*, 2003).

Turismo

La presión demográfica costera, y en especial la abundancia de barcos de recreo en torno a la zona marítima del Parque, se ven incrementados en la época estival. La tendencia actual parece prever un aumento en el número de puertos deportivos y embarcaciones en las rías. Esto supone un riesgo para los cetáceos, tanto por los residuos arrojadas al mar como por el aumento de la contaminación acústica o los encuentros o colisiones con embarcaciones.

Impactos biológicos

Sobrepesca

La competencia directa por recursos pesqueros entre los delfines comunes y algunas pesquerías puede ser muy importante y estar afectando a la conservación de esta especie en aguas gallegas. Los bancos de sardinas, por ejemplo, han sufrido un gravísimo descenso en los últimos 20 años, afectando al tamaño y área del stock y el rango migratorio de esta especie entre Portugal y Cantabria (Carrera & Portero, 2003). La actual zona marina del Parque puede constituir una importante zona de cría de especies presa de los cetáceos.

Impactos Químicos

El vertido de hidrocarburos, como los producidos por pérdidas de lubricantes y carburantes desde embarcaciones de recreo, puede afectar las vías respiratorias de los cetáceos, crear lesiones en el tracto digestivo y cambios de comportamiento. El excesivo tráfico marítimo (cargueros, barcos de pasajeros, pesqueros y embarcaciones de recreo) que surcan los archipiélagos del Parque conlleva un aumento de la contaminación marítima (hidrocarburos y residuos sólidos). Estos contaminantes pueden afectar directamente a estos cetáceos, afectando a su salud y resistencia física, o indirectamente mediante la ingestión de presas contaminadas.

Los grandes vertidos de hidrocarburos producidos por el hundimiento del Prestige provocaron la muerte de numerosos cetáceos, de los que 59 individuos vararon finalmente en las costas. A menor escala, pueden ser frecuentes también problemas similares debido a la limpieza de sentinas de barcos mercantes. Un estudio de las poblaciones de *Delphinus delphis* desde las costas de Galicia hasta Escocia, ha revelado niveles de PCBs muy altos en las poblaciones gallegas de delfín común (Pierce *et al.*, 2008). Los organoclorados (p. ej. PCB), al ser sustancias muy estables, son muy difíciles de degradar cuando se vierten al mar. Aunque por si solos los PCB no causan mortalidad, el riesgo proviene de su bioacumulación, que puede disminuir el sistema inmunológico y afectar a la reproducción de los cetáceos.

En estos momentos se desconoce las interacciones entre las embarcaciones de recreo y de pasajeros con los grupos de delfín común.

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones específicas de conservación de esta especie dentro de los límites del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

El conocimiento de los factores de amenaza sobre la especie en Galicia es muy escaso, y sus efectos no están evaluados, lo que limita la puesta en práctica de medidas de conservación dirigidas a corregir los factores de amenaza con efectos más significativos a nivel poblacional.

Programa de monitorización de los factores sobre los que se actúa

No está en marcha ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan a estos cetáceos en los límites del Parque.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización de esta especie.

Recomendaciones

Son de aplicación las mismas recomendaciones que en el Delfín mular.

10.3.3.10.3. Marsopa común *Phocoena phocoena*

Descripción del valor y contextualización de su importancia

La baja densidad de esta especie en Galicia y la presencia regular de avistamientos en el entorno del Parque Nacional sugieren la importancia que este espacio protegido puede tener para su conservación. El sector marino entre Ons y la costa de O Salnés ha sido señalada por Cemma (2000a) como la que reúne el mayor número de varamientos y avistamientos de marsopa común en Galicia, incluidos registros sistemáticos y casuales.

La marsopa común es una especie de interés comunitario en la UE. Aparece recogida en:

- Catálogo Gallego de Especies Amenazadas, listada como vulnerable (DOG 88/2007: Cod. 189).

- Catálogo Nacional de Especies Amenazadas: de vulnerable en el Atlántico. Extinguida en el Mediterráneo.

- Directiva Hábitats: anexos II y IV.

- Convenio de Bonn: anexo II.

- Convenio de Berna: anexo II.

- IV Protocolo del Convenio de Barcelona: anexo II.

- CITES: CII.

Identificación y justificación del estado de conservación

Aunque el estado de conservación de la especie se desconoce, existen indicios que señalan que este no es favorable. La densidad de la marsopa común en el Atlántico peninsular es muy baja y parece estar sufriendo una regresión en los últimos años. En Galicia, su situación parece igualmente muy delicada, con gran riesgo de desaparición (López, 2003, Cemma 2007).

Factores con los que interacciona el valor

Debido al aparente delicado estado de conservación de esta especie, cualquier factor susceptible de producir un impacto negativo en sus poblaciones debe ser considerado con mayor atención que los que afectan a otras especies de cetáceos.

No son bien conocidos los principales factores de amenaza que están actuando sobre la marsopa, aunque en general se puede señalar como los mas importantes la captura accidental por artes de pesca, la contaminación (substancias tóxicas, basura marina, enfermedades, contaminación acústica) y el cambio global (cambios oceánicos y cambio climático).

Se ha citado que *Phocoena phocoena* sufre un 25,5% de mortalidad accidental en redes de enmalle en las costas gallegas. Como ya se ha señalado para otros cetáceos, los efectos potenciales de las pesquerías dependen del solapamiento que

exista entre ellas y las especies presa de la marsopa, su importancia relativa en la dieta y las tallas de estas. Pocos de estos datos se conocen actualmente. Los cambios y variaciones de la distribución espacial de los recursos presa, debidos a cambios en los océanos, afectan a las poblaciones de cetáceos. Como factor acumulativo, hay que considerar que uno de los limitantes del espacio vital de esta especie son las áreas ocupadas también por el delfín mular, con el que puede sufrir competencia por recursos alimenticios. Indicios de ataques de delfín mular y muertes de *P. phocoena* debido a estos encuentros agresivos han sido documentados ocasionalmente por la información proporcionada por varamientos (Cemma, 2007).

No se tienen datos sobre el impacto que las embarcaciones de recreo puedan tener en las poblaciones de marsopa común, aunque debido a la rareza de los avistamientos de la especie se prevé que su efecto sea pequeño.

Finalmente, la contaminación costera también parece estar afectando seriamente a este cetáceo. Estudios de bioacumulación de residuos tóxicos, como los PCBs en poblaciones de marsopa común en Galicia, han detectado concentraciones excesivamente altas, que pudieran afectar a la reproducción y el desarrollo de los individuos (Pierce *et al*., 2008).

Medidas de conservación

No se han llevado a cabo acciones específicas de conservación de esta especie dentro de los límites del Parque Nacional.

Límites establecidos para cada uno de los factores

El grado de influencia de cada uno de los factores no está establecido.

Programa de monitorización de los factores

No está en marcha ningún programa de seguimiento de los factores que amenazan a estos cetáceos en los límites del Parque.

Programa de monitorización del valor

Hasta la fecha no se ha establecido ni diseñado ningún programa de monitorización de esta especie.

Recomendaciones

Son de aplicación las mismas recomendaciones que en el Delfín mular.

10.3.4. Limitaciones encontradas en el desarrollo del documento de diagnóstico

Durante los trabajos de recopilación y análisis de la información existente sobre el medio marino en el Parque Nacional se han encontrado toda una serie limitaciones, que se resaltan a continuación.

Existencia de importantes carencias de información

Hábitats y especies mal conocidos

Son muy escasos los estudios sobre las comunidades marinas del Parque Nacional, desconociéndose la distribución y el estado de conservación de muchas especies y comunidades de relevancia. Especialmente, hay un desconocimiento generalizado de los valores naturales asociados a los bosques de laminarias, fondos de cascajo, zonas coralinas y al submareal rocoso y arenoso.

Falta de conocimientos básicos para la zonificación

Las carencias de información existentes son especialmente importantes a la hora de definir la distribución de los hábitats catalogados legalmente y la propuesta de límites de la zonificación en el Parque Nacional.

Fuentes difusas o incompletas.

Durante la redacción de este documento se ha encontrado que muchos de los estudios consultados no incorporaban la descripción de la metodología empleada, lo que dificulta la valoración de sus resultados, o éstos parecían inadecuados para los objetivos plateados.

Ausencia de programas de seguimiento

Aguas marinas

El Parque Nacional necesita ampliar los programas de monitorización sobre la calidad biológica y las condiciones fisico-químicas de sus aguas litorales. Las líneas de actuación programadas en cooperación con el Centro Intecmar, como la instalación de boyas oceanográficas en los archipiélagos de Ons y Sálvora y de estación automática en el Lago dos Nenos, en vías de implantarse a medio plazo, ayudarán a mejorar este seguimiento.

Contaminantes

Si bien en los últimos años se ha generado importante información sobre el medio marino del Parque Nacional, especialmente tras el accidente del Prestige, la falta de datos de base sobre los fondos limita la comprensión del grado de recuperación de las comunidades. El programa de seguimiento del medio marino tras el Prestige aportó información sobre la biocenosis de los archipiélagos de Cíes, Ons y Sálvora. Sin embargo, sus actuaciones estaban enfocadas a realizar un seguimiento de los efectos del accidente, excluyeron la cara occidental de las islas; estos muestreos experimentaron además un importante descenso de esfuerzo a lo largo del tiempo. El resultado de estos estudios, unido a la variabilidad natural que tan acentuadamente marca la dinámica del medio marino, han demostrado las dificultades existentes a la hora de conocer de afección y de recuperación de los fondos.

Los programas de colaboración con Intecmar u otras entidades que monitorizan la presencia de metales pesados, hidrocarburos, organoclorados y patologías ofrecen o pueden ofrecer una importante fuente de información sobre los contaminantes

marinos en el Parque. Los datos recabados y los análisis realizados deberían recogerse en informes anuales del Parque.

Comunidades bentónicas

Otra importante línea de actuación para el seguimiento del Parque es la elaboración de un inventario y cartografiado de las comunidades bentónicas, con el fin de analizar su evolución espacial y temporal. Esta actuación debe de enfocarse en la identificación y distribución de las especies, comunidades y hábitats más amenazados, junto con el seguimiento de indicadores clave que clasifiquen su estado de conservación.

Especies invasoras

Como se ha expuesto, ha habido un incremento de las especies exóticas invasoras en el medio marino del Parque Nacional. El diseño de planes de actuación para cada una debe ir enmarcado en un programa de seguimiento sobre su expansión.

La pesca y el marisquero

Este documento de diagnosis ha analizado a grandes rasgos los efectos que la pesca y el marisqueo pueden suponer para la conservación del medio marino del Parque. No obstante, es preciso considerar que el Parque es, como muchas zonas costeras, un área de cría de especies comerciales, de la que en estos momentos desconocemos en gran medida su potencial. Recientemente han comenzado varios estudios centrados en la evolución de la pesca artesanal en algunos de sus archipiélagos. La información que generen puede ser de gran interés para el manejo de la actividad pesquera artesanal en la zona. En relación al sector marisquero, se reconoce una importante escasez de información sobre la distribución y el estado de los recursos extraídos por las distintas cofradías o entidades. La interacción entre especies explotadas y las comunidades de las que forman parte se desconoce, limitando por lo tanto la capacidad para definir cómo se puede realizar una actividad marisquera sostenible en el Parque Nacional.

11. PROPUESTA DE ZONIFICACIÓN

11.1. Propuesta de zonificación del medio terrestre

La zonificación es una herramienta mediante la cual se organiza el territorio en función del valor de los recursos que contenga y de su capacidad de acogida de los distintos usos de que pudiera ser objeto. De esta forma se asegura la compatibilidad entre el uso del espacio y la conservación de los recursos y, al mismo tiempo, la minimización de los impactos negativos consecuencia del mal uso del territorio.

El medio terrestre del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia se divide en cinco categorías de zonas definidas en el Plan Director de la Red de Parques Nacionales (Real Decreto 1803/1999). Las cinco zonas, ordenadas de mayor a menor grado de protección del medio natural, son las siguientes:

- Zona de reserva

- Zona de uso restringido

- Zona de uso moderado

- Zona de uso especial

- Zona de asentamientos tradicionales

El anexo incluye los mapas en los que se representan los límites de cada zona en cada uno de los archipiélagos.

11.1.1. Zona de Reserva

Tiene como objetivo garantizar la protección absoluta de los valores naturales que incluye, al mismo tiempo que proporciona oportunidades para su estudio científico.

Engloba áreas que contienen valores naturales de primera magnitud en cuanto a su rareza, fragilidad, biodiversidad e interés científico, aquéllas otras que acogen procesos de regeneración o de estudio de recursos naturales, y las que pueden calificarse como peligrosas para el uso público.

Se incluyen en la zona de reserva:

- Los islotes próximos a las islas principales de cada uno de los archipiélagos. En ellos se encuentran áreas de cría de paíño, cormorán moñudo, gaviota patiamarilla o gaviota sombría, y zonas de refugio de nutria.

- Los acantilados. Constituyen hábitats de interés comunitario (Código 1230) y acogen la mayor parte de la superficie de las colonias de cría de cormorán moñudo y gaviota patiamarilla. Para definir estas áreas se ha utilizado la pendiente del terreno, la vegetación presente y la existencia de elementos fácilmente identificables para el establecimiento de sus límites (caminos, cortafuegos, cambios en la estructura vegetal). Dentro de los acantilados se incluyen las furnas (Código 8330), utilizadas como hábitat de cría o refugio por aves, como la chova piquirroja, y mamíferos como los murciélagos y la nutria.

- Los ecosistemas dunares. Acogen hábitats de interés comunitario (Códigos 2110, 2120, 2130, 2190, 2230, 2260), poblaciones de especies de flora vascular amenazada (*Linaria arenaria*, *Alyssum loiseleurii* subsp. *gallaecicum*, *Omphalodes littoralis* subsp. *gallaecica*) o con alto interés de conservación (*Armeria pungens*, *Corema album*), y zonas de cría de chorlitejo patinegro, al mismo tiempo que proporcionan refugio y zonas de alimentación a reptiles como el eslizón ibérico.

- Formaciones arbóreas húmedas de sauce y aliso (Código 91E0). Constituyen un hábitat favorable para las especies de anfibios, así como para la culebra viperina.

- Formaciones de vegetación arbórea autóctona, constituidas por melojo, laurel, saúco y majuelo.

- Vegetación de zonas húmedas: marismas, juncales, lagunas y zonas encharcadas temporal o permanentemente.

- Núcleos poblacionales de especies de flora vascular catalogada, endémica o amenazada en el Parque (*Rumex rupestris*, *Cytisus insularis*).

- Áreas de distribución de anfibios (*Discoglossus galganoi*, *Triturus boscai*, *Salamandra salamandra*) y reptiles (*Natrix maura*).

- Áreas de cría de aves marinas (paíño, cormorán moñudo, gaviota patiamarilla, gaviota sombría) y terrestres (chorlitejo patinegro, chova piquirroja).

- Edificios en estado ruinoso, potencial refugio de murciélagos.

- Bienes de interés cultural (yacimientos arqueológicos, bienes inmuebles).

Dentro de la zona de reserva no está permitido el acceso, salvo para la realización de acciones destinadas a la gestión del medio o a la investigación, debidamente justificadas y autorizadas por el Órgano de gestión del Parque. Se prohíbe expresamente todo tipo de aprovechamientos.

Las actividades de gestión autorizables son la corta y retirada de vegetación de playas caminos y cortafuegos, así como el tratamiento de plagas forestales. Para su realización se requerirá la emisión de un informe previo por el Órgano de gestión del Parque en el que se justifique su necesidad, se concreten las técnicas a emplear y se especifiquen las medidas a adoptar para que no resulten afectados los valores naturales existentes en esta zona.

En las playas, caminos y cortafuegos sólo se podrán llevar a cabo las labores de corta y retirada de vegetación imprescindibles para facilitar la realización de otras acciones de gestión y de investigación. En las áreas pobladas por vegetación alóctona se podrán realizar actividades de erradicación de especies invasoras y de regeneración de la vegetación autóctona. Las labores de corta y retirada de vegetación deberán realizarse cumpliendo las especificaciones establecidas en un programa propio del Parque relativo a esta materia.

Sólo se podrán aplicar tratamientos contra plagas forestales cuando éstas afecten a especies con interés de conservación. No se permite el uso de biocidas que puedan afectar a especies no objetivo.

Las actividades de investigación deberán ser autorizadas por el Órgano de gestión Parque, para lo cual será necesario que cumplan los requisitos que se establezcan en el Plan Sectorial de Investigación.

Sólo se podrá autorizar la recolección de material biológico, mineral o cultural destinada a fines de gestión o de investigación científica. Las recolecciones de material que, por necesidades científicas, sea preciso llevar a cabo deberán estar clara e inequívocamente argumentadas en los protocolos de investigación y ser expresamente autorizadas por la administración del Parque.

Queda prohibido el acceso de vehículos y artefactos mecánicos, salvo aquéllos autorizados expresamente por el órgano de gestión del Parque en relación con la realización de actividades de gestión o investigación.

No se permitirá la construcción de infraestructuras o instalaciones, incluidas nuevas pistas y caminos, exceptuando las señales, mojones e instrumentación científica debidamente autorizados. Se podrán autorizar las instalaciones de carácter científico o para la gestión del medio, siempre que resulten imprescindibles, debiendo ser mínimas y nunca permanentes. Igualmente, se autorizará el mantenimiento y reposición de los vallados perimetrales de protección de los conjuntos arqueológicos.

La zona de reserva abarca las siguientes áreas en cada uno de los archipiélagos del Parque:

1) Archipiélago de Cíes

Todos los islotes existentes en el entorno del archipiélago quedan incluidos dentro de la zona de reserva, tanto aquellos que reciben una denominación concreta (Boeiro o Agoeiro, Penela dos Viños, A Negra, A Meda) como los que no.

a) Isla de San Martiño

La zona de reserva abarca la mayor parte de la superficie insular, incluyendo las áreas ocupadas por acantilados, dunas y vegetación de ribera, la pequeña población de *Rumex rupestris*, las zonas de asentamiento de colonias de cría de cormorán moñudo y gaviota patiamarilla, y las áreas de distribución de salamandra común. También han quedado incluidos dos yacimientos arqueológicos y las ruinas de un molino.

Dentro de las áreas de acantilado se incluyen las cuevas o furnas potencialmente utilizables como refugio por murciélagos. Por otra parte, estas zonas acantiladas incluyen áreas cuya vegetación está formada principalmente por especies forestales alóctonas (eucaliptos, acacias), las cuales deben ser sustituidas progresivamente por especies forestales autóctonas, por lo que son consideradas zonas de reserva en proceso de regeneración vegetal.

El área dunar se encuentra en el fondo de la playa de San Martiño, acogiendo, además de las comunidades vegetales típicas de estos hábitats, una población de cerca de 300 ejemplares de *Linaria arenaria*.

Las formaciones de bosque de ribera, constituidas por rodales de sauces, se ubican en los extremos septentrional y meridional de la vaguada de Concela,

incluyendo buena parte del área de distribución de la salamandra común.

La población de *Rumex rupestris* está formada por 16 ejemplares y se encuentra en el extremo sur de la playa, al abrigo de un muro que le confiere un ambiente umbrío, y asentada sobre piedras y grietas entre rocas.

Las colonias de cormorán moñudo y de gaviota patiamarilla ocupan la mayor parte de la costa occidental de la isla, así como la mitad meridional del límite costero oriental.

Para establecer el área de distribución de la salamandra común se ha utilizado el sistema elegido por Galán (2003a), basado en el registro de presencia en cuadrículas UTM de 250x250 m, incluyendo las cuadrículas en las que este autor refleja la presencia de la especie entre 1990 y 2003, y aquéllas otras en las que se encuadran los registros de Cordero *et al*. (2007). Esta área abarca la vaguada de Concela en su totalidad y la zona de edificaciones más cercana al extremo meridional de la playa.

También se han incluido los yacimientos arqueológicos de la Fábrica de Salgadura, ubicado en el extremo sur de la playa, y del Abrigo/Eremitorio de San Martiño, situado en la zona más elevada de la vertiente occidental de la vaguada de Concela. Otros elementos de interés cultural que se han incluido son el templete situado frente a la playa y las ruinas del molino ubicado en la costa occidental de la isla, al final del camino que atraviesa la vaguada de Concela.

Finalmente, se contempla la permanencia del camino que atraviesa la vaguada de Concela, a fin de permitir el acceso al lado occidental de la isla al personal implicado en labores de gestión o investigación.

b) Isla del Faro

En esta isla la zona de reserva abarca, además de los islotes que la circundan, el área de acantilados, las superficies dunares y las cubiertas por vegetación de zonas húmedas. Incluye los núcleos poblacionales de especies de flora vascular amenazada asentados en ellas, las áreas ocupadas por las colonias de cría de cormorán moñudo y gaviota patiamarilla, y la zona de nidificación de chorlitejo patinegro. También se han incluido en esta zona las edificaciones ruinosas.

El área de acantilados queda limitada, partiendo de la playa de Nosa Señora en dirección al extremo meridional de la isla, entre el borde litoral y, sucesivamente, el camino que se dirige al faro do Príncipe, el que une a éste con el que proviene del faro de Cíes al sur de Punta Carracido, y el tramo del camino del faro de Cíes que va hasta la senda que conduce al observatorio de aves, la cual sirve de límite junto con el cortafuegos que discurre entre éste y la pista que une la isla de Faro con la de Monte Agudo. Otros dos fragmentos que incluyen vegetación de acantilado se encuentran en el borde litoral de la isla comprendido entre el extremo sur de la duna de la playa de Rodas y la playa de Nosa Señora, y en la Punta das Vellas. Dentro de los límites del área de acantilados quedan incluidas las colonias de cría de cormorán moñudo y gaviota patiamarilla. También se incluye el único núcleo poblacional de *Erodium maritimum* existente en el Parque, asentado en las proximidades del faro de Cíes.

También se incluye toda la superficie de vegetación dunar de la playa de Nosa

Señora y de la duna de la playa de Rodas situada al suroeste del Lago dos Nenos, en la que se encuentra el área de nidificación de chorlitejo patinegro. Quedan excluidos los caminos que cruzan ambas áreas.

Igualmente se ha incluido la franja de vegetación de zonas húmedas que bordea la superficie intermareal del Lago dos Nenos.

Como elementos de interés cultural, se incorporan a la zona de reserva los yacimientos arqueológicos de Castro das Hortas, Refuxio da Ermitaña, Mosteiro e Necrópole de Santo Estevo y Concheiro das Instalacións Forestais.

c) Isla de Monte Agudo

La zona de reserva está constituida por los islotes, los acantilados, el complejo dunar de Muxieiro y un rodal de frondosas autóctonas.

Los acantilados ocupan todo el margen occidental de la isla, incluyendo el área comprendida entre el borde litoral y el límite oriental de la vegetación de matorral de tojo en el tramo entre el extremo meridional de la isla y el mirador de La silla de la reina. A partir de ese punto, el camino que conduce al observatorio de aves situado cerca del Faro de Monteagudo sirve como límite oriental de la zona de reserva. En el margen oriental insular se han utilizado como límites el borde litoral y el de la vegetación de acantilado establecido por Blanco-Dios (2007). La zona donde se situaba el antiguo quemadero de residuos también se ha incluido dentro del área de acantilados como área en regeneración. Dentro de la zona de acantilados se ubican las colonias de cormorán moñudo y gaviota patiamarilla.

El complejo dunar de Muxieiro queda limitado por el borde de la vegetación arbórea en su cara occidental, por la playa de Figueiras en su extremo septentrional, por la playa de Rodas y el restaurante del mismo nombre en su borde meridional, y por el borde de la vegetación de acantilado en el perímetro restante. Dentro de este complejo se asienta el núcleo poblacional de camariña más importante del Parque (Calviño-Cancela, 1999).

El bosque autóctono está representado por un rodal de melojos situado al norte de la playa de Figueiras.

Los elementos de interés cultural incluidos son los yacimientos de Cantareiras, Casa-Viveiro de langosta y Playa de Figueiras.

2) Archipiélago de Ons

Todos los islotes existentes en el entorno del archipiélago quedan incluidos dentro de la zona de reserva.

a) Isla de Onza

Toda la superficie de la isla se incluye dentro de la zona de reserva.

b) Isla de Ons

La zona de reserva incluye el área cubierta por vegetación de acantilados, de

zonas húmedas y de ribera, así como por especies arbóreas autóctonas, junto con las zonas dunares y las áreas de asentamiento de especies de flora vascular amenazada (*Cytisus insularis*, *Linaria arenaria*, *Rumex rupestris*).

Estos elementos se disponen formando un cinturón que abarca la mayor parte del perímetro insular y un conjunto de pequeñas unidades aisladas, tanto en el borde costero como en el interior de la isla.

El límite exterior del cinturón perimetral viene marcado por el borde litoral insular, salvo en las playas de Melide y de Canexol, donde queda establecido por el borde interior de la zona de uso moderado, en el tramo costero comprendido entre la Punta da Figueira Brava y la Punta do Almacén, donde queda interrumpido por la sucesión de áreas de vegetación antropizada, playas y núcleos poblados, y en la playa de Pereiró, donde vuelve a quedar interrumpido por la misma causa. El límite interior del cinturón de reserva parte del extremo meridional de la playa de Pereiró y continúa hacia el sur por el borde interior de la vegetación de acantilado hasta confluir con un cortafuegos que, en dirección oeste, llega hasta el camino que circunvala la cara meridional de la isla, enlazando los accesos al mirador de Fedorentos y al Burato do Inferno. A partir de ahí, continúa sobre el mismo camino en dirección norte bordeando la cara occidental de la isla para enlazar la zona de Freitosas, las ensenadas de Caniveliñas y Bastián de Val, el Alto da Cerrada y el acceso a Punta Xubenco. En este tramo existen tres zonas en que el camino atraviesa el área de distribución de *Cytisus insularis*, por lo que el límite de la zona de reserva se adapta al de esta especie amenazada; estas zonas se sitúan entre las coordenadas UTM 504724/4690431 a 504678/4690647, 505212/4691207 a 505083/4691695, y 505207/4692662 a 505348/4692686. Desde el acceso a Punta Xubenco, el límite de la zona de reserva gira hacia el este, siguiendo el camino que pasa por el acceso a Punta Centolo en dirección a la playa de Melide, desde cuyo punto de acceso prosigue a lo largo del camino que se dirige al barrio de Curro, donde confluye con el límite septentrional de la zona de asentamientos tradicionales en las coordenadas UTM 505686/4692202, por el cual se continúa hasta llegar a la Punta do Almacén.

También se incluyen dentro de la zona de reserva los tramos de costa existentes entre las playas de Area dos Cans y de Pereiró, separados por la zona de uso moderado de la playa de Canexol. El tramo más septentrional está delimitado por el extremo sur de la playa de Area dos Cans, el límite interior de la vegetación de acantilado, el borde de la vegetación dunar de la playa de Canexol, el extremo septentrional de la zona de uso moderado de esta playa y el borde costero. Los límites del tramo más meridional están formados por el extremo sur de la playa de Canexol, el borde de la vegetación de acantilado, el límite norte de la playa de Pereiró y el borde costero.

La vegetación arbórea húmeda está constituida por pequeños bosques de sauces que forman un conjunto de islas ubicadas en su mayor parte en el entorno de los principales manantiales de la isla y de sus núcleos poblados (Curro, Cucorno, O Caño, Canexol, Pereiró).

Finalmente, los núcleos de *Cytisus insularis*, *Linaria arenaria* y *Rumex rupestris*, especies de plantas vasculares amenazadas, quedan englobados dentro del cinturón perimetral de reserva o forman parte de pequeñas áreas aisladas entre zonas de

distintos tipos de usos.

3) Archipiélago de Sálvora

La zona de reserva incluye todos los islotes e islas menores (Vionta, Sagres de Fóra, Sagres de Terra, Noro, Herbosa) de este archipiélago. En la isla de Sálvora, abarca casi toda la superficie, excluyendo la playa do Almacén, los caminos que se dirigen al antiguo poblado y al faro, el área de asentamiento del poblado con los cultivos abandonados aledaños y la zona del mirador de Milreu, así como las instalaciones del muelle, el faro y dos manantiales ubicados al oeste del mismo, el helipuerto y el antiguo pazo, en el que se ubican las instalaciones del Parque.

Entre los valores incluidos en la zona de reserva destacan las áreas de vegetación de acantilado, las superficies dunares y el bosque de ribera. Los acantilados cubren toda la superficie de las islas Sagres, Noro y Herbosa, así como parte del perímetro de Vionta y de Sálvora. Las áreas de vegetación dunar ocupan la mayor parte de la isla de Vionta, así como el entorno de la playa do Almacén y el área comprendida al norte de la línea que une la Punta dos Bois y el límite sur de la Volta de Roque, en Sálvora. El bosque de ribera, formado por saucedas, abarca cinco áreas ubicadas en el entorno de los caminos del faro y del antiguo poblado de la isla de Sálvora. También se incluyen en la zona de reserva las playas de Lagos, Zafra y dos Bois, situadas en el extremo septentrional de la isla principal.

En cuanto a las especies con interés de conservación cuyas poblaciones insulares quedan incluidas en la zona de reserva, cabe citar los núcleos de *Rumex rupestris*, *Linaria arenaria* y *Cytisus insularis*, las poblaciones de *Alyssum loiseleurii* subsp. *gallaecicum* y *Omphalodes littoralis* subsp. *gallaecica*, las áreas de distribución de tritón ibérico y sapillo pintojo ibérico, las zonas con presencia de la subespecie endémica de lagarto ocelado *Lacerta lepida oteroi* y de lución, las áreas de cría de chorlitejo patinegro, las colonias de cría de gaviotas patiamarilla y oscura, y las zonas de refugio de nutria.

4) Archipiélago de Cortegada

La zona de reserva abarca toda la superficie terrestre del archipiélago, salvo las áreas de la isla principal cubiertas por eucaliptos y coníferas introducidas.

Incluye todos los islotes e islas menores (illa das Briñas, Illote do Con, illas Malveiras Grande y Pequena) y el área de la isla de Cortegada cubierta por vegetación primocolonizadora, de acantilados, de zonas húmedas, de áreas dunares y de frondosas autóctonas. Se han incluido también las zonas de vegetación de matorral, de cultivos abandonados y de prado que quedan aisladas dentro de las áreas de frondosas autóctonas o que están en contacto con ellas.

Las áreas de vegetación primocolonizadora, de acantilados, de dunas y de zonas húmedas forman un conjunto de pequeñas núcleos dispersos por el perímetro costero insular que, en la mayor parte de los casos, se encuentran aislados entre sí y del resto de la zona de reserva.

El núcleo principal de la zona de reserva está formado por una masa de bosque mixto de frondosas autóctonas, que atraviesa de norte a sur la zona central de la isla,

en la que predominan robles, alisos, sauces y laureles. También se incluyen zonas de prado y matorral, así como cultivos abandonados y zonas pobladas por especies ornamentales.

Engloba la zona de asentamiento del hongo *Hypoxylon michelianum*, junto con las áreas de distribución de especies faunísticas con interés de conservación como el sapillo pintojo ibérico, para el que toda la zona de reserva se considera como hábitat favorecedor, el lagarto ocelado y el lución.

El único elemento de interés cultural incluido es el crucero situado en la isla Malveira Grande.

11.1.2. Zona de Uso Restringido

Su finalidad es garantizar la conservación íntegra de los recursos y valores que incluye, al mismo tiempo que proporciona al visitante una oportunidad para el contacto directo con ellos.

Abarca áreas que, aunque hayan podido sufrir un cierto grado de intervención humana, mantienen sus valores naturales en buen estado o se encuentran en fase de regeneración. Así, los manantiales transformados por el hombre para distintos tipos de aprovechamientos (fuentes, lavaderos) se incluyen en esta zona, ya que conservan su capacidad para servir de hábitat a especies como el tritón ibérico, el sapillo pintojo ibérico o la culebra viperina. Las restantes áreas incluidas en esta zona son, por exclusión, las que no están contenidas en otras.

Esta zona puede soportar un cierto nivel de uso público. El acceso público peatonal es libre a las pistas, así como a los caminos y senderos, mientras el tránsito por el resto de esta zona requiere autorización previa del Órgano de gestión del Parque. La circulación de vehículos y artefactos mecánicos está prohibida, salvo por motivos de investigación y gestión debidamente autorizados por la administración del Parque, en cuyo caso quedará restringida exclusivamente a las pistas y caminos existentes.

Excepto en los manantiales, fuentes y lavaderos, la única actividad autorizada en esta zona es el paseo a pie por pistas, caminos y senderos. No se permite ninguna otra actividad, salvo aquéllas relacionadas con la investigación y con la gestión del medio, que estarán sometidas a autorización previa por el Órgano de gestión.

Se permite el acceso a pie a los manantiales, fuentes y lavaderos, debiendo realizarse únicamente por las áreas habilitadas al efecto. El uso de detergentes y jabones, la realización de actividades de manejo de estas áreas y de la vegetación propia de su entorno, la modificación de los cauces, la captación de aguas y cualquier otra actividad que pueda afectar a los valores naturales presentes en estas áreas y a la vegetación propia de su entorno están supeditadas a las necesidades de éstos y, por tanto, requieren de la autorización por parte del Órgano de gestión del Parque. No se permite el vertido de residuos orgánicos o inorgánicos en manantiales, fuentes o lavaderos.

En los caminos y cortafuegos sólo se llevarán a cabo las labores de corta y retirada de vegetación imprescindibles para facilitar el tránsito peatonal y la realización

de otras acciones de gestión y de investigación. En las áreas pobladas por vegetación alóctona se podrá autorizar la erradicación de especies invasoras y la regeneración de la vegetación autóctona. Durante la realización de estas acciones se deberán cumplir las estipulaciones establecidas en el Programa de corta y retirada de vegetación propio del Parque.

Sólo se podrán aplicar tratamientos contra plagas forestales cuando éstas afecten a especies con interés de conservación. No se permite el uso de biocidas que puedan afectar a especies no objetivo.

Las actividades de investigación deberán ser autorizadas por el Órgano gestor Parque, para lo cual será necesario que cumplan los requisitos que se establezcan en el Plan Sectorial de Investigación.

Sólo se podrá autorizar la recolección de material biológico, mineral o cultural destinada a fines de gestión o de investigación científica. Las recolecciones de material que, por necesidades científicas, sea preciso llevar a cabo deberán estar clara e inequívocamente argumentadas en los protocolos de investigación y ser expresamente autorizadas por la administración del Parque.

Se podrá autorizar la instalación de barreras, señales, instrumentos y artefactos que obedezcan al control, orientación y seguridad de los visitantes o que tengan finalidad científica o de gestión.

No podrá autorizarse la construcción de pistas, de edificios o de instalaciones de fábrica de carácter permanente, a excepción de las precisas para la investigación y para la gestión del Parque.

La zona de uso restringido abarca las siguientes áreas en cada uno de los archipiélagos del Parque.

1) Archipiélago de Cíes

a) Isla de Faro

Incluye el área circunscrita por el cortafuegos que une el camino proveniente de la isla de Monteagudo y el observatorio de aves, el camino que comunica éste con el que da acceso al faro de Cíes, el camino de unión entre éste último y el que proviene del faro da Porta, el cual sirve como límite hasta las coordenadas 508091/4673983, a partir de la cual continúa en línea recta hasta las coordenadas 508121/4673991, donde se une al borde de la vegetación de acantilado y de dunas que rodean las playas de Nosa Señora y dos Viños hasta enlazar con el límite meridional de la duna de Rodas, los límites meridional y occidental del área de instalaciones del Parque y el camino proveniente de la isla de Monte Agudo. También forman parte de esta zona el camino que une esta isla con la de Monte Agudo y dos zonas de vegetación contiguas a él: un área de matorral en el límite norte del recinto del camping y una plantación de frondosas introducidas ubicada al oeste del camino y al norte de las coordenadas UTM 507826/4674595.

La vegetación de esta zona está constituida fundamentalmente por matorral y masas arbóreas en las que se mezclan frondosas introducidas, coníferas, eucaliptos y

acacias.

b) Isla de Monte Agudo

Los límites de esta zona en la vertiente occidental de esta isla vienen marcados por el camino que une el observatorio de aves y el mirador de la Silla de la Reina, por el borde de la vegetación arbórea entre este mirador y el camino de unión con la isla de Faro, y el propio camino hasta el extremo meridional de la isla. En la vertiente oriental insular, el límite queda marcado, sucesivamente, por el borde del camino proveniente de la isla de Faro, el límite norte del área de uso especial ubicada en el extremo septentrional de la duna de la playa de Rodas, el límite de la vegetación arbórea, el borde interior de la playa de Figueiras y el límite de la vegetación de acantilado hasta confluir en el observatorio de aves.

Dentro de este perímetro existen una zona de reserva, formada por un rodal de melojos ubicado al norte de la playa de Figueiras, y una zona de uso especial, correspondiente al campo de trabajo situado en las proximidades de la playa de Area da Cantareira (playa das Margaritas).

2) Archipiélago de Ons

a) Isla de Ons

La zona de uso restringido ocupa la mayor parte de la superficie interior de esta isla. Está formada por dos áreas principales, separadas por la franja de cultivos abandonados ubicada al sur del camino que une el núcleo de O Caño y Punta Sobreira, y un conjunto de pequeñas áreas aisladas entre sí al estar situadas dentro de las zonas de reserva o de asentamientos tradicionales.

El área de uso restringido más extensa ocupa la parte interior de la mitad norte de la isla, estando limitada por la zona de reserva en todo su perímetro con la excepción del tramo comprendido entre las coordenadas UTM 505686/4692202 y 505200/4691508, donde queda limitada por el borde de la zona de asentamientos tradicionales. En su interior existe una serie de áreas pertenecientes tanto a zona de reserva (saucedas, rodales de saúco), como de uso especial (faro, helipuerto, zona de acampada), de asentamientos tradicionales (núcleos de Curro, Cucorno, O Caño, Chan da Pólvora, edificaciones aisladas) y de vegetación de origen antrópico.

El otro área importante ocupa el tercio meridional insular, limitada por la zona de reserva en todo su perímetro salvo en dos tramos. Por una parte, en su extremo norte limita con la zona de asentamientos tradicionales que queda demarcada por el margen de la vegetación de origen antrópico, la cual se extiende desde las coordenadas UTM 505266/ 4691150 hasta el extremo sur del núcleo poblado ubicado al sur de Canexol (coordenadas 505491/4690775), y por el borde oriental del camino a Canexol hasta el punto de contacto con la zona de reserva en el extremo sur de la duna de la playa del mismo nombre (coordenadas 505515/4690986). El otro tramo no limitado por zona de reserva parte del borde interior del área de uso moderado de la playa de O Pereiró y discurre en sentido sur hasta confluir con el límite de la zona de asentamientos tradicionales del núcleo de O Pereiró, en la que se incluyen tanto las edificaciones como la superficie de vegetación de origen antrópico circundante, y que se une al borde de la zona de reserva en el punto de coordenadas UTM 505331/4690353.

Dentro de esta superficie de uso restringido quedan incluidas algunas áreas de reserva, formadas por vegetación de frondosas autóctonas (manchas puras o mixtas de sauce y/o laurel) y por núcleos de *Cytisus insularis*, así como por áreas de uso especial (campo de trabajo, punto limpio).

Aparte de estas dos grandes superficies de zona de uso restringido, existe una serie de fragmentos incluidos tanto en la zona de reserva como en la de asentamientos tradicionales, correspondientes a vegetación de matorral o de frondosas introducidas.

La mayor parte de la superficie de esta zona está cubierta por vegetación de matorral, aunque también quedan incluidas áreas forestales compuestas por frondosas introducidas y coníferas, tanto autóctonas como alóctonas.

Dentro del área de uso restringido queda también buena parte de la superficie de las zonas de influencia de los manantiales y fuentes existentes en la isla.

3) Archipiélago de Sálvora

La zona de uso restringido incluye el camino que comunica el muelle y el faro, el camino que, desde éste, se dirige al antiguo poblado, el área ocupada por cultivos abandonados que incluye las edificaciones de dicho poblado, y la zona de vegetación de matorral existente al oeste del mismo comprendida entre los vértices más occidentales de las edificaciones no incluidas en el área de cultivos abandonados y dicha área. También incluye el mirador de Milreu.

4) Archipiélago de Cortegada

En este archipiélago incluye el camino perimetral, el camino que cruza la isla de norte a sur por la zona central, y el área abarcada por vegetación arbórea de frondosas y coníferas introducidas, junto con dos pequeñas áreas de vegetación de matorral englobadas en las masas de coníferas.

11.1.3. Zona de Uso Moderado

Constituida por áreas dominadas por un ambiente natural cuya finalidad es integrar la conservación con el uso público y el aprovechamiento de los recursos.

Abarca las playas no incluidas en la zona de reserva y el camping ubicado en la isla del Faro, perteneciente al archipiélago de las islas Cíes.

En esta zona el acceso público es libre. Se permite el tránsito a pie pero se prohíbe el tránsito de vehículos motorizados y artefactos mecánicos fuera de las carreteras y pistas abiertas al público.

Las únicas actividades de uso público y turismo permitidas en esta zona son el uso de las playas, que incluye el baño en las aguas colindantes dentro de la zona acotada para esta actividad, y la acampada en las áreas destinadas a tal fin. El número máximo de plazas para campistas será regulado por el Parque periódicamente, para lo cual se tendrá en cuenta la disponibilidad de recursos hídricos en la isla en que está ubicado el camping.

No se permite el varamiento de embarcaciones, ya sean de uso recreativo o destinadas a actividades profesionales realizadas por la población local.

Las actividades de gestión autorizables son la corta y retirada de vegetación de playas y caminos, la retirada de las playas de restos de vertidos de hidrocarburos y el tratamiento de plagas forestales. Para su realización se requerirá la emisión de un informe previo por parte del Órgano de gestión del Parque, en el que se justifique su necesidad, se concreten las técnicas a emplear y se especifiquen las medidas a adoptar para que no resulten afectados los valores naturales existentes en esta zona.

En las playas, caminos y cortafuegos sólo se podrá cortar y retirar la vegetación imprescindible para facilitar su uso y la realización de otras acciones de gestión y de investigación. En las áreas pobladas por vegetación alóctona se podrá autorizar la erradicación de especies invasoras y la regeneración de la vegetación autóctona. La corta y retirada de vegetación deberá cumplir las especificaciones establecidas en el Programa propio del Parque relativo a esta materia y habrá de realizarse tomando las precauciones necesarias para que no resulten afectados los valores naturales existentes.

Sólo se podrán aplicar tratamientos contra plagas forestales cuando éstas afecten a especies con interés de conservación. No se permite el uso de biocidas que puedan afectar a especies no objetivo.

Las actividades de investigación deberán ser autorizadas por el Órgano de gestión del Parque, para lo cual será necesario que cumplan los requisitos que se establezcan en el Plan Sectorial de Investigación.

Sólo se podrá autorizar la recolección de material biológico, mineral o cultural destinada a fines de gestión o de investigación científica. Las recolecciones de material que, por necesidades científicas, sea preciso llevar a cabo deberán estar clara e inequívocamente argumentadas en los protocolos de investigación y ser expresamente autorizadas por el Órgano gestor del Parque.

Se permitirá exclusivamente la construcción de servicios para el uso público, zonas de acampada, bancos, elementos interpretativos y otras instalaciones menores destinadas al uso público o a albergar instrumentación científica o de manejo del medio. Asimismo, el Órgano de gestión del Parque podrá autorizar trabajos de mantenimiento o de adecuación de las instalaciones existentes. Estas construcciones e instalaciones deberán guardar el máximo respeto al entorno y utilizarán materiales y tipologías tradicionales, procurándose su integración en el paisaje.

Con carácter restrictivo y excepcional, se podrá autorizar la construcción de pistas o caminos ligados al uso público o al manejo del medio. A fin de minimizar su impacto, las pistas y caminos se adaptarán al terreno y no recibirán tratamiento superficial ni con asfalto ni con hormigón.

Las áreas incluidas en esta zona en cada uno de los archipiélagos del Parque son las siguientes:

1) Archipiélago de Cíes

a) Isla de San Martiño

Sólo se incluye la playa de San Martiño.

b) Isla del Faro

En esta isla, la zona de uso moderado incluye las playas de Rodas y de Nosa Señora, junto con la superficie abarcada por el camping.

c) Isla de Monte Agudo

Dentro de la zona de uso moderado se incluyen la playa das Figueiras, la playa de Area da Cantareira (playa das Margaritas) y las pequeñas playas situadas entre el extremo septentrional de la playa de Rodas y Punta Muxieiro.

2) Archipiélago de Ons

a) Isla de Ons

Incluye las playas de Melide, das Dornas, de Area dos Cans, de Canexol y de Pereiró.

3) Archipiélago de Sálvora

Abarca únicamente la playa do Almacén.

4) Archipiélago de Cortegada

Incluye la línea de costa comprendida entre Punta do Balouredo y la punta situada al este del embarcadero, donde la costa cambia su orientación de este-oeste a nordeste-suroeste, de coordenadas UTM 517856/4718337.

11.1.4. Zona de Uso Especial

Está constituida por áreas de reducida extensión en las que se ubican las construcciones e instalaciones mayores cuya localización en el interior del Parque se considera necesaria. También alberga, con criterios de mínimo impacto y de concentración de servicios, las instalaciones que sea necesario establecer para el uso público y para las actividades de gestión y administración. Incluye también las instalaciones preexistentes que sea necesario mantener, así como aquellas otras que vayan a albergar servicios de interés general conformes con la finalidad del Parque.

En esta zona se incluyen las instalaciones de gestión, administración, y uso público dependientes del Parque y de otras entidades de la administración pública. Entre ellas se encuentran muelles, faros, helipuertos, áreas de acampada, campamentos y campos de trabajo, merenderos, instalaciones de generación de energía, puntos limpios, viviendas dependientes del Parque, instalaciones de uso público y de gestión, observatorios de aves, tramos de los caminos de acceso a los faros que discurren por la zona de reserva, y dos manantiales situados al oeste del faro de la isla de Sálvora.

El acceso público a esta zona es libre, salvo a las edificaciones no destinadas a uso público.

Las capacidades de acogida del área de acampada, del campo de trabajo y del campamento juvenil serán reguladas por el Órgano de gestión del Parque periódicamente. Para ello se tendrá en cuenta la disponibilidad de recursos hídricos de la isla en que se encuentra cada una de las instalaciones.

Para la realización de cualquier obra de construcción o mantenimiento de instalaciones son requisitos indispensables la presentación de una solicitud de autorización ante el Órgano de gestión del Parque con antelación suficiente, mínimo de dos meses, y la emisión por éste de un informe favorable. Las obras a ejecutar guardarán el máximo respeto al entorno, utilizarán materiales y tipologías tradicionales, minimizando su impacto y procurando su mayor integración en el paisaje.

Las actividades de gestión autorizables son la corta y retirada de vegetación de playas y caminos, la retirada de las playas de restos de vertidos de hidrocarburos y el tratamiento de plagas forestales. Para su realización se requerirá la emisión de un informe previo por el Órgano de gestión del Parque en el que se justifique su necesidad, se concreten las técnicas a emplear y se especifiquen las medidas a adoptar para que no resulten afectados los valores naturales existentes en esta zona.

En los caminos sólo se podrá cortar y retirar la vegetación imprescindible para facilitar su uso y la realización de otras acciones de gestión y de investigación. En las áreas pobladas por vegetación alóctona se podrá autorizar la erradicación de especies invasoras y la regeneración de la vegetación autóctona. La corta y retirada de vegetación deberá cumplir las especificaciones establecidas en un programa propio del Parque relativo a esta materia y habrá de realizarse tomando las precauciones necesarias para que no resulten afectados los valores naturales existentes.

Sólo se podrá autorizar la aplicación de tratamientos contra plagas forestales cuando éstas afecten a especies con interés de conservación. Excepcionalmente, el Órgano gestor del Parque podrá autorizar el uso de biocidas siempre que no afecten a especies no objetivo.

Las actividades de investigación deberán ser autorizadas por el Parque, para lo cual será necesario que cumplan los requisitos que se establezcan en el Plan Sectorial de Investigación.

Sólo se podrá autorizar la recolección de material biológico, mineral o cultural destinada a fines de gestión o de investigación científica. Las recolecciones de material que, por necesidades científicas, sea preciso llevar a cabo deberán estar clara e inequívocamente argumentadas en los protocolos de investigación y ser expresamente autorizadas el Órgano gestor del Parque.

En cada uno de los archipiélagos se incluyen las siguientes áreas e instalaciones:

1) Archipiélago de Cíes

a) Isla de San Martiño

En esta isla incluye las instalaciones del Parque ubicadas en dos construcciones situadas al norte de la playa, junto con el faro, el muelle y el camino de unión entre ambos.

b) Isla del Faro

El área que acoge las viviendas destinadas al personal y a los investigadores, así como las instalaciones de generación de energía fotoeléctrica, está limitada al norte por el camino que la separa de la zona de uso moderado del camping, al este por el camino que discurre paralelo al borde de la playa y sirve de límite con la zona de reserva, al sur por el borde de la vegetación arbórea formada por una mezcla de coníferas, eucaliptos y acacias (Blanco-Dios, 2007), y al oeste por el límite de las fincas que albergan la Casa Forestal, el Centro de Visitantes, la Casa del Guarda Mayor y un área de estacionamiento de vehículos situada al norte de ésta.

También se incluye en esta zona el observatorio de aves ubicado en el Alto da Campá.

Al nordeste de la playa de Nosa Señora se localizan una vivienda de personal y las ruinas de la cárcel.

También se incluyen en esta zona el muelle de Carracido, el camino que da acceso al faro da Porta y el propio faro, así como el faro de Cíes y el tramo del camino que conduce hasta él incluido en la zona de reserva.

c) Isla de Monte Agudo

Las instalaciones del Parque incluidas son el punto de información al visitante, ubicado en la intersección de los caminos que provienen del muelle de Rodas y del norte de la isla, el observatorio de aves cercano al faro de Monte Agudo y el merendero situado al norte del Lago dos Nenos, al borde del camino que comunica con la isla de Faro. También están incluidas otras instalaciones dependientes de la administración pública como el faro de Monte Agudo, el muelle de Rodas y el campo de trabajo.

El restaurante “Playa de Rodas” es la única edificación gestionada por particulares incluida en esta zona.

2) Archipiélago de Ons

a) Isla de Ons

Incluye el muelle, las instalaciones del Parque existentes en el núcleo de Curro, el recinto y las edificaciones del faro, el helipuerto, el recinto y las instalaciones de la zona de acampada ubicada en Chan da Pólvora, la superficie del recinto del campamento juvenil de O Pereiró y las instalaciones que no están incluidos en la zona de reserva, y el recinto del punto limpio ubicado al sur del campamento juvenil.

3) Archipiélago de Sálvora

Abarca el muelle, el edificio que alberga las instalaciones destinadas a la gestión del Parque y a la atención al visitante, el recinto y las instalaciones del faro, dos manantiales existentes al oeste del mismo, y el helipuerto.

4) Archipiélago de Cortegada

Abarca las instalaciones existentes en la isla destinadas a la gestión del Parque y a la atención al visitante, y el área circundante delimitada por las coordenadas UTM 517738/4718333, 517727/4718362, 517703/4718358, 517694/4718346, 517694/4718331, 517702/4718330, 517710/4718325, 517716/4718329 y 517719/4718323, y el muelle.

11.1.5. Zona de asentamientos tradicionales

Zona establecida por la existencia de núcleos de población dentro del Parque, con la finalidad de compatibilizar los objetivos de éste con un desarrollo urbano razonable y controlado, así como con la pervivencia de un estilo de vida tradicional.

Acoge las infraestructuras relacionadas con la vida urbana, dándoles un tratamiento unitario. Incluye los núcleos poblados y las áreas habitadas por población no dispersa, incluyendo sus zonas de servicios y áreas de cultivo aledañas. Las áreas de cultivos en las zonas de asentamientos tradicionales forman parte del hábitat de especies de interés de conservación como el sapillo pintojo ibérico, la chova piquirroja o los murciélagos, de los que al menos los dos primeros presentan un estado de conservación desfavorable. Los cultivos pueden actuar como corredores de conexión entre diferentes puntos de agua, y de su mantenimiento depende la conservación de parte de los valores naturales del Parque. Para su delimitación se ha utilizado como referencia la superficie de vegetación de origen antrópico existente en la cartografía de vegetación del Proyecto de restauración vegetal en el Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (Blanco-Dios, 2007).

Las instalaciones dependientes del Parque existentes en los núcleos de población citados no se incluyen en esta zona sino en la zona de uso especial.

El acceso peatonal a todo el área es libre, mientras la circulación de vehículos automotores y artefactos mecánicos por las vías y senderos podrá ser regulado por el Órgano de gestión del Parque.

Los usos y aprovechamientos tradicionales permitidos son la ganadería, la agricultura y la jardinería. Las normas reguladoras de estas tres actividades se incluirán en el correspondiente Plan Sectorial. En cualquier caso, no estará permitido el empleo de biocidas ni de compuestos químicos que puedan resultar nocivos para los valores naturales del Parque.

Se permite la realización de actividades de hostelería. El establecimiento del límite de plazas hosteleras tendrá en cuenta la disponibilidad de recursos hídricos.

El Órgano de gestión del Parque podrá autorizar la construcción y el mantenimiento de edificaciones, servicios, vías, infraestructuras menores y otros elementos ligados exclusivamente al uso público, a los aprovechamientos

tradicionales, a la investigación científica y a la gestión. Son requisitos indispensables para la realización de cualquier obra de construcción o mantenimiento la presentación de una solicitud de autorización ante el Órgano de gestión del Parque con antelación suficiente, mínimo de dos meses, y la emisión por éste de un informe favorable. Las obras a ejecutar guardarán el máximo respeto al entorno, utilizarán materiales y tipologías tradicionales, minimizando su impacto y procurando su mayor integración en el paisaje.

El área del Parque incluida dentro de esta zona se encuentra en la isla de Ons. Abarca la superficie edificada de los núcleos de población de Curro, Cucorno, Chan da Pólvora, O Caño, Canexol y O Pereiró, así como tres edificaciones, localizadas al norte de la playa de Melide (UTM 506882/4693522) y en el camino que une el núcleo de Cucorno con la zona de O Centolo (UTM 505876/4692983; 505872/4693156) También incluye las áreas de vegetación antrópica aledañas a los núcleos poblados y a las construcciones citadas.

11.1.6. Otras especificaciones

Cuando las necesidades de gestión así lo justifiquen, el órgano gestor del Parque, previo informe favorable del Patronato, podrá delimitar zonas de restauración o zonas de reserva con carácter temporal. Estas zonas contarán con su propio régimen de uso, de acuerdo con las especificaciones marcadas por el órgano de gestión.

11.2. Propuesta de zonificación del medio marino

11.2.1. Marco conceptual de la zonificación marina

Como parte de la Política Nacional de Protección de Parques Nacionales, el plan de ordenación del Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia debe incluir la delimitación de zonas de protección y gestión para sus áreas marinas. La regulación de los usos en cada una de estas zonas servirá como herramienta de gestión del Parque, a través de la cual mejorar el estado de conservación de los valores naturales y culturales, y poder mantenerlos en un estado de conservación favorable.

Para esta labor debe considerarse la presencia de especies y comunidades marinas, por su contribución a los criterios ecológicos de singularidad, fragilidad y representación de hábitats recogidos en la Directiva Hábitat y en los catálogos Nacional y Gallego de Especies Amenazadas. Según el Plan Director de la Red de Parques Nacionales (R.D. 1803/1999), la zonificación se establece de acuerdo al grado de protección y uso otorgado a cada área, dividiendo el espacio protegido en:

Zona de Reserva. Representa el área de protección integral en las que por razones de conservación no se autoriza ningún tipo de uso, salvo las actividades de gestión o investigaciones científicas.

Zona de Uso Restringido. Representan zonas que poseen un alto grado de naturalidad; zonas que se encuentran en fase de regeneración o zonas que constituyen el área de amortiguación de la reserva integral. En estas zonas se autorizarían determinados usos no impactantes.

Zona de Uso Moderado. Son áreas multiuso donde se integra la conservación y el uso público. Representan zonas de libre acceso sujetas a determinadas limitaciones.

Zona de Uso Especial. Áreas donde se ubican construcciones e instalaciones necesarias para el Parque. Actualmente, estas zonas no aparecen representadas en el medio marino del Parque Nacional de las Islas Atlánticas.

En relación a esta zonificación, se pueden enmarcar los objetivos específicos en el Parque Nacional como aquellos que busquen, por orden prioritario:

1. Favorecer la preservación y conservación de zonas marinas, incluidas las zonas intermareales, que de acuerdo a su vulnerabilidad o biodiversidad, es necesario proteger.

2. Conservar y proteger los restos arqueológicos en los fondos marinos.

3. Mantener una adecuada compatibilidad de las diferentes actividades que se realizan o puedan realizarse en la reserva marina que constituye el Parque Nacional.

4. Posibilitar y orientar el desarrollo equilibrado de las diferentes actividades productivas que se lleven a cabo en la línea litoral del Parque, en concordancia con los objetivos prioritarios del mismo.

Para la elaboración de la presente propuesta de zonificación marina se han tenido en cuenta diferentes aspectos, evaluados de forma simultánea, de manera que se pudiera asegurar el cumplimiento de los objetivos de conservación mencionados. Los criterios de selección utilizados han sido:

- Biogeográficos. La representación de los principales hábitats/biotopos marinos del Parque Nacional y su estructuración, considerando cada uno de ellos como una unidad biológica integral. Se ha intentado evitar, en la medida de lo posible, su división, motivada por su inclusión en zonas de diferente categoría.

- Ecológicos. Las poblaciones y sus características biológicas y ecológicas (riqueza específica, agregación de comunidades, vulnerabilidad y/o fragilidad de las especies de flora o fauna, estado de conservación de las poblaciones y el nivel de conectividad entre diferentes zonas). Se prestó atención especial a áreas con presencia de especies catalogadas (categorías: en peligro de extinción, vulnerable), raras o endémicas.

- Sociales y económicos. Los valores y factores socio-económicos asociados a las distintas especies, comunidades o biotopos.

- Arqueológicos. La presencia de restos arqueológicos, su estado de conservación y antigüedad.

- Gestión. La consecución de una zonificación comprensible y fácil de gestionar.

11.2.2. Orientación y limitaciones de la zonificación marina

La zonificación que se propone ha sido desarrollada en base a la mayor parte de la información disponible sobre el ecosistema marino del Parque Nacional, y de acuerdo a los principios básicos de diseño de zonas protegidas.

El ecosistema marino del Parque posee un alto valor ecológico y pesquero, una elevada diversidad de hábitats, una gran riqueza de comunidades bentónicas y de peces, así como una interesante variedad de restos arqueológicos. A pesar de este importante patrimonio, el conocimiento acerca de la distribución de las especies de fauna y flora en los fondos del Parque es considerablemente reducido, e insuficiente en muchos casos para poder determinar el área de protección requerida para garantizar la conservación de los valores marinos. Los valores naturales o culturales (biotopo, comunidad, especie o resto arqueológico) pueden presentar requerimientos de conservación comunes y/o específicos. Para la protección de todos estos valores es necesario establecer unos límites de uso en función de un umbral crítico, a partir del cual existe el riesgo de producir alteraciones perjudiciales para las biocenosis o el hábitat que forman. En el caso de las comunidades marinas representadas en el Parque, dicho umbral, que representaría la capacidad de carga para una actividad concreta, se encuentra en la mayoría de los casos por determinar. De aquí surge la necesidad de aplicar el principio de precaución recogido en la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE). Se aplica así este principio en aquellos casos donde existen indicios o dudas de que determinadas actividades pueden crear un perjuicio a la integridad de las comunidades o los valores marinos del Parque.

Cabe señalar también que la escasa información disponible limita en gran medida la zonificación que se ha planteado. Alrededor de las Zonas de Reserva se han establecido dos tipos de áreas periféricas: 1) áreas de amortiguación de la zona de protección integral, y 2) áreas periféricas o de multiuso, que comprende las áreas de uso restringido y moderado. En las primeras se autorizan determinadas actividades de marisqueo artesanal selectivo y de buceo. En las segundas, el acceso es libre o condicionado a la capacidad de carga de la zona (visitantes, embarcaciones), y en la que se autorizan el marisqueo y la pesca artesanal selectiva (nasas y enmalle), el buceo, el baño, actividades educativas y el fondeo de embarcaciones en determinados lugares. La zonificación en las áreas periféricas fue planificada en función de sus usos, mientras que la selección de las reservas integrales estuvo basada exclusivamente en los valores naturales y culturales a preservar.

En los siguientes apartados se proponen algunas líneas de actuación relacionadas con la zonificación marina del Parque. Sin embargo, se considera que toda zonificación debe en cierta medida ser flexible en sus disposiciones reguladoras, permitiendo a) una cierta autonomía de decisión, para que los gestores puedan introducir mejoras, y b) su modificación a medida que se va adquiriendo un mayor conocimiento acerca de la distribución de los valores y de su estado de conservación, así como de las diferentes actividades que se desarrollan. De esta manera, se debe permitir la modificación de la zonificación propuesta considerando la evolución del estado de conservación de los diferentes valores.

Entre estas actuaciones se propone el desarrollo de un Plan de Gestión Integral para los recursos marisqueros y pesqueros en el ámbito del Parque Nacional (Plan

Sectorial), siguiendo unas directrices parecidas a las establecidas para las reservas de pesca en Galicia (caso de Miñarzos y la reserva propuesta para Cedeira). Este Plan desarrollaría una normativa y diferentes líneas de actuación de acuerdo a los objetivos de creación del Parque, con el fin de regular las áreas de explotación, las artes y las cuotas de extracción permitidas para la pesca y el marisqueo. Este Plan sería aprobado y revisado anualmente por la Consellería de Pesca y el Parque Nacional, basándose en informes de evaluación y contando con el asesoramiento, en caso necesario, de técnicos en materia de conservación de biodiversidad y en aprovechamiento de recursos marinos. Es aconsejable que tanto los informes de evaluación como los estudios de repercusión sobre la biodiversidad sean realizados por entidades independientes al sector marisquero, para promover una mayor transparencia y objetividad de los mismos.

Es importante tener presente que las diferentes zonas de protección han sido establecidas considerando el conjunto del Parque como una unidad ambiental. No obstante, las islas constituyen tan sólo una red de pequeñas zonas protegidas rodeadas de zonas periféricas sin ningún tipo de protección, lo que genera un alto riesgo de que las medidas que se adopten sean insuficientes para protegerlas. Se desconoce también si el tamaño actual del Parque en su conjunto o de las diferentes zonas que lo forman, es suficiente para mantener la integridad del ecosistema marino, o si sería necesario ampliarlo, ya que no existen estudios previos que lo hayan evaluado. Como medida de precaución, sería aconsejable que las distintas administraciones con competencia en la materia, llegaran a establecer en las zonas periféricas que actúen como corredores ecológicos, medidas que ayuden a mantener la integridad del ámbito marino del Parque a través de la regulación de determinadas actividades.

11.2.3. Zonas de reserva integral

Objetivos de las zonas de reserva integral

Se incluyen los fondos de elevada riqueza, singularidad y/o fragilidad. Son zonas dirigidas a la conservación, sujetas a revisión en base a los resultados de futuros estudios que amplíen el conocimiento existente hasta la fecha. Los objetivos de las zonas de reserva integral en el Parque Nacional son:

a) Proporcionar áreas (en general no influenciadas por las actividades humanas) para la conservación integral de los ecosistemas naturales.

b) Delimitar zonas para el estudio científico de fondos marinos naturales.

Localización de las zonas de reserva integral

En el ámbito del Parque se proponen seis zonas de reserva marina integral, representadas en todos los archipiélagos excepto en el de Cortegada. A continuación se delimitan estas zonas (consultar Mapa):

Archipiélago de Cíes

Latitud- Longitud:

Archipiélago de Ons:

Latitud- Longitud:

Archipiélago de Sálvora

Latitud- Longitud:

Esta delimitación se basó en la selección de zonas de interés natural (fondos marinos de elevada riqueza, singularidad o fragilidad) y cultural. Se seleccionaron:

- Zonas de fanerógamas (*Zostera marina* y *Zostera noltii*)

Archipiélago de Cíes: Lagoa dos Nenos.

- Zonas de bosques de gorgonias (*Leptogorgia* spp., *Eunicella verrucosa*) con comunidades asociadas:

Archipiélago de Cíes: Bajo San Martiño y Cabo dos Bicos.

Archipiélago de Ons: Islote Con dos Galos y Punta Laste en Onza.

Archipiélago de Sálvora: Isla Cabeceiro Grande e Isla de Noro.

- Zonas con fondos de maërl (*Phymatolithom calcarium* y *Lithothamnium corallioides*) con/sin fondos mixtos.

Archipiélago de Cíes: Cabo Bicos.

Archipiélago de Ons: de la Playa de Melide a Punta do Centolo.

Archipiélago de Sálvora: Noreste de Sálvora y desde el este de la Isla Vionta al sur de la Isla Noro.

- Zonas con alta diversidad de fauna sésil sobre paredes y zonas intermareales rocosas con rica diversidad de horizontes algales continuos.

Archipiélago de Cíes: Cabo Bicos y extremo sur de la ensenada dos Fornos.

Archipiélago de Ons: Entorno de Onza y desde el norte de la playa de Melide a Punta do Centolo.

Archipiélago de Sálvora: de Punta do Curro das Cabras a Cova do Barro.

- Zonas de bosques de grandes algas pardas (Laminariales) en el infralitoral de tramos costeros expuestos y semiexpuestos.

Archipiélago de Cíes: De Punta da Xesteira a Punta de Concela.

Archipiélago de Ons: Conjunto de Onza y desde el norte de la playa de Melide a Punta do Centolo.

Archipiélago de Sálvora: desde el norte de la isla de Vionta hasta el sur de la isla Cabeceiro Grande.

- Zonas de alimentación de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*).

Archipiélago de Cíes: A Porta

Archipiélago de Ons: norte de la playa de Melide a Punta do Centolo.

- Zonas de interés arqueológico-histórico y cultural

Archipiélago de Cíes: Se conocen al menos 2 localizaciones con restos.

Archipiélago de Ons: Se conocen al menos 2 localizaciones con restos.

Usos permitidos y limitaciones en las zonas de reserva marina integral

- Sólo se permitirán aquellas actividades científicas que tengan un mínimo impacto ambiental. Para su realización, incluyendo la toma de muestras de flora y fauna, será necesaria la autorización de la Dirección del Parque Nacional, tras la entrega de una memoria explicativa del tipo e intensidad de los muestreos que vayan a ser realizados.
- Podrán realizarse diferentes actividades de gestión del medio, como por ejemplo el control de especies exóticas invasoras, siempre que se lleven a cabo estudios de evaluación previos en ambientes similares, que aseguren el efecto positivo de la actuación en la conservación de los biotopos o las comunidades marinas presentes.
- Podrán navegar por la zona embarcaciones de pesca profesional para acceder a otras zonas, pero se prohibiría su fondeo. No estarán permitidos los buques de transporte ni cualquier tipo de embarcación de recreo, incluyendo barcos de avistamiento de cetáceos u otros mamíferos marinos.
- Todas las actividades marisqueras quedarán excluidas de las zonas de reserva integral.

11.2.4. Zonas de uso restringido

Objetivos de las zonas de uso restringido marino

Los objetivos de las zonas de uso restringido marino en el Parque Nacional son:

a) Garantizar la conservación íntegra de los recursos y los valores naturales.

b) Proporcionar oportunidades para ciertas actividades de reducido o restringido impacto, compatibles con el mantenimiento de los valores naturales y culturales.

Localización de las zonas de uso restringido marino

Se propone el establecimiento de varias zonas de uso restringido en cada uno de los archipiélagos del Parque Nacional. Su superficie está delimitada de la siguiente manera:

Archipiélago de Cíes

Latitud- Longitud: Ver cartografía

Archipiélago de Ons:

Latitud- Longitud: Ver cartografía

Archipiélago de Sálvora

Latitud- Longitud: Ver cartografía

Archipiélago de Cortegada

Latitud- Longitud: Ver cartografía

Esta delimitación se ha basado en la selección de:

- Zonas de interés arqueológico-histórico y cultural:

Son zonas que poseen la mayor riqueza patrimonial de todas las islas, con restos de naufragios, restos anfóricos, alguna pieza de artillería y anclas líticas asociadas a los antiguos fondeaderos de estructuras romanas.

Archipiélago de Cíes: Se conocen al menos 3 localizaciones con restos.

Archipiélago de Ons: Se conocen al menos 2 localizaciones con restos.

- Zonas de buceo:

Archipiélago de Cíes: Islote de Viños, Bajo de Los Ciegos, el Molino, Bajos Los Forcados I, Bajos Los Forcados II, Punta Pau de Bandeira, Punta Canabal, Bahía Príncipe, Piedra Las Negras, Bajo La Roncosa y Faro do Peito o Faro de Monteagudo.

Archipiélago de Ons: La Posita, Punta Centolo e Inferniño.

- Zonas de regeneración:

Debido a la importancia de algunos hábitats marinos y su importancia para el desove de especies comerciales y el pobre estado de conservación de sus poblaciones, se considera importante que el Parque establezca zonas de regeneración, para ayudar a la recuperación de poblaciones afectadas. Se proponen como zonas de regeneración:

1. Las zonas periféricas a los fondos de maërl.

2. Algunos bosques de grandes laminariales (*Laminaria* spp.) en el infralitoral de tramos costeros expuestos y semiexpuestos.

3. Algunas zonas en las que están presentes especies exóticas invasoras.

Archipiélago de Cíes: tramo de Costa da Cantadeira a Playa Margaritas y sur de la Isla San Martiño.

Archipiélago de Ons: Ensenada de Caniveliñas hasta Con das Bombas, y norte de la Playa de Melide-Punta do Centolo.

Archipiélago de Sálvora: entre Punta dos Bois y el extremo norte de la Playa do Almacén.

- Zonas de alimentación de cormorán moñudo:

Debido a la importancia de determinadas zonas de alimentación para el cormorán moñudo, coincidentes con fondos de arena.

Las zonas delimitadas quedarán libres del tránsito de cualquier tipo de embarcación de recreo a motor, a vela o a remo.

Archipiélago de Cíes: zona de A Porta.

- Zonas de Marisqueo:

Las actividades extractivas de buceo profesional y marisqueo a pie estarán permitidas en las áreas delimitadas para el aprovechamiento de navaja, erizo de mar, percebe, mexilla, almeja y berberecho. La extracción estará condicionada por las condiciones que se establezcan en el Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial) que se desarrolle, y al establecimiento de un programa de monitorización de los recursos naturales aprovechados y no aprovechados, así como un estricto seguimiento de las extracciones. Deberán existir evaluaciones adicionales sobre estas actividades, que examinarán el impacto de las extracciones sobre las comunidades naturales.

Archipiélago de Sálvora: entre Punta Curro das Cabras y el extremo norte de zona experimental de Punta Besuqueiros.

- Zonas experimentales de pesca o marisqueo:

Adicionalmente el Parque Nacional delimitará áreas de gestión especial de manera temporal, para ser manejadas con fines experimentales. Se propone el establecimiento de 4 zonas rocosas intermareales en cada archipiélago (dos expuestas y dos semiexpuestas), para el desarrollo de un proyecto de manejo de mexilla (semilla de mejillón para bateas). También se propone el establecimiento de una zona experimental de no extracción de moluscos. Las zonas delimitadas quedarán libres de marisqueo mientras se realiza el estudio, que tiene como objetivo analizar la evolución de las comunidades intermareales cuando no existe presión extractiva sobre las mismas.

Archipiélago de Cíes: de Cala do Príncipe a Punta do Cabalo.

Archipiélago de Ons: Punta Pasante o de Xubenco.

Archipiélago de Sálvora: Punta de Busequeiros.

Archipiélago de Cortegada: Sector norte del archipiélago.

Usos permitidos y limitaciones en las zonas de uso restringido marino

- Zonas de interés arqueológico-histórico y cultural.

Está permitido el buceo recreativo, bajo la prohibición de recoger pecios de naufragios, fragmentos de artillería, restos de fondeos y anfóricos, o cualquier otro tipo de resto relacionado.

- Zonas de buceo.

Se permite el buceo individual y colectivo (a través de centros de buceo o clubes de inmersión), previa autorización concedida por la Dirección del Parque Nacional en las localizaciones donde esta actividad está permitida. La recogida de cualquier organismo vivo o sus restos no está autorizada, así como pecios o restos arqueológicos. En virtud de los resultados del seguimiento del estado de conservación de las áreas de buceo, el Parque Nacional podrá cerrar puntos de buceo y, en su caso, habilitar otros alternativos.

El Parque Nacional delimitará zonas de fondeo para las embarcaciones que realicen estas actividades en las zonas mencionadas.

Las inmersiones en apnea son libres en toda la zona marina del Parque Nacional, excepto en las zonas de reserva.

- Zonas de alimentación de cormorán moñudo.

Las zonas delimitadas quedarán libres del tránsito de cualquier tipo de embarcación de recreo, a motor, a vela o a remo.

- Zonas de regeneración.

En las zonas de regeneración no se permiten artes o aparejos que entren en contacto con el fondo.

- Zonas de marisqueo.

Las actividades de gestión marisquera se desarrollarán en el marco de un Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial), en el que se recogerán las medidas específicas para cada actividad marisquera en cada zona del Parque Nacional. Este Plan será revisado anualmente, y deberá ser aprobado por la Dirección del Parque Nacional y la Consellería de Pesca. En él se integrarán los planes de explotación propuestos por las cofradías y los informes de seguimiento de las comunidades marinas bentónicas y de los recursos sometidos a explotación. Se aconseja que estos informes de evaluación sean realizados por entidades independientes al sector marisquero, para conseguir una mayor transparencia y objetividad de los mismos.

El Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial) deberá desarrollarse de acuerdo a la política de conservación marina del Parque. Esto conlleva el establecimiento de planes de explotación que: a) no perjudiquen la estabilidad de las comunidades o especies marinas representadas en el Parque, b) no supongan un incremento de las capturas en comparación con años anteriores y c) que no propongan la explotación de nuevas especies. En los casos en que el Parque Nacional considere que la extracción de un determinado recurso es perjudicial para la conservación del ecosistema, tras llegar a un acuerdo con la Consellería de Pesca, se podrán revocar las licencias de

extracción para dicho recurso o el traslado de esa actividad a otras zonas. Las operaciones de cultivo, semicultivo o regeneración de zonas improductivas, así como los traslados, rareos o limpiezas para mejorar las zonas marisqueras, no estarán permitidas en los límites del Parque Nacional.

Se podrá permitir el marisqueo profesional a pie, desde embarcación o buceo en las zonas delimitadas a las embarcaciones adscritas a las cofradías de mariscadores según las regulaciones establecidas. Las artes de marisqueo permitidas serán el rastrillo, el angazo, la forquita, la rasqueta y el rastro desde embarcación. Solamente podrán ser autorizadas las embarcaciones adscritas a las cofradías de mariscadores que cuenten con un plan de explotación autorizado por la Consellería de Pesca y el Parque Nacional, y que a) demuestren ser adecuados para mantener una gestión sostenible de los recursos; b) establezcan un adecuado seguimiento de los recursos aprovechados; c) preparen informes trimestrales de extracción para el Parque y d) participen con él en actividades de sensibilización ambiental.

- Zonas experimentales de pesca o marisqueo.

El proyecto de manejo de explotación de mexilla prohíbe su extracción, así como la de percebe, por cualquier usuario en las zonas delimitadas.

11.2.5. Zonas de uso moderado

Objetivos de las zonas de uso moderado marino

Los objetivos de las zonas de uso moderado marino en el Parque Nacional son:

a) Permitir la conservación de los recursos naturales y culturales.

b) Proporcionar oportunidades para el desarrollo de ciertas actividades que, convergiendo con el objetivo anterior, permitan el disfrute y el uso de los valores naturales y culturales del Parque.

Localización de las zonas de uso moderado marino

Comprenden el resto de las áreas no enmarcadas en zonas de reserva o de uso restringido. Las zonas de uso moderado para cada archipiélago quedan delimitadas de la siguiente manera:

Archipiélago de Cíes

Latitud- Longitud:

Archipiélago de Ons:

Latitud- Longitud:

Archipiélago de Sálvora

Latitud- Longitud:

Archipiélago de Cortegada

Latitud- Longitud:

Las zonas de uso moderado se subdividen a su vez en:

- Zonas de marisqueo:

Archipiélago de Cíes: Playa San Martiño, Playa de Rodas- Playa de Nuestra Señora.

Archipiélago de Ons: Punta do Castelo norte-Punta do Castelo sur.

Archipiélago de Sálvora: Norte Playa Almacén-Isla Meda y Noreste Isla Vionta.

Archipiélago de Cortegada: Sur Islas Malveiras.

- Zonas de pesca profesional de artes menores:

Toda la franja costera de uso moderado desde una distancia mínima de 100 m medida desde la línea de base del intermareal o infraestructuras costeras (ver Mapa).

- Zonas de fondeo diurno:

Archipiélago de Cíes: Playa das Rodas, Playa de Nosa Señora y Playa de San Martiño.

Archipiélago de Ons: Zona de Dornas-Castelo y Playa de Melide.

Archipiélago de Sálvora: Playa do Castelo o Playa do Almacén.

Archipiélago de Cortegada:

- Zonas intermareales de playas:

Archipiélago de Cíes: Playa de Rodas, Playa de Figueiras, Playa de las Margaritas, Playa de Nosa Señora, Playa dos Viños, Playa de San Martiño.

Archipiélago de Ons: Playa de Pereiro, Playa Dornas, Playa dos Cans, Playa de Melide, Playa de Canexol

Archipiélago de Sálvora: Playa del Almacén, Playa dos Bois, Playa Zafra, Playa dos Lagos.

- Zonas de buceo:

Archipiélago de Cíes: el Molino, Bajo cruz de Almera, Piedra Los gabotos, Bajo O Ruso, Bajo lago, Monte Agudo.

Archipiélago de Ons: Bajo del Faro.

Archipiélago de Sálvora: Piedra Touza Pirula, Punta de O Castelo, O Muro, Bajo Ignasia, Bajo sur de Sagres, Bajo Tangona de Terra.

- Zonas de interés arqueológico-histórico y cultural:

Son zonas que poseen la mayor riqueza patrimonial de todas las islas, con restos de naufragios, restos anfóricos, alguna pieza de artillería y anclas líticas asociadas a los antiguos fondeaderos de estructuras romanas.

Archipiélago de Cíes: Se conocen al menos 4 localizaciones con restos.

Archipiélago de Ons: Se conoce al menos 1 localización con restos.

Usos permitidos y limitaciones en las zonas de uso moderado marino

- Zonas de marisqueo.

El Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial) elaborará la normativa y medidas a aplicar en las zonas de marisqueo profesional. Esto incluye el marisqueo desde embarcación para el aprovechamiento de moluscos bivalvos con las artes de rastro de zamburiña y volandeira, raño y vara. También se podrá permitir el marisqueo profesional a pie, desde embarcación o buceo.

El Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial) deberá desarrollarse de acuerdo a la política de conservación marina del Parque. Esto conlleva el establecimiento de planes de explotación que: a) no perjudiquen la estabilidad de las comunidades o especies marinas representadas en el Parque, b) no supongan un incremento de las capturas en comparación con años anteriores y c) que no propongan la explotación de nuevas especies. En los casos en que el Parque Nacional considere que la extracción de un determinado recurso es perjudicial para la conservación del ecosistema, tras llegar a un acuerdo con la Consellería de Pesca, se podrán revocar las licencias de extracción para dicho recurso o el traslado de esa actividad a otras zonas. Las operaciones de cultivo, semicultivo o regeneración de zonas improductivas, así como los traslados, rareos o limpiezas para mejorar las zonas marisqueras, no estarán permitidas en los límites del Parque Nacional.

Se considera que el endeño remolcado origina impactos negativos en los fondos marinos. Su uso estará prohibido dentro de los límites del Parque Nacional.

Solamente podrán ser autorizadas las embarcaciones adscritas a las cofradías de mariscadores que cuenten con un plan de explotación autorizado por la Consellería de Pesca y el Parque Nacional, y que a) demuestren ser adecuados para mantener una gestión sostenible de los recursos; b) establezcan un adecuado seguimiento de los recursos aprovechados; c) preparen informes trimestrales de extracción para el Parque y d) participen con él en actividades de sensibilización ambiental.

- Zona de pesca profesional de artes menores.

Las condiciones de uso de las artes menores de pesca (artes de enmalle fijo y de deriva, nasas, aparejos de anzuelo y artes de arrastre) deberán ajustarse al Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial), y en todo caso a lo establecido en el Real Decreto 410/2001, que tiene por

objeto regular el ejercicio de la pesca con artes fijos que realicen los buques de pabellón español en las aguas exteriores del Caladero Nacional del Cantábrico y noroeste, y en la legislación pesquera de Galicia.

El Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial) debe establecer las medidas concretas adicionales para definir y regular anualmente las zonas de manejo, los aparejos y la explotación de los recursos pesqueros con artes menores. Estas medidas se enmarcan en la necesidad de gestionar la explotación de los recursos en el marco de la conservación y protección de las comunidades marinas.

Las artes permitidas en las zonas de pesca son:

- Nasas para invertebrados (pulpo y nécora) en todos los ambientes, excluyendo las zonas de reserva, las zonas de uso restringido, los muelles y las zonas de fondeo. Las nasas sólo podrán colocarse a una distancia mínima de la franja costera de 50 m, medida desde la línea de base del intermareal o de infraestructuras costeras.

- Artes de enmalle fijas (miños, betas y trasmallos): el ejercicio de las actividades pesqueras extractivas con estas artes queda supeditado a las limitaciones espaciales establecidas por la legislación pesquera. Podrán calarse a partir de una distancia mínima de 50 m a la línea de costa, medidos desde la línea base del intermareal. Estará prohibido el largado o el arrastre de estas artes en las aguas que forman parte de las zonas de reserva integral.

- Los aparejos de anzuelo (palangrillo, curricán de superficie y potera) estarán permitidos en las zonas delimitas para las artes de pesca menores.

- La pesca con artes de enmalle de deriva, xeito y volantas no estarán autorizadas en el Parque Nacional bajo ninguna circunstancia.

Quedará prohibida cualquier otra modalidad de pesca o aparejo en las aguas del Parque Nacional.

- Zonas de fondeo diurno.

En las zonas de fondeo autorizadas se fijará un límite de usuarios adecuado a la capacidad de carga de las áreas en las que se asienten. En las zonas sensibles o vulnerables, como los fondos con pecios y los coralígenos (bosques de gorgonias y fondos maërl), estará prohibido el fondeo.

- Zonas intermareales de playas.

Se permitiría el baño y el buceo en apnea en las aguas de las playas localizadas en las áreas de uso moderado.

Cualquier modalidad de pesca recreativa estará prohibida en todo el ámbito del Parque.

- Zonas de buceo.

Se permite el buceo individual y colectivo (a través de centros de buceo o clubes de inmersión), previa autorización concedida por la Dirección del Parque Nacional en las localizaciones donde esta actividad está permitida. La recogida de cualquier organismo vivo o sus restos no está autorizada, así como pecios o restos arqueológicos. En virtud de los resultados del seguimiento del estado de conservación de las áreas de buceo, el Parque Nacional podrá cerrar puntos de buceo y, en su caso, habilitar otros alternativos.

El Parque Nacional delimitará zonas de fondeo para las embarcaciones que realicen estas actividades en las zonas mencionadas.

Las inmersiones en apnea son libres en toda la zona marina del Parque Nacional, excepto en las zonas de reserva.

- Zonas de interés arqueológico-histórico y cultural.

Está permitido el buceo recreativo, bajo la prohibición de recoger pecios de naufragios, fragmentos de artillería, restos de fondeos y anfóricos, o cualquier otro tipo de resto relacionado.

11.2.6. Implementación de la zonificación marina

Para la implementación de esta zonificación y para garantizar el cumplimiento de las normas de gestión, es imprescindible el desarrollo y puesta en práctica de un programa de vigilancia y de control por parte del Parque Nacional y la Consellería de Pesca.

El Programa de Gestión Integral de los Recursos Marisqueros y Pesqueros (Plan Sectorial), bajo la premisa de conservar las comunidades marinas y establecer una explotación racional de los recursos marisqueros y pesqueros, deberá recoger todas las disposiciones y medidas adicionales que crea oportunas para los planes de explotación. El Programa deberá velar por la implantación de planes anuales de extracción basados en informes de gestión, seguimiento y control, tanto de los recursos aprovechados como de las comunidades marinas asociadas.

El manejo de las zonas propuestas debe apoyarse asimismo en medidas de sensibilización ambiental, de modo que las poblaciones locales comprendan el propósito de la zonificación y los beneficios asociados a la gestión propuesta. Para ello, la aprobación legal de la zonificación debe ir acompañada de otras actuaciones, como la delimitación clara de los lugares marinos protegidos (mediante boyas, marcas en tierra, paneles), o la explicación de las diferentes actividades permitidas en cada zona a diferentes grupos de usuarios, a través por ejemplo de folletos, paneles, páginas web o talleres formativos.

12. PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN, GESTIÓN Y CONSERVACIÓN EN MARCHA

Se ofrece a continuación un listado abierto de los principales proyectos de investigación autorizados en el PNMTIAG referenciados en Tragsatec (2006b) y cuyos resultados no han podido ser consultados para la redacción de este documento:

Muestreo en las islas Cíes para determinar las condiciones ecológicas de la infauna de las aguas costeras de Galicia en relación con el proyecto "La implantación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE en el ámbito territorial Galicia-Costa" (autorizado).

"Estudio estructural y dinámico de las poblaciones de cerquiño (*Quercus pyrenaica*) y Laurel (*Laurus nobilis*) del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia" (autorizado).

Además, se aporta la información disponible sobre los proyectos de investigación actualmente en marcha en el Parque Nacional a los que el Organismo Autónomo Parques Nacionales ha concedido ayudas en la convocatoria de 2005 (Resolución de 23 de enero de 2007; B.O.E. num. 50, de 27 de febrero de 2007):

1) Título del proyecto: La importancia de los reptiles como vectores de dispersión de semillas en el Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Investigador principal: Luis Navarro Echevarría

Fecha de inicio: 12/12/2006 - fecha de finalización: 12/12/2009

Resumen

A pesar de que ha sido repetidamente asumido que los reptiles pudieron haber jugado un papel primordial en la dispersión de semillas de las gimnospermas y de las primeras angiospermas, hoy en día son relativamente escasos los ejemplos estudiados que muestren alguna especie de reptil como agente legítimo en la dispersión de semillas de plantas con fruto carnoso. Esta interacción, además, parece tener mayor influencia en ecosistemas insulares.

El objeto del estudio que se presenta es incrementar la información sobre un tipo de interacción biológica, la dispersión de semillas por reptiles, muy poco estudiada y que en ecosistemas de tipo insular puede resultar de vital importancia. De manera concreta se analizará la importancia relativa de los frutos carnosos en la dieta de los reptiles, el papel de éstos como dispersores de semillas, enfatizando en su importancia en el caso de especies de plantas endémicas vulnerables como Corema album. Se realizará un estudio fenológico y se caracterizarán los frutos consumidos por los lagartos en el Parque Nacional. Además se analizará el efecto indirecto que la defaunación, causada por especies introducidas, puede tener sobre el funcionamiento reproductor de especies de plantas dependientes de los lagartos para su dispersión.

La información generada a lo largo de este estudio será transferida a los gestores del Parque Nacional para incluirla en los planes de gestión y manejo. Como objetivo complementario se plantea establecer una línea de investigación (dispersión

de semillas por reptiles) que en la comunidad gallega no ha sido desarrollada con anterioridad.

2) Título del proyecto: El medio marino y la conservación de un ave marina en peligro de extinción: el cormorán moñudo en el Parque Nacional marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Investigador principal: Alberto Velando Rodríguez

Fecha de inicio: 12/12/2006 - fecha de finalización: 12/12/2009

Resumen

El objetivo de este proyecto es estudiar la dinámica de las poblaciones de cormorán moñudo del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia en cuyo territorio nidifica cerca del 80% de la población total de la especie en la Península Ibérica. El cormorán moñudo está catalogado como especie en peligro de extinción en la Península Ibérica puesto que, durante la última década, sus efectivos han sufrido un descenso del 40%. Además de este declive previo, el vertido del Prestige ha incidido de manera directa (mortalidad) e indirecta (disminución de alimento y efectos subletales achacables a la acumulación de hidrocarburos en la red trófica) sobre los cormoranes, dejando a la población diezmada. Las principales líneas de actuación de esta propuesta son:

- Caracterizar las áreas de alimentación cercanas a las colonias.

- Determinar la variación espacio-temporal de la dieta y la abundancia de alimento en el medio.

- Determinar la interacción del cormorán con las pesquerías.

- Determinar el grado de contaminación por hidrocarburos que soportan los cormoranes (análisis de sangre).

- Determinar los parámetros poblacionales en cada una de las colonias del Parque (estructura de edades, éxito reproductivo, reclutamiento, dispersión y supervivencia).

- Modelizar la estructura espacial de la metapoblación.

- Una vez identificados los parámetros poblacionales y los factores causales más relevantes, desarrollar un plan de manejo para la especie en el Parque Nacional que garantice su supervivencia a largo plazo.

El trabajo de campo incluye el seguimiento pormenorizado de cada colonia, campañas de captura y recaptura, transectos para localizar las áreas de alimentación, caracterización de contaminantes en los cormoranes y en la red trófica, entrevistas con pescadores y análisis de estadísticas de pesca.

Los proyectos concedidos por el mismo ente conforme a la convocatoria de 2007 (Resolución de 27 de diciembre de 2007; B.O.E. num. 31; de 5 de febrero de 2008), y todavía en desarrollo, son:

1) Título del proyecto: Efectos de los cambios climáticos naturales en los complejos sedimentarios del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, diagnóstico de la situación actual y previsiones futuras.

Investigador principal: Irene Alejo Flores

Plazo de ejecución: 3 años

Resumen

Este proyecto se presenta como una contribución al conocimiento del medio abiótico del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. En él se plantea el estudio de los ambientes naturales más sensibles y vulnerables del Parque: los complejos sedimentarios. Dicho estudio se abordará desde diferentes escalas temporales: evolución a escala histórica y geológica. Se pretende en primer lugar realizar una base de datos SIG muy centrada en la cartografía detallada de los distintos ambientes sedimentarios y aspectos geomorfológicos existentes en cada una de las islas del Parque Nacional, determinando sus características más relevantes y valoración de su estado actual de conservación. En segundo lugar, un objetivo prioritario es el estudio de los efectos de los cambios climáticos naturales y eustátismo derivado y determinar la evolución de los ambientes sedimentarios durante el Cuaternario. Con todo lo expuesto, se definirán los aspectos afines y las diferencias en el comportamiento actual y en la evolución de estos medios físicos que se desarrollan en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Finalmente, el objetivo último de este proyecto es ahondar en el conocimiento de estos ambientes naturales para sentar las bases de un adecuado plan de gestión, seguimiento y conservación de estos medios cuyo alto valor geológico, paisajístico y ecológico los convierten en base indispensable del Patrimonio natural y del atractivo turístico del Parque e integrar todos los datos en modelos evolutivos y predictivos ante los cambios globales y variaciones ambientales

2) Título del proyecto: Control integrado de los complejos de invasión en el Parque Nacional de Islas Atlánticas (Cat.).

Investigador principal: Luis Enrique Santamaría Galdón

Plazo de ejecución: 3 años

Resumen

Cuando se presentan situaciones de coexistencia de varias especies invasoras, y en particular cuando estas presentan interacciones fuertes (predador-presa, comensalismo en períodos vitales críticos), se hace necesario elaborar estrategias de control integrado de los complejos de invasión. El principal motivo es la complejidad de los complejos de invasión y las interacciones que se establecen entre las distintas especies exóticas y autóctonas, que a menudo causan respuestas inesperadas o contraintuitivas a las acciones de control. En el P.N. de las Islas Atlánticas de Galicia existen en la actualidad al menos dos especies de predadores introducidos (gato asilvestrado y visón americano) que previsiblemente depredan sobre dos especies de herbívoros introducidos (rata negra y conejo), y sobre las cuales se están llevando a

cabo acciones de control. El presente proyecto pretende conocer los patrones demográficos básicos de dichas especies exóticas y las interacciones interespecíficas que los relacionan, con el fin de desarrollar modelos demográficos conjuntos que permitan diseñar una estrategia óptima de gestión integrada de dichas especies. En concreto, dicha estrategia debería permitir:

- Establecer prioridades en la intensidad del control ejercido sobre las distintas especies.

- Establecer la necesidad de control simultáneo de diferentes especies, y su intensidad.

- Establecer la rentabilidad comparada (relación coste-beneficio) de las tres técnicas de control aplicadas habitualmente (captura proporcional, captura umbral y erradicación).

- Elaborar predicciones mensurables que permitan la evaluación continua de las acciones de control.

Para abordar este complejo problema, el proyecto propone utilizar una batería de técnicas innovadoras, que incluyen la utilización de técnicas coprogenéticas (genotipado a partir de muestras no invasivas) para obtener datos de captura-recaptura con especies elusivas, el desarrollo de modelos espacialmente explícitos basados en individuos, y la elaboración de estrategias de gestión adaptativa a partir de sus resultados.

3) Título del proyecto: Impacto socioeconómico del Parque Nacional de las Islas Atlánticas.

Investigador principal: María Luz Loureiro García.

Plazo de ejecución: 2 años

Resumen

La creación de un espacio natural de máximo régimen de protección, como un Parque Nacional, conlleva a un impacto socioeconómico importante en el área que lo acoge. Para una adecuada integración de las actividades de conservación del espacio natural en el área socioeconómica donde éste se establece se hace necesario un estudio en profundidad de las percepciones locales y del turismo respecto a las medidas del espacio protegido. En la presente propuesta, planteamos un análisis socioeconómico en detalle, combinando el análisis económico con la utilización de técnicas SIG para así poder estudiar el impacto del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia en su área de influencia. Esto nos permitirá primeramente estudiar los efectos de su designación, en el año 2002, hasta la actualidad. A su vez, estudiaremos las percepciones y actitudes de los diferentes agentes sociales y económicos hacia el Parque (residentes cercanos, visitantes, y comunidades pesqueras, entre otras), profundizando en los efectos y en las reacciones de medidas concretas aplicadas, como las restricciones en la pesca o en las actividades náutico-recreativas, y aquellas que en un futuro próximo se prevé implementar. Todos estos resultados se plasmarán en un sistema geo-referenciado que permita la presentación

de información de forma útil y facilite la toma de decisiones futuras. Finalmente, obtendremos los beneficios que para la sociedad gallega tiene la creación del espacio natural, en contraste con los conflictos y costes que este genera.

Finalmente, subvencionado por el Plan IN.CI.TE. de la Consellería de Innovación e Industria de la Xunta de Galicia en el programa sectorial PEME I+D e I+D Suma, en la tecnología sectorial de Sociedad y Cultura, conforme a la convocatoria de 2007 (Resolución de 14 de noviembre de 2007; D.O.GA. de 28 de octubre de 2007), se está desarrollando el proyecto “Análise e avaliación integral dos niveis de accesibilidade física e comunicativa no contorno do Parque Nacional das Illas Atlánticas”, concedido a la empresa Hidria Ciencia, Ambiente y Desarrollo S.L.

ANEXO I. BIBLIOGRAFÍA

Acuña, R., Durán, C., Rodríguez & Sanjuan, A. 1983. Campañas de estudio del macrobentos infralitoral rocoso en el Parque Natural de las Islas Cíes (NW Spain). Centro Investigaciones Submarinas, Campaña Síntesis I y II.

ADEGA 2003. *Estado da poboación de* Linaria arenaria *DC na praia de Canexol das illas Ons durante as labores de retirada de fuel.* Informe inédito.

ADESPER (Agrupación para el desarrollo sostenible y la promoción del empeo rural). (eds). 2008. *Lista Roja de los hongos a proteger de la Península Ibérica*. FECYT. Ministerio de Educación y Ciencia.

Aguilar, J.S.; Benvenuti, S.; Dall'Antonia, L.; McMinn-Grivé, M. & Mayol-Serra, J. 2003. Preliminary results on the foraging ecology of Balearic shearwaters (Puffinus mauretanicus) from bird-borne data loggers. *Scientia Marina*, 67 (Suppl.2): 129-134.

Aguilar, A.; Forcada, J.; Arderiu, A.; Borrell, A.; Monna, A.; Aramburu, M. J.; Pastor, T. & Cantos G. 1997. *Inventario de los cetáceos de las aguas atlánticas peninsulares. Memoria final de proyecto*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 184 pp.

Akiyama, K. & Kurogi, M. 1982. Cultivation of *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, the decrease in crops from natural plants following crops increase from cultivation. *The Bulletin of Tohoku Regional Fisheries Research Laboratory* 44: 91-100.

Alegre, P. 1999a. *Estudio de la calidad de las aguas en las islas Cíes*. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural. Xunta de Galicia. Informe inédito

Alexander, M. 2008. *Management Planning for Nature Conservation. A Theoretical and Practical Guide*. Springer, U.K.

Alonso, P & Otero, X.L. 1992. *Ecoloxía da rata parda* (Rattus norvegicus) *nas illas Cïes. Factores causantes do aumento da poboación e adopción de métodos de control.* Informe inédito. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes, Xunta de Galicia

Alonso-Álvarez, C. 2000. *Ecofisiología del comportamiento y de la reproducción en la Gaviota Patiamarilla* (Larus cachinnans*).* Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Alonso-Alvarez, C., Munilla, I., López, M. & Velando, A. 2007a. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International* 33: 773-781.

Alonso-Alvarez, C., Perez, C. & Velando, A. 2007b. Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology* 84:103-110.

Álvarez-Salgado X. A., Labarta U, Fernández-Reiriz M. J., Figueiras F.G., Rosón G., Piedracoba S, Filgueira R. & Cabanas J. M. 2008. Renewal time and the impact of harmful algal blooms on the extensive mussel raft culture of the Iberian coastal upwelling system (SW Europe). *Harmful Algae* 7: 849–855.

Altuna, A., 2006. Listado de los cnidarios bentónicos del Golfo de Vizcaya y zonas próximas (42º N a 48º30'N y 10º W). Proyecto Fauna Ibérica, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/faunaib/altuna4.pdf (Última revisión: 01/12/2006).

Amara, A. R, Sequeiro, Martínez-Cedeira J., & Coelho M. M. 2007. New insights on population genetic structure of *Delphinus delphis* from the northeast Atlantic and phylogenetic relationships within the genus inferred from two mitochondrial markers. *Marine Biology*, Vol. 151, nº5, 1967-1976.

Ambiotec. 2000. *Proyecto de asistencia técnica de inventario y documentación para una evaluación de zonas susceptibles de poder ser integradas en el futuro Parque Nacional de las Islas Atlánticas*. Secretaría General de Medio Ambiente y Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Ambrose, R. 1986. Effects of octopus predation on motile invertebrates on a rocky shore community. *Marine Ecology Progress Series*, 30: 261-273.

Árbol Técnicos, S.L. 2003. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. P.N. Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Memoria 2003*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Arcea 1996. *Censo das poboacións de Gaivota Común nidificantes nas illas Cíes e Illas Ons.* Informe inédito. Servicio Provincial de M.A.N. de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Arcea 1999. *Influencia da colonia de Gaivota Común sobre a biodiversidade das illas Cíes. Efecto sobre outras aves de interese e sobre a vexetación e solos de acantilados.* Informe inédito. Parque Natural das Illas Cíes, Xunta de Galicia.

Arcea 2000. *Localizacion e composicion da vexetacion de acantilados costeiros da provincia de Pontevedra. Relevancia das illas Cies.* Informe preliminar inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

Arcea 2001a. *Plan de Ordenación dos Recursos Naturais da Illa de Cortegada*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Recurso electrónico en medioambiente.xunta.es/.

Arcea 2001b. *Plan de seguemento anual da colonia de cría de gaivota común. Investigación da dinamica da poboación e parcelas de estudio da vexetación. Informe ano 2001.* Informe inédito Servizo Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Arcea 2001c. *Censo de gaivotas no ámbito do Parque das Illas Atlánticas e Provincia de Pontevedra.* Informe inédito. Servizo Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Arcea 2002. *Plan de seguemento anual da colonia de cria de gaivota patiamarela das illas Cíes. Investigacion da dinamica da poboacion e das parcelas de estudio da vecion. Informe ano 2002. Avance*. Informe inédito. Servizo Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Arcea 2003. *Avaliación dos efectos do accidente do Prestige sobre as aves mariñas e litorais reproductoras en Galicia.* Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

Arcea 2005a. *Estudio de las poblaciones de aves invernantes y nidificantes del Parque Nacional marítimo-terrestre de las islas Atlánticas de Galicia.* Informe inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Arcea, 2005b. *Distribución e abundancia da pardela balear* Puffinus mauretanicus *en Galicia. Traballos preliminares e posta a punto de métodos de censo. Avance.* Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

Arcea 2006a. *Seguimiento de la avifauna en el Parque Nacional marítimo-terrestre islas Atlánticas de Galicia. Año 2005.* Informe inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Arcea 2006b. Evaluación de los efectos del accidente del Prestige sobre la avifauna. En CIS: *Evaluación y seguimiento de los daños derivados del vertido del Prestige en el Parque Nacional de las islas Atlánticas y en otros espacios de relevancia comunitaria.* Informe inédito. Fundación Biodiversidad. Santiago de Compostela.

Arcea. 2006c. *Bases para o desenvolvemento dunha estratexia de conservación da comunidades de quirópteros de Galicia, con especial atención aos lugares da Rede Natura 2000*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Arcea 2007a. *As especies exóticas invasoras en Galicia: diagnóstico da situación actual e proposta de liñas de actuación*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Xunta de Galicia.

Arcea 2007b. *Bases para a elaboración dos Plans de Recuperación/Conservación de Pardela balear (Puffinus mauretanicus), Gaivota tridáctila (Rissa tridactyla) e Arao (Uria aalge)*. Fase de diagnóstico. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Xunta de Galicia.

Arcea 2007c. *Censo de colonias nidificantes de Gaivota patiamarela* (Larus michahellis) *no Parque Nacional Marítimo-Terrestre Illas Atlánticas de Galicia*. Informe inédito para OAPN.

Arcea 2009. *Seguimiento de la situación actual de las poblaciones de quirópteros en el parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Informe inédito para el Parque Nacional marírimo-terrestre das Illas Atlánticas de Galicia.

Arcos, F.; Mouriño, J.; Martínez Mariño, J.M. & Sierra-Abraín, F. 1995. Notas sobre ecología, mortalidad y evolución de las poblaciones de Arao Común (*Uria aalge*) en el suroeste de Galicia. *Chioglossa, Vol. Esp*. 1: 53-59.

Arcos, J.M. & Oro, D. 2004. Pardela Balear, *Puffinus mauretanicus*. En: A. Madroño, C. González & J.C. Atienza. (eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp. 46-50. Dirección General para la Biodiversidad- SEO/BirdLife. Madrid.

Ardán ano 2007 (2007). Ed. Zona Franca de Vigo. Vigo.

Arenas, M. 2004. *Calidad del hábitat en espacios periféricos: ¿Son las islas atlánticas un hábitat sumidero?* Informe inédito. Universidade de Santiago de Compostela.

Balado, R.; Bas, S. & Galán, P. 1995. Anfibios e réptiles. En: Consello da Cultura Galega & Sociedade Galega de Historia Natural. (eds.). *Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación á distribución dos Vertebrados terrestresde Galicia durante o qunquenio 1980-1985. Tomo I: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos*. Pp. 65-170. Agencia Gráfica, S.A. Santiago de Compostela.

Bañares, A.; Blanca, G; Güemes, J; Moreno, J.C. & Ortiz, S. (eds.) 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España.* Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Bañón, R., Rolán & E., García-Tasende, M. 2008. First record of the purple dye murex *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae)and a revised list of non native molluscs from Galician waters (Spain, NE Atlantic). *Aquatic Invasions*, Vol. 3, Issue 3, 331-334.

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. & Veiga, A. J. 2004. Estudio florístico en un banco de maërl y cascajo de la Ría de Arousa (Galicia, Espana). *Bot. Complut.* 28: 27-37.

Bárcena, F. 1977. *Colonias de aves marinas en las islas Cíes. Naturalia hispanica* 9. ICONA, Madrid.

Bárcena, F; de Souza, J.A.; Fernández, E. & Domínguez, J. 1987. Las colonias de aves marinas de la costa occidental de Galicia. Características, censo y evolución de sus poblaciones. *Ecología* 1: 187-209.

Barros, A.; Mouriño, J. & Lorenzo, B. 2004. Censo e distribución de Andoriñón Real (*Apus melba* L.) en Galicia. *Chioglossa* 2: 39-45.

Baselga A. & Novoa, F. 2000. Los *chrysomelidae* (Coleoptera) de los sistemas dunares de Galicia (Noroeste de España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec.Biol.)* 96: 113-124.

Beiras R. Bellas, J, Fernandez, N., Lorenzo, J. L. & Cobelo-Garcia, A. 2003. Assessment of coastal marine pollution in Galicia (NW Iberian Peninsula); metal concentrations in seawater, sediments and mussels (*Mytilus galloprovincialis*) versus embryo–larval bioassays using *Paracentrotus lividus* and *Ciona intestinalis. Marine Environmental Research* Vol 56, Issue 4, 531-553.

Benayas, J.; Muñoz, M.; García, D.; Tejedo, P.; Díaz, M.J.; Asensio, M. & De Esteban, A. (2008). Análisis de los modelos de uso público de la red de parques nacionales. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2003-2006*.

Bernárdez, J.G. 2006. *Estudio florístico de la isla de Ons. Parque Nacional Marítimo-terrestre de las islas Atlánticas de Galicia.* Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Birdlife Internacional. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trenes and conservation status.* Cambridge, UK: Birdlife Internacional. (Birdlife Conservation Series No. 12).

Birkett D. A., Maggs C. & Dring, M. J. 1998. *An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. UK Marine SACs Project, Task Manager, A.M.W. Wilson, SAMS. Vol. V. Maerl biotopes, 117pp.

Blanco, G. 2003. Chova piquirroja, *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En: R. Martí, & J.C. Del Moral. (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Pp. 546-547. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología. Madrid

Blanco, G. 2004. Chova piquirroja, *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En A. Madroño, C. González & J.C. Atienza (eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 357-361. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Blanco, J., Moroño, A. & Fernández, M.L. 2005. Toxic episodes in shellfish, produced by lipophilic phycotoxins: An overview. Revista Galega de Recursos Mariños (Monog.) Xunta de Galicia: 1, 1-70.

Blanco-Dios, J.B. 1998. *Catálogo de la flora vascular de la isla de Ons.* Informe inédito. Servizo Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Blanco-Dios, J.B. 2007. *Proyecto de restauración vegetal en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.* Informe inédito. TRAGSA y Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Blanco-Dios, J. 2008. Notas sobre la flora del Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. *Acta Botanica Malacitana*, 33:1-4.

Bordehore, C., Ramos-Esplá, A. A.& Riosmena-Rodríguez, R., 2003. Comparative study of two maërl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula, *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* 13: S43–S54.

Borja, A. 2002. Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 18, 41-49.

Bosence D. & Wilson, J., 2003. Maërl growth, carbonate production rates and accumulation rates in the northeast Atlantic. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* 13: S21–S31.

Brady-Campbell M., Campbel D. & Harlin M. M. 1984. Productivity of kelp *(Laminaria* spp.) near the southern limit in the North-western Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 18: 79-88.

Buckley, D. & Alcobendas, M. 2002. *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). Salamandra común En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 55-57. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Calado, R. 2006. Marine ornamental species from European waters: a valuable overlooked resource or a future threat for the conservation of marine ecosystems? *Scientia Marina* 70 (3): 389-398.

Callejo, A.; de la Torre, F.G.; Guitián, J.; López, B.; Guitián, P. & Bermejo, T. 1986. *Contribución al conocimiento faunístico de las islas Cíes e Ons.* Informe inédito. Servicio de M.A.N. de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Calviño, M. Pazo, A. & Martín J. 2002. *Macroalgas na Face Oriental das Illas Cíes, 2001/2002*. Informe inédito de estudio técnico A33J/2001 a Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia, Vigo.

Calviño-Cancela, M. 1999. *Biología reproductora y agentes de dispersión de frutos de la camariña (Corema album) en el Parque Natural de las Islas Cíes*. Informe inédito. Xunta de Galicia.

Calviño-Cancela, M. 2001. *Estudio da rexeneración natural da camariña (Corema album)*. Informe inédito.

Calviño-Cancela, M. 2002. Spatial patterns of seed dispersal and seedling recruitment in *Corema album* (*Empetraceae*): the importance of unspecialized dispersers for regeneration. *Journal of Ecology* 90: 775-784.

Calviño-Cancela, M. 2004. Ingestion and dispersal: direct and indirect effects of frugivores on seed viability and germination of *Corema album* (*Empetraceae*). *Acta Oecologica* 26: 55-64.

Capdevila, L.; Iglesias, A.; Orueta, J.F. & Zilletti, B. 2006. *Especies Exóticas Invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y manejo*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 287 pp.

Carbajal, R., Serrano, M. & Ortiz, S. 2005. *Flora ameazada do Parque nacional das Illas Atlánticas. Cartografía, censo, hábitat e conservación.* Organismo Autónomo Parques Nacionales. Informe inédito.

Carbajal, R.; Serrano M. & Ortiz, S. 2006. Destruida una joya botánica en las Cies, dentro del Parque Nacional. *Quercus*, 248: 66-67.

Carballal, R., Paz Bermúdez, G. & Sanchez-Biezma, M.J. 1998. Flora liquénica epífita del Parque Natural de las islas Cíes (Pontevedra, España). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)* 8: 39-45.

Carballal, R. & Paz Bermúdez, G. 1998. Estudio de la flora liquénica del Parque Natural de las islas Cíes. Informe inédito. Xunta de Galicia.

Cardoso, P.G., Raffaelli D., Lillebø A.I., Verdelhos T. & Pardal M.A. 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics**.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 553-565.

Carrera, P. & Porteiro, C. 2003. Stock dynamic of the Iberian sardine (*Sardina pilchardus*, W.) and its implication on the fishery off Galicia (NW Spain). *Scientia Marina,* 67 (Suppl. 1): 245-258.

Casal, G. 2007. *Análisis de la viabilidad del uso de imágenes de satélite de alta resolución espacial (spot) para la cartografía de bosques de laminariales de las costas de Galicia*. Programa de Doctorado Biología Marina y Acuicultura**.** Diploma de Estudios Avanzados Bienio 2005-2007.

Casas, G., Scrosati, R. & Piriz, M.L. 2004. The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biological Invasions* 6: 411-416.

Castillejo, J. 2001. *Geomalacus maculosus* (Allman, 1843). En: M.A. Ramos, D. Bragado & J. Fernández. *Los invertebrados no insectos de la "Directiva Hábitat" en España*. Pp. 62-68. Serie Técnica. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.

Castillejo, J. & Iglesias, J. 2006. *Geomalacus (Geomalacus) maculosus* Allman, 1843. En J.R. Verdú & E. Galante (eds.). *Libro Rojo de los invertebrados de España.* Pp. 351-352. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Castroviejo, J. & Mateo, J.A. 1998. Una nueva subespecie de *Lacerta lepida* Daudin 1802 (Sauria, Lacertidae) para la isla de Sálvora (España). *Publicaciones de la Asociación de Amigos de Doñana* 12: 1-21.

Castroviejo, S. 1969. *La vegetación y flora de las Islas de Ons y Onza.* Memoria de Licenciatura. Universidad Complutense.

Castric-Fey, A., Girard, A. & L'hardy-Halos, M.T. 1993. The distribution of Undaria pinnatifida (Phaeophyceae, Laminariales) on the coast of St. Malo (Brittany, France). *Botanica Marina* 36: 351-358.

Cemma. 2000a. *Informe sobre a delimitación preliminar de areas costeiras de interese para a conservación de Phocoena phocoena e Tursiops truncatus en Galicia*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente. 17 pp.

Cemma. 2000b. *Estratexia para a conservación do arroás (*Tursiops truncatus*) e da toniña (*Phocoena phocoena*) en Galicia*. Informe inédito. 45 pp.

Cemma, 2006. Actividades do convenio coa Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia. Informe inédito Final. 75pp.

Cemma, 2007. Actividades do convenio coa Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia. Informe inédito Final. 132pp.

Cemma, 2008. Actividades do convenio coa Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia. Informe inédito Junio, 46pp.

Chapela, D. 2004. *Estudio dendroecolóxico do* Laurus nobilis *na Illa de Cortegada.* Informe inédito. Universidade de Vigo.

Chinery, M. 1988. *Guía de campo de los insectos de España y de Europa*. 4ª Edición. Ediciones Omega. Barcelona.

CIS (Centro de Investigaciones Submarinas, S.L.) 1991. Caladeros de pesca del litoral gallego. Serie Estudios Sectoriales 6. Fundación Caixa Galicia. Aula do Mar, 127 pp.

CIS (Centro de Investigaciones Submarinas, S.L.), 2000. Propuesta de Asistencia Técnica de inventario y documentación para una propuesta de límites al futuro Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Cíes, Ons y Sálvora). Ministerio de Medio Ambiente, Secretaria Gral. de Medio Ambiente y Parques Nacionales. 85pp.

CIS (Centro de Investigaciones Submarinas, S.L.), 2006a. *Elaboración de un sistema de ordenación de recursos marinos en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Informe inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 90pp

CIS (Centro de Investigaciones Submarinas, S.L.), 2006b. *Informe resumen del seguimiento de los efectos del Prestige en el medio bionómico del Parque Nacional de las Islas Atlánticas, Corme y Laxe, Corrubedo, Años 2003-2006*. A. T. Para la evaluación y seguimiento de los daños del vertido del Prestige en el P.N. Islas Atlánticas y otros espacios de relevancia comunitaria. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. 646pp.

Cochón, G. R. 2004. Estudo de *Zostera noltii* na Ria de Pontevedra. Tesis de Licenciatura. Universidad de Vigo. 92pp.

Conaima, S. L. 2006. Plan de regulación de actividades subacuáticas deportivas en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Ministerio de Medio ambiente. O. A. Parques Nacionales, Tomos 1-4.

Conde, A. & Domínguez, J. 2004. Biodeposiciones del cultivo de mejillón de acuicultura en Galicia: ¿contaminante o recurso?. Comunicación Técnica *CIVA 2004*, III Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura, 1-9.

Connor RC, Wells RS, Mann J, Read AJ (2000) The bottlenose dolphin: social relationships in a fission–fusion society. In: Cetacean societies: field studies of dolphins and whales. University of Chicago Press, Chicago, 91–126.

Conselleria de Medi Ambient. 2005. *Censo de la población reproductora de* Puffinus mauretanicus. Skua S.L.-Conselleria de Medi Ambient. Informe inédito.

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). 2006. *Resumen de la Segunda Perspectiva Mundial sobre Diversidad Biológica.* UNEP-CDB. Recurso electrónico en www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-08/official/cop-08-12-es.pdf).

Cordero, A. 2007. Evaluación del estado de conservación y planes de gestión de las especies de herpetos ligadas a las aguas dulces. P.N. islas Atlánticas de Galicia. Resumen en *I Jornadas de Investigación en la Red de Parques Nacionales*, pp. 4. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid, 13-15 de marzo.

Cordero, A.; Velo-Antón, G. & Galán, P. 2007. Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations. *Munibe*, 25: 94-103.

Cooney, R. 2005. *The precautionary principle in biodiversity conservation and natural resource management: an issues paper for policy-makers, researchers and practitioners.* IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, xi + 51 pp.

Costas, S. 2006. *Evolución morfosedimentaria anual, decadal y secular del sistema barrera-lagoon de Cíes durante el Cuaternario (Galicia, NO Península Ibérica)*. Tesis Doctoral. Universidade de Vigo.

Cremades, J. 1995. A introducción de algas mariñas alóctonas nas costas de Galiza. *Cerna. Revista Galega de Ecoloxía e Medio Ambiente* 16: 12-14.

Cremades J., Freire O. & Peteiro C. 2006. Biología, distribución e integración del alga alóctona *Undaria pinnatifida* Laminariales, Phaeophyta) en las comunidades bentónicas de las costas de Galicia (NW de la Península Ibérica). *Anales del Jardín Botánico de Madrid,* Vol. 63(2): 169-187.

Crespo, B.G. Teixeira, B. J., Figueiras, F. J. & Castro C. G. 2008. Microplankton composition off NW Iberia at the end of the upwelling season: source areas of harmful dinoflagellate blooms. *Marine Ecology Progress Series* Vol 355: 31-43.

Cury, P. & Roy, C. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Canadian *Journal of Fish and Aquatic Scienses*, 46: 670-680.

De la Huz, R., Lastra, M. Junoy, J. Castellanos, C. & Viéitez, J.M. 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: preliminary study of the “Prestige” oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 19-29.

Delgado M. & Pérez-Camacho, 2007. Comparative study of gonadal development of *Ruditapes philippinarum (*Adams and Reeve) and *Ruditapes decussatus* (L.) (Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature. *Sciencia Marina* 71(3): 471-484.

De Paz, O. 2007a. *Rhinolophus ferrumequinum* Schreber, 1774. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Pp: 134-136. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

De Paz, O. 2007b. *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). Ficha Libro Rojo. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Pp: 137-138. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Díaz, C. 2002. *Triturus boscai*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 61-63. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Díaz B. & Bernal, J. 2008. Marine aquaculture and bottlenose dolphins’ (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behav Ecol Sociobiol*, 62:887–894.

Dios, S, Gayoso, A., Ondina, P., Sánchez, J.m. & Medrano, M. 1996. *Tamaño de la población de* Corema album *(L) D. Don (Empetraceae) de las islas Cíes.* Universidade de Santiago de Compostela. Informe inédito

Domínguez, J., Carro, F. & Vidal, M. 2003a. *Atlas de los mamíferos terrestres del Parque Natural de las Islas Cíes*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

Domínguez, J., Tapia, L.E., Martín, G., Arenas, M., Quintero, I., Rego, L.E. & Vidal, M.J. 2003b. *Atlas de las aves nidificantes de los archipiélagos de Cíes y Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas).* Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie técnica. Madrid.

Domínguez, J. & Vidal, M. 2007. *Proxecto Píllara. Potenciación e estudo da poboación reproductora da Píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*) nas praias de Galicia tras a catástrofe do Prestige*. Informe inédito. Fundación Aroa -Univesidad de Santiago de Compostela.

Eimil, R. 2006. La catástrofe del Prestige, una oportunidad para reflexionar sobre la necesaria gestión integrada de zonas costeras. Indicaciones para la necesaria redacción de un plan territorial. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Costas, Demarcación de Costas del Estado en Galicia. 15pp.

Epifanio, J.C.; Sierra, P. & Taboada, J. (2008). Censo da poboación reprodutora de falcón peregrino *Falco peregrinus* na provincia de Pontevedra. Poster presentado no VI Congreso Galego de Ornitoloxía, Monforte de Lemos.

Equipo Biomaërl: Barbera C, Bordehore C, Borg JA, Glemarec M, Grall J, Hall-Spencer JM, De la Huz CH, Lanfranco E, Lastra M, Moore PG, Mora J, Pita ME, Ramos-Esplá AA, Rizzo M, Sánchez-Mata A, Seva A, Schembri PJ & Valle C. 2003. Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maërl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 65–76.

Equipo Prestige, 2006a. *Asistencia Técnica para la Evaluación y seguimiento de los daños derivados del vertido del Prestige en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas y otros espacios de relevancia comunitaria.* Sistema de Información geográfico. Fundación Biodiversidad. DVD 1-6.

Equipo Prestige, 2006b*. Asistencia Técnica para la Evaluación y seguimiento de los daños derivados del vertido del Prestige en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas y otros espacios de relevancia comunitaria*. Informe distribución de comunidades. Fundación Biodiversidad. 71pp.

Europarc-España (2005). *Conceptos de uso público en los espacios naturales protegidos*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid.

Fair, P. A. & Becker, P. R., 2000. Review of stress in marine mammals. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery,* 7: 335–354.

FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO. Roma.

FAO, 2005. Impacts of trawling and *scallop dredging* on benthic habitats and communities. *FAO* Fisheries Technical Paper. No. 472. Rome, *FAO*. Løkkeborg, S. 58pp.

Fernández, C., L.M. Gutiérrez & J. M. Rico 1990. Ecology of *Sargassum muticum* on the north coast of Spain. Preliminary observations. *Botanica marina* 33: 423-428.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I.; Muñoz, F. & Dilmé i Ferrer, J.M. 2004a. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Primavera 2004*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I.; Muñoz, F. & Dilmé i Ferrer, J.M. 2004b. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Otoño 2004*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I. & Muñoz, F. 2005a. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Primavera 2005*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I.; Muñoz, F. & Dilmé i Ferrer, J.M. 2005b. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Otoño 2005*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I. & Muñoz, F. 2006a. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Primavera 2006*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández, F.J.; Hiernaux, L.; Reina, I.; Muñoz, F. & Dilmé i Ferrer, J.M. 2006b. *Revisión del Estado Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros. Parque Nacional Maritimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Otoño 2006*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Fernández Souto, B. 1992. *Faunística y ecología de las lombrices de tierra de las provincias de A Coruña y Pontevedra.* Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Fernández-Cordeiro, A. & Barciela, J. 1991. Estudio de las comunidades postnupciales de aves terrestres en un medio insular gallego. *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía*: 171-185. Universidade de Santiago de Compostela.

Ferreiro, I. A., Castroviejo, R. C. & Durán, C. 2000. *As algas en Galicia, alimentación e outros usos. Plan de Ordenación dos recursos pesqueiros e marisqueiros de Galicia (III)*. Xunta de Galicia. 229pp.

Freire-Gago O., Peteiro C. & Cremades, J**.** 2006. La integración del alga alóctona *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) en la flora de las costas atlánticas peninsulares. Algas 35.

Figueiras, F. G., Labarta, U., Fernández, M. J. 2002. Coastal upwelling, primary production and mussel growth in the Rías Baixas of Galicia. *Hidrobiología* Vol. 484: 121-131.

Figuerola, J. & Amat, J.A. 2003. Chorlitejo Patinegro, *Charadrius alexandrinus*. En: R. Martí, & J.C. Del Moral. (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Pp. 252-253. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología. Madrid

Figuerola, J.; Amat, J.A. & Díaz, J.A. 2004. Chorlitejo Patinegro, *Charadrius alexandrinus*. En: A. Madroño, C. González & J.C. Atienza. (eds). *Libro Rojo de las Aves de España.* Pp. 228-230. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

Galán, P. 1999. Contribución al conocimiento de la herpetofauna de las islas de Galicia: inventario faunístico y notas sobre la ecología y morfología de algunas poblaciones. *Chioglossa*, 1: 147-163.

Galán, P. 2003a. *Anfibios y reptiles del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia. Faunística, biología y conservación.* Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie técnica. Madrid.

Galán, P. 2003b. Reproductive characteristics of an insular population of the lizard *Podarcis hispanica* from northwest Spain (Cíes islands, Galicia). *Copeia* 3: 657-665.

Galán, P. 2007. Plan de manejo y gestión de los reptiles del Parque Nacional Islas Atlánticas de Galicia. Informe inédito. Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Gamallo, B, Díaz, E. & Velando, A. 2002. Utilización de cajas-nido para la cría del Paíño común (*Hydrobates pelagicus*) en el islote de Boeiro (P.N. Islas Atlánticas). Póster presentado en las XVI Jornadas Ornitológicas Españolas. Salamanca.

García, R. & Quintanar, A. 2003. *Estudio preliminar de las plantas vasculares alóctonas de los Parques Nacionales españoles*. Informe inédito. Real Sociedad Española de Historia Natural. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

García, L.; Viada, C.; Moreno-Opo, R.; Carboneras, C.; Alcalde, A. & González, F. 2003. Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas. SEO/BirdLife. Madrid.

García-Barros, E.; Munguira, M. L.; Martín, J.; Romo, H.; García-Pereira, P. & Maravalhas, E. E. 2004. *Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e islas Baleares (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea)*. Monografías S.E.A. Vol. 11. Sociedad Entomológica Aragonesa. Universidad Autónoma de Madrid. Ministerio de Eduación y Cultura. Zaragoza.

García-Gil, S. 2003. A natural laboratory for shallow gas: the Rías Baixas (NW Spain). Geo-Mar Lett 23: 215–229.

Gescies, 2008. *Proyecto: Gestión pesquera, sostenibilidad y conservación de la biodiversidad en el archipiélago de las islas Cíes en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.* Universidad de Coruña. 6pp.

Giménez de Azcárate, J.; Guitián, J., Sánchez, J.M. 1994. *Evaluación y seguimiento de las acciones emprendidas para la regeneración del ecosistema dunar del Parque Natural de las Islas Cies*. Informe inédito (trabajo subvencionado por la Consellería de Agricultura, Gandería e Montes).Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

Gómez, R. & Sáez, L. 2004. *Erodium maritimum* (L.) L'Hér. En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España. Pp. 246-247*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Gómez, M., Araujo, M., Díaz, T., Garrido, J., Sueiro, R. & Suárez, S. 2007. El tratamiento secundario de aguas residuales como mecanismo redistribuidor de genes de resistencia en bacterias: análisis y evaluación de riesgo. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 7: 238-250.

Gómez, J.L. & Dauvin, J. C. 2005. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research,* 60: 289-316

Grupo de Hidrología Subterránea (1999). Estudio hidrológico preliminar de las islas Ons. Borrador, versión 1. ETS Ingenieros de Caminos. Instituto de Medio Ambiente. Universidad de A Coruña.

Grupo de Trabajo de la Pardela Balear. 2005. *Estrategia para la conservación de la Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en España*. Versión aprobada por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza el 29 de Junio de 2005.

Guardiola, A. & Fernández, M.P. 2007. *Pipistrellus pipistrellus* Schreger, 1774. Pp: 199-202. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Guisande, C.; Cabanas, J.M.; Vergara, A.R. & Riveiro, I. 2001. Effect of climate on recruitment success of Atlantic Iberian sardine Sardina pilchardus. *Marine Ecology Progress Series*, 223: 243-250.

Guitián, J & Guitián, P. 1989. La influencia de las colonias de aves marinas en la vegetación de los acantilados del noroeste ibérico. *Bol. Soc. Brot.* Ser. 2, 62: 77-86.

Guitián, J & Guitián, P. 1990. *A paisaxe vexetal das illas Cíes.* Consellería de Agricultura Gandería e Montes. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

Hall-Spencer, J. M., Grall, J., Moore, P.G. & Atkinson, R. J. A., 2003. Bivalve fishing and maërl-bed conservation in France and the UK retrospect and prospect. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*. 13: S33–S41.

Hall-Spencer, J. M., White N., Gillespie E., Gillham K. & Foggo, A. 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progression Series*, Vol. 326: 1–9.

Hastie, G. D., Wilson, B. Wilson L. J., Parsons K. M., & Thompson P. M., 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology* 144: 397–403.

Hemminga, M. A. & Duarte, C. M. 2000. Seagrass ecology. *Cambridge University Press*. Xi 1298 pp.

Herrera A., Roldán C., García Corrales P & Junoy J. 2007. *Los Nemertinos del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia*. Memoria del Proyecto. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Hiscock K., Southward A. J., Tittley I. & Hawkins S. J. 2004. Effects of changing temperature on benthic marine life in Britain and Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* 14: 333-362.

Howarth R. J., Evans G., Croudace I. W & Cundy A. B. 2005. Sources and timing of anthropogenic pollution in the Ensenada de San Simon (inner Ria de Vigo), Galicia, NW Spain: an application of mixture-modelling and nonlinear optimization to recent sedimentation. *The Science of the total environment.* Vol: 340, 1-3: 149 -176.

Ibáñez, C. 2007. *Eptesicus serotinus* Schreber, 1774. *Eptesicus isabellius* Temminck, 1839. Pp: 237-240. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

ICES, 2003. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES CM 2003/ACE:05, 199pp.

Iglesias, A. M. & Suárez, R. R. 2006. *Proyecto de construcción Incat, (Ingeniería Civil del Atlántico) Mejora de accesibilidad en las Islas Cíes.* PNMT Islas Atlánticas de Galicia. Informe inédito. Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Servicio Provincial de Costas de Pontevedra.

Iniesta R & Blanco, J. 2005. Bioacumulación de hidrocarburos y metales asociados a vertidos accidentales en especies de interés comercial de Galicia. *Revista Galega dos Recursos Mariños*, Monografías 2, 200.

Johnson, C. 1975. A review of the palearctic species of the genus *Ernobius* Thomson. *Entomologische Blätter*, 71:65-93.

Jone, M. B. & Humpries, S. N., 2002. Impacts of the C_4 sedge *Cypenus papirus* L. On carbon and water fluxes in an African Wetland. *Hydrobiología*, 488: 107-113.

Karlsson J. & Loo L-O 1999. On the distribution and the continuous expansion of the Japanese seaweed –*Sargassum muticum* – in Sweden. *Botanica Marina* 42: 285–294.

Kersting, D. K., Nieto, B. & Simon, A. 1999. Os ambientes submariños do P. N. das Illas Cíes como recurso turístico.

Kersting, D. K., Nieto, B. & Simon, A. 2000. Estudio e availación ecolóxica da Lagoa dos Nenos. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 34pp.

Kersting, D. K., Nieto, B. & Simon, A. 2001. Availación dos diferentes fondos da cara oriental do Parque Natural das Illas Cíes.

Kersting, D. K., Nieto, B. & Simon, A. 2002. Seguimento das comunidades mariñas presentes na lagoa dos nenos. 32pp.

Kerbiriou, C.; Gourmelon, F.; Jiguet, F.; Le Viol, I.; Bioret, F. & Julliard, R. 2006. Linking territory quality and reproductive success in the Red-billed chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*: implications for conservation management of an endangered population. *Ibis*, 148: 352-364

Linares, C. Coma, R., & Zabala, M. 2008. Restoration of threatened red gorgonian populations: An experimental and modelling approach. *Biological Conservation,* 141: 427-437.

López, A., Santos, M.B., Pierce, G.J., González, A.F., Valeiras, X., & Guerra, A. 2002. Trends in strandings of cetaceans on the Galician coast, NW Spain, during the 1990s. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 513–521.

López, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., & Guerra, A. 2003. Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation* 111, 25–40.

López, A., 2003. *Estatus dos pequenos cetáceos da plataforma de Galicia*. Tesis de Doctorado, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

López, A., Pierce, G.J., Valeiras, X., Santos M.B. & Guerra, A. 2004. Distribution patterns of small cetaceans in Galician waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 283–294.

Lopez-Jamar, E, 1982. Distribución espacial de las comunidades bentónicas infaunales de la Ría de Arousa. *Boletín Instituto Español De Oceanografía,* 7:255-68.

López-Jamar, E. & J. Mejuto. 1986. Evolución temporal de cuatro comunidades infaunales submareales de las Rías de Arousa y Muros. Resultados preliminares. *Boletín Instituto Español De Oceanografía*, 3: 95-110.

López-Vaamonde, C.; Estévez, R. & Iglesias, J.L. 1988. *Zerynthia rumina* (Linnaeus, 1758) en las Islas Cíes (Pontevedra) (Lepidoptera: Papilionidae). *SHILAP Revta Lepid.*, 16: 97-100.

Losa España, T.M. 1943. Datos para el estudio de la flora gallega. Plantas de las Islas Cíes. *Anal. Jard. Bot. Madrid* 4: 357-402.

Louzao, M. 2006. *Conservation biology of the critically endangered Balearic shearwater Puffinus mauretanicus: bridging the gaps between breeding colonies and marine foraging grounds*. Tesis Doctoral. IMEDEA. Universitát de lees Illes Balears.

Louzao, M.; Igual, J.M.; McMinn, M.; Aguilar, J.S.; Triay, R. & Oro, D. 2006. Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic shearwater: improving conservation diagnosis. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 247-254.

Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710.

Madge, S. & Burn, H. 1994. Cro*ws and jays: a guide to the crows, jays and magpies of the world*. A&C Black, London.

Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (eds.) 2004. *Libro Rojo de las Aves Reproductoras de España.* Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Maneiro, J.C. 1983. *Vertebrados de la ría de Arosa: faunística, biogeografía de islas y estudio de las poblaciones de* Crocidura russula*.* Memoria de Licenciatura. Universidade de Santiago de Compostela.

Martínez, G. L. 2002. *Estudio de productos naturales bioactivos procedentes de octocorales de la familia gorgoniidae y de tunicados de la familia polucliinidae.* Tesis de Licenciatura. Universidad de Cádiz.

Martínez-Abraín, A., Velando, A., Genovart, M., Gerique, C., Bartolomé, M.A. Villuendas, E., Sarzo, B. & Oro, D. 2006. Sex-specific mortality of European shags during an oil spill: demographic implications for the recovery of colonies. *Marine Ecology Progress Series* 318: 271-276.

Martínez-Solano, I. 2002. *Discoglossus galganoi* Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985. Sapillo pintojo ibérico. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 85-87. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Mateo, J.A. 2002. *Lacerta lepida*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 225-227. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Mínguez, E. 1994. Censo, cronología de puesta y éxito reproductor del Paíño Común Hydrobates pelagicus en la isla de Benidorm (Alicante, E. de España). *Ardeola*, 41: 3-11.

Mínguez, E. 2004. Paíño Europeo, *Hydrobates pelagicus*. En: A. Madroño, C. González & J.C. Atienza. (eds). *Libro Rojo de las Aves de España.* pp. 55-57. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente. 2008. *Primer informe de situación de la red de Parques Nacionales a 1 de enero de* 2007. Tomo II. *Anexos.* Parques Nacionales. Madrid

Moreno, R., Velando, A., Munilla, I., Diez, C, Jover, L., Ruiz, X., Sampera, C. 2006. Variación espacial de la dieta de la gaviota patiamarilla en las costas de Galicia: isótopos estables y mercurio en plumas. Comunicación en el XVII Congreso Ibérico de Ornitología. Elche, octubre.

Mouriño, J. 1995. Situación actual e evolucion recente da povoación de choia (Pyrrhocorax pyrrhocorax) na Galiza. *Comunicación al III Congreso Galego de Ornitoloxía*. Oleiros.

Mouriño, J. 2000. *Guía de las flores de las Islas Cíes*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.

Mouriño, J. 2004. Cambios nas poboacións de aves rupícolas nidificantes nos acantilados das Illas Cíes. *Chioglossa* 2: 69-73.

Mouriño, J., Arcos, F. & Salvande, M. 2005. Efectos del accidente del Prestige sobre la reproducción de Gaviota Patiamartilla (*Larus michahellis*), Gaviota Sombría (*L. fuscus*) y Gaviota Tridáctila (*Rissa tridactyla*) en Galicia. *Resúmenes del VI Congreso Galego de*

Ornitoloxía y V Jornadas Cantábricas de Ornitología, Viveiro, 29-31 octubre 2005. Sociedade Galega de Ornitología

Mouriño, J. & Otero, X.L. 2002. Caracterización de la vegetación de los acantilados del Parque Natural de las islas Cíes y su relación con la colonia de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*). *Cuad. Soc. Esp. Cien. For*. 14: 135-142.

Mouriño, J., Arcos, F., Salvadores, R., Sandoval, A. & Vidal, C. 2003. Status of the Balearic Shearwater (*Puffinus mauretanicus*) on the Galician coast (NW Iberian Peninsula). En: E. Mínguez, D. Oro, E. de Juana & A. Martínez-Abraín (eds.). *Mediterranean seabirds and their conservation. Scientia Marina*, 67 :135-142.

Mouriño, J., Arcos, F., Bermejo, A. & César, J. 2004. Preliminary results about movements of adults and one-year-old Yellow-legged Gulls from Galician colonies (NW Iberia). Comunicación presentada en VIII International Gull Meeting, Sada (A Coruña), 9-12 de octubre.

Mouriño, J., Salvande, M. & Gamallo, B. 2005. Estima de efectivos nidificantes, éxito reprodutor e ocupación de caixas-niño na colonia de Paíño pequeno (*Hydrobates pelagicus*) do illote Agoeiro (Parque Nacional das illas Atlánticas, Galiza). Comunicación en el VI Congreso Galego y V Jornadas Cantábricas de Ornitología, Viveiro 29-31 de octubre.

Mouriño J. & Salvande, M. 2006. Valoración de los efectos del Visón americano sobre las colonias de aves marinas en Galicia. Póster en el II Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, León 19-22 de septiembre.

Munilla, I. 1997. *Estudio de la población y la ecología trófica de la Gaviota Patiamarilla en Galicia.* Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Munilla, I.; Mouriño, J.; López, B. & Alonso, P. 1992. *Censo de Cormorán Moñudo* (Phalacrocorax aristotelis) *en las islas Cíes.* Informe inédito. Servicio de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

Munilla, I; Mouriño, J.; Alonso, P & López, B. 1991. *Censo de Gaviota Patiamarilla* (Larus cachinnans) *en las Islas Cíes.* Informe inédito. Servicio Provincial de M.A.N. de Pontevedra.

Murado, M. A., Mirón J., Gonzalez, M. P., Vázques, J. A, Cabo, M. L & Pintado, J. 2003. Prestige oil spills, results of bioremediation assys on supratidal rocks of Salvora Island (Spain). http://csicprestige.iim.csic.es/.

Naar, J; Bourdelais, A; Tomas, C; Kubanek, J; Whitney, PL; Flewelling, L, Steidinger K., Lancaster J. & Baden D. 2002. A competitive ELISA to detect brevetoxins from *Karenia brevis* (formerly *Gymnodinium breve*) in seawater, shellfish, and mammalian body fluid. *Environmetal Health Perspective* 110(2):179–185.

Nieto O, Aboigor J, Bujan R, N'Diaye M., Grana J., Saco-Alvarez L., Franco A, Soriano JA & Beiras R, 2006. Temporal variation in the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) off the Galician Coast after the 'Prestige' oil spill *Marine Ecology Progress Series,* Vol: 328, 41-49.

Norton A, 1976. Why is *Sargassum muticum* so invasive? *Br. Phycol*. J. 11: 197-198.

Novoa, F., Campos, A. & Baselga, A. 1998. Inventario de Ortopteroides del Parque Natural de las Islas Cíes. *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)* 9: 301-306.

Novoa, F., Baselga, A. & Campos, A. 1999. Inventario de coleópteros del Parque Natural de las Islas Cíes. *Boln. Asoc. esp. Ent.* 23: 293-314.

Novoa, F. & Baselga, A. 2000. A new species of *Ernobius* Thomson (*Coleóptera: Anobiidae: Ernobiinae*) from the Cíes Islands, Spain. *The coleopterists Bulletin* 54: 403-407.

Novotec. 2003. *Diagnóstico medioambiental de las Actividades del Parque Nacional de las Islas Atlánticas*.

OAPN. 2003. Red de Parques Nacionales. Memoria 2003. 5. Actividades realizadas. Recurso web: http://reddeparquesnacionales.mma. es/parques/org_auto/memorias / documentos/ mem_red_03_05.pdf

OAPN. 2004. Red de Parques Nacionales. Memoria 2004. 5. Actividades realizadas. Recurso web: http://reddeparquesnacionales.mma.es/ parques/org_auto/memorias / documentos/mem_red_04_05.pdf.

OAPN. 2008a. Memoria anual de revisión del estado fitosanitario de las masas forestales de los Parques Nacionales y centros del OAPN. Año 2008. Ministerio de Medio Ambiente.

OAPN. 2008b. Primer informe de situación de la Red de Parques Nacionales a 1 de enero de 2007. Tomo II. Anexos Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Ojea J., Martínez D., Novoa S. & Cerviño-Otero A. 2005. Ciclo gametogénico de una población de almeja japonesa *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) en la ría de Camariñas (noroeste de España)y relación con la composición bioquímica mayoritaria. *Boletín Instituto Español Oceanografía* 21 (1-4). 337-342.

Ondina, M.P. 1995. *Gasterópodos terrestres de A Coruña y Pontevedra*. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Oro, D.; Aguilar, J. S.; Igual, J. M. & Louzao, M. 2004. Modelling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater. *Biological Conservation,* 116: 93–102.

Ortiz, S, Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. 1998. Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)* 8: 95-101.

Ortiz, S. & Rodríguez-Oubiña, J. 2005. Caracterización taxonómica das poboacions galegas de *Alyssum loiseleurii* P. Fourn. (Brassicaceae). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 14:51-56.

Ortiz, S., Pulgar, I. & Iglesias, I. 2001. A new species of *Cytisus* Desf. (Fabaceae) from islands off the west coast of Galicia (north-west Iberian Peninsula). *Botanical Journal of the Linnean Society* 136: 339-344.

Ortiz, S.; Pulgar, I. & Iglesias, I. 2004. *Cytisus insularis* S. Ortiz & I. Pulgar. En A. Bañares; G. Blanca; J. Güemes; J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España*. Pp. 666-667. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Otero, J. 1974. *Contribución al Estudio Coleopterológico de las Islas Cíes y de Cabo Home.* Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidade de Santiago de Compostela.

Otero, J.C.; Viñolas, A. & Cartagena, M.C. 2006. *Stenosis oteroi*. En: J.R. Verdú & E. Galante, (eds.). *Libro Rojo de los invertebrados de España.* Pp. 167. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Otero, X.L. & Fernández-Sanjurjo, M.J. 1999. Seasonal variation in inorganic nitrogen content of soils from breeding sites of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) in the Cíes Islands Natural Park (NW Iberian Peninsula). *Fresenius Envir. Bull.* 8: 685-692.

Otero, X.L. & Fernández-Sanjurjo, M.J. 2000a. Mercury in faeces and feathers of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) and in soils from their breeding sites (Cíes Islands-NW Spain) in the vicitiny of a chlor-alkali plant. *Fresenius Envir. Bull.* 9: 56-63.

Otero X.L. & Fernández-Sanjurjo, M.J. 2000b. Variación estacional de $N\text{-}NH4^{+}$, P, Ca, Mg y K en suelos de una colonia de gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans* Pallas, 1811) (Laridae) en el Parque Natural de las Islas Cíes (SO Galicia). *Nova Acta Científica Compostelana* 10: 59-68.

Otero, X.L. & Mouriño, J. 2004. Influenza da colonia de Gaivota Patiamarela (*Larus michahellis*) sobre a vexetación e o contido de nutrientes nos solos dos acantilados das illas Cíes (SW Galicia): datos preliminares. *Chioglossa* 2: 21-26.

Otero, X.L. 1998. Effect of nesting yellow-legged gulls (*Larus cachinnans* Pallas) on the heavy metals content of soils in the Cies Islands (Galicia-NW Spain). *Marine Pollution Bulletin* 36: 267-272.

Ouréns, R. Fernández-Boán, M. Freire, J. & Fernández, L. 2008. Dinámica reproductora de las poblaciones del erizo *Paracentrotus lividus* (Lmk.) en la costa de Galicia. XV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Funchal, Portugal.

Page, H. M. & Lastra, M. 2003. Diet of intertidal bivalves in the Ría de Arousa (NW Spain): Evidence from stable C and N isotope analysis. *Marine Biology,* 143: 519-532.

Palomo, L.J. & Gisbert, J. (eds.) 2002. *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

Parada, J.M., Molares, J., Sánchez-Mata, A., Martínez, G., Darriba, C. & Mariño, J. 2006. Plan de actuación para la recuperación del banco "Lombos do Ulla": Campañas marisqueras desde 2002 a 2005. *Revista Galega dos Recursos Mariños* (Art. Inf. Tecn.) 1(1): 1-37.

Paz-Bermúdez, G. 2000. *Lecanographa dialeuca*, new to Europe*. The Lichenologist*, 32: 405–409.

Paz-Bermúdez, G. & López de Silanes, M.E. 1998. *Bactrospora carneopallida*, new to Europe. *The Lichenologist*, 30: 291-292.

Paz-Bermúdez, G., Carballal, R. & López de Silanes, M.A. 2003. Líquenes saxícolas y arenícolas del Parque Nacional de las islas Atlánticas (Galicia, NW España). *Cryptogamie, Mycologie* 24: 385-39.

Penas, E. & Gonzalez, 1983. Relationships between benthic infauna and environmental factors in three beaches of the Ria de Arosa embayment (Spain) using canonical correlation analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* Vol. 68: 245-256.

Peña, V & Barbara, I, 2004. Diferenciación morfológica y anatómica entre *Lithothamnion corallioides* y *Phymatolithon calcareum* (Corallinales, Rhodophyta) en dos bancos de maërl de la Ría de Arousa (N.O. Península Ibérica). *Anales de Biología* 26: 21-27.

Peña, V. & Barbara, I, 2006a. Los fondos de maërl en Galicia. Algas 37, Boletín Sociedad Española de Ficología, Junio, 11-18.

Peña V. & Barbara I. 2006b. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana* 15: 7–25.

Peña, V. & Bárbara, I. 2006c. Revision of the genus *Dasya* (Ceramiales, Rhodophyta) in Galicia (NW Spain) and the addition of a new alien species *Dasya sessilis* Yamada for the European Atlantic coasts. Anales del Jardín Botánico de Madrid Vol. 63 (1): 13-26.

Peña V., Bárbara I. & Diaz-Tapia P. 2006. Disturbance effects on the Galician subtidal maërl beds (NW Spain) by mussel aquaculture. *Proceedings of 1st European of Conservation Biology*, Society for Conservation Biology, Egar, Hungary; Poster presentation, 147pp.

Peña, V. & Barbara, I., 2008. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. Vol 18, Issue: 4, 339-366.

Peralta, G, Pérez-Lloréns, J. L, Hernández I. & Vergara J. J. 2002. Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 9 – 26.

Pereira, P. 2006. *Estudio de la metodología para el control de la población de visón americano en el archipiélago de Sálvora, Parque Nacional islas Atlánticas de Galicia. Memoria final.* Informe inédito. TRAGSA y Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Pérez-Cirera, J. L., Cremades, J. & Barbara, I. 1989. Precisiones sistemáticas y ginecológicas sobre algunas algas nuevas para Galicia o para las costas atlánticas de la Península Ibérica. *Anales Jard. Bot. Madrid* 46 (1): 35-45.

Petraitis, P.S., J.A.D. Fisher & S. Dudgeon, 2008. Rocky intertidal zone. *Encyclopedia of Ecology*, 3107-3113.

Pierce GJ, Santos MB, Murphy S, Learmonth J.A., Zuur A.F., Rogan E., Bustamante P., Caurant F., Lahaye V., Ridoux V., Zegers B.N., Mets A., Addink M., Smeenk C., Jauniaux T., Law R.J., Dabin W., Lopez A., Alonso Farre J.M., Gonzalez A.F., Guerra A., Garcıa-Hartmann M., Reid R.J., Moffat C.F., Lockyer C. & Boon J.P. 2008. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (Delphinus delphis) and harbour porpoises (Phocoena phocoena) from western European seas: Geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. *Environmental Pollution* 153, 401-415.

Pino-Pérez, J.J. & Pino-Pérez, R. 1985. Papilionoidea de la Península de Morrazo, Islas Cíes, Isla de Ons y Corzáns. *SHILAP Revta Lepid.*, 13: 195-196.

Pino, J.J., López, C, Carballo, C. & Pino, R. 1998. Parque Natural de las islas Cíes. En: X. Santos, M.A. Carretero, G.A. Llorente & A. Montori (eds.). *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*, pp. 161-163. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Piñeiro, R.; Fuertes, J.; Draper, D. & Nieto, G. 2007. Ecology matters: Atlantic–Mediterranean disjunction in the sand-dune shrub *Armeria pungens* (Plumbaginaceae). *Molecular Ecology*, 16: 2155–2171.

Pleguezuelos, J.M. & Honrubia, S. 2002. *Elaphe scalaris*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 281-283. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Pollo, C.J. 2002. *Chalcides striatus*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 170-172. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Pons, J.M. & Migot, P. 1995 Life-history strategy of the herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, 64: 592-599.

Potter, J.S. 2002. *En busca del tesoro de la ría de Vigo*. Museo do Mar de Vigo.

Prada, A. (2001). *Valoración económica del patrimonio natural*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, BancoPastor. A Coruña.

Prego, R., Belzunce, M. J., Covelo, A. & Helios-Rybicka, 2008. Metal particulado en el estuario del Rio Ulla: Estado de Contaminación y sus fuentes, Ria de Arousa, NO de la Peninsula Ibérica. *Ciencias Marinas,* 34, 3: 381-388.

Prego R., Filgueiras A. V. & Santos-Echeandıa J.C. 2008. Temporal and spatial changes of total and labile metal concentration in the surface sediments of the Vigo Ria (NW Iberian Peninsula): Influence of anthropogenic sources. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1022–1042.

Purroy, F. (Coord.). 1997. Atlas de las Aves de España (1975-1995). SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.

Raven, J., Caldeira, K., Elderfield, H., Hoegh-Guldberg, O., Liss, P., Riebesell, U., Shepherd, J., Turley, C. & Watson, A., 2005. Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. *The Royal Society policy document* 12/05. The Clyvedon Press Ltd., Cardiff, UK.

Reid, J.M.; Bignal, E.M.; Bignal, S.; McCraken, D.I. & Mongaghan, P. 2003. Environmental variability. Life-history covariation and cohort effects in the red-billed chough *Pyrrhocorax pyrrhocroax. Journal of Animal Ecology*, 72: 34-46.

Reid, J.M.; Bignal, E.M.; McCraken, D.I. & Monaghan, P. 2004. Identifying the demographic determinants of population growth rate: a case study of red-billed choughs *Pyrrhocorax pyrrhocroax. Journal of Animal Ecology,* 73: 777-788.

Richardson, A. 2008. In hot water: zooplankton and climate change. ICES *Journal of Marine Science,* 65: 279–295.

Rigueiro, A. 1977. *Trabajo botánico sobre las islas Cíes. Naturalia hispanica* 11. ICONA. Madrid.

Rodrigues, A. M., Meireles S., Pereira T., Gama A & Quintino, V. 2006. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a Southern European estuary: the Tagus, Portugal. *Hydrobiologia* , 555:99–113.

Rodríguez-Gracia, V. 1989. Insectos y plantas. Relaciones evolutivas. En: Consellería de Agricultura-Xunta de Galicia (eds.). *Sobre flora y vegetación de Galicia*. Pp. 151-196. II Reunión del Grupo Botánico Gallego. Santiago de Compostela.

Rodríguez-Merino, E. 2005. Actuaciones realizadas en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia como consecuencia de la catástrofe del buque Prestige. Symposium Vertimar. 11pp.

Rodríguez Oubiña, J., Ortiz, S. & Pulgar, I. 1999. Flora e vexetación das Illas Atlánticas. En *Plan de Ordenación dos Recursos Naturais das Illas Atlánticas*, pp 193-253. Consellería de Medio Ambiente. Informe inédito.

Rodríguez, A. 1999. *Fructificación e dispersión de sementes de* Corema album. Informe inédito.

Rolán E & Bañón R 2007. Primer hallazgo de la especie invasora *Rapana venosa* y nueva información sobre *Hexaplex trunculus* (Gastropoda, Muricidae) en Galicia. *Noticiario de la Sociedad Española de Malacología* 47: 57-59.

Romero, R. 2007. El visón americano (*Mustela vison*) y la nutria (*Lutra lutra*) en la isla de Sálvora. Distribución, alimentación y campañas de descaste de visón americano. Estado de conservación de la nutria. Año 2007. Asistencia Técnica: *Plan de control y erradicación de las poblaciones de visón americano (Mustela vison) en el Parque Nacional de las Illas Atlánticas*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Ross L.G, Palacios C.A.M & Morales E.J. 2008. Developing native fish species for aquaculture: the interacting demands of biodiversity, sustainable aquaculture and livelihoods. *Aquaculture Research* 39:7: 675-683.

Rozas, V., Sampedro, L., Rozados, M.J., López-Sors, C., Alonso, M., Ignacio, M.F. & Silva-Pando, F.J. 2006. Estudio estructural de la población de laurel (*Laurus nobilis*) de la isla de Cortegada, en el Parque Nacional das Illas Atlánticas. Póster presentado por el Centro de Investigacións Forestais e Ambientais de Lourizán.

Ruiz-Olmo, J. 2007. *Lutra lutra* Linnaeus, 1758. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Pp. 312-314. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Sabariego, E. & Martínez, J. 1991. Bionomía y distribución geográfica de Zerynthia rumina (Linnaeus, 1758) en España. *Bol. San. Veg. Plagas*, 17, 465-476.

Sá-Sousa, P. & Pérez-Mellado, V. 2002. *Podarcis hispanica*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 245-247. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Salafsky, N., Margoluis, R. & Redford, K. 2001. *Adaptive Management: a Tool for Conservation Practitioners*. Biodiversity Support Program, Washington, D.C.

Salinas J. M., Cremades J., Peteiro C. & Fuertes C. 2008. Influencia de las características del hilo de siembra en el cultivo experimental de *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar y *Laminaria saccharina* (L.) Lamouroux (Laminariales, Phaeophyta). *Boletin Instituto Español Oceanografía* 22 (1-4): 65-72.

San Claudio, M. (sin fecha). *Patrimonio cultural en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. El Medio Subacuático. Archipiélago de las islas Cíes*.

Sánchez, J.M.; Gímenez de Azcárate, J. & Guitián, J. 1993. *Evaluación y seguimiento de las acciones emprendidas para la regeneración del ecosistema dunar del Parque Natural de las Islas Cies*. Informe inédito (trabajo subvencionado por la Consellería de Agricultura, Gandería e Montes).Universidad de Santiago.

Sánchez-Biezma, M.J., Álvarez, J. & Carballal, R. 2006. Seguimiento de la desaparición, regeneración y recolonización de los cinturones liquénicos costeros afectados por el vertido del Prestige. En: CIS. *Evaluación y seguimiento de los daños derivados del vertido*

del Prestige en el Parque Nacional de las islas Atlánticas y en otros espacios de relevancia comunitaria. Informe Inédito. Fundación Biodiversidad. Santiago de Compostela.

Sánchez-Mata A, Lastra M, de la Huz C., Pita M. E. & Mora J. 1999. The maërl grounds as islands of high biodiversity in temperate latitudes: the Galician case. In *Proceedings of the 34th European Marine Biology Symposium*, Universidade dos Acores. Ponta Delgada; 77–78.

Santos, M. B., Fernández R., López A., Martínez J. A. & Pierce, G. J. 2007. Variability in the diet of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters, north-western Spain, 1990–2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 231–241.

Santos, X. & Pleguezuelos, J.M. 2002. *Coronella girondica*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 275-277. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Santos, X.; Llorente, G.A.; Montori, A. & Carretero, M.A. 2002. *Natrix maura*. En: J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Pp. 290-292. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Serrano, M. 2001. Omphalodes littoralis *subsp.* gallaecica *Lehm. endemismo galego en perigo de extinción. Estado actual e conservación*. Informe inédito para la Conselleria de Medio Ambiente-Xunta de Galicia.

Serrano, M. & Carbajal, R. 2004b. *Linaria arenaria*. En A. Bañares; G. Blanca; J. Güemes; J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España*. Pp. 382-383. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Serrano, M. & Carbajal, R. 2004b. *Linaria arenaria*. En A. Bañares; G. Blanca; J. Güemes; J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España*. Pp. 800-801. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Serrano, M. & Carbajal, R. 2004c. *Rumex rupestres* Le Gall. En A. Bañares; G. Blanca; J. Güemes; J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España*. Pp. 832-833. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Sian Wilson, Blake C., Berges J. A. & Maggs C. A., 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation*, Vol 120, Issue 2, 279-289.

Snelgrove, P.V.R. & Butman, C.A., 1994. Animalesediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 32: 111-177.

Solandt, J. L. 2008. Pink sea fan *Eunicella verrucosa* information CD. Marine Conservation Society. 9pp.

Spitz J, Rousseau Y. & Ridoux, V. 2006. Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: An argument in favour of interference competition for food?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 259-270.

Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness J. & Lein T.E.1995. Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. In: Skjoldal HR, Hopkins C, Erikstad KE, Leinaas HP (eds) Ecology of fjords and coastal waters. Elsevier, Amsterdam, 525–536.

Souto, M. & Sá, M. 2006. *Flora da illa de Ons.* Diputación de Pontevedra. Pontevedra.

Suchanek, T. 1994. Temperate Coastal Marine Communities: Biodiversity and Threats *American Zoologist*, 34(1): 100-114.

Stæhr PA., Pedersen M. F., Thomsen M.S., Wernberg, T.D. & 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.

Sutherland, W. J., Pullin A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M. 2004. The need of evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19(6): 305-308.

Tapia, L. 2001. *Aves terrestres de la isla de Ons: abundancia y distribución*. Memoria de licenciatura. Universidade de Santiago de Compostela.

TECMENA. 2006. *Inventario de lepidópteros nocturnos del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Informe inédito.

TECMENA. 2008. *Informe sobre el desarrollo y primeros resultados del inventario entomológico del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. 2007*. Informe inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Thompson, D.R. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. En, W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood. (eds.). *Environmental contaminants in wildlife*. Pp. 341-356. SETAC Special PublicationSeries, Lewis Publishers.

Thomsen, F., Laczny, M. & Piper, W. 2007. The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the central German Bight: Phenology, abundance and distribution in 2002–2004. *Helgol Mar Res* 61: 283–289.

Tolman, T. & Lewington, R. 1997. *Butterflies of Britain and Europe*. 320 pp. Harper Collins Publishers. London.

Tragsatec. 1998. *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Islas Atlánticas*. Xunta de Galicia.

Tragsatec. 2005. *Diagnóstico de xestión. PRUX do Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia.* Ministerio de Medio Ambiente-Xunta de Galicia.

Tragsatec. 2006a. *Parque Nacional de las Islas Atlánticas. Diagnóstico de la eficiencia ambiental de varios aspectos de las edificaciones y vehículos*. Ministerio de Medio Ambiente – Fundación Biodiversidad.

Tragsatec. 2006b. *Seguimiento de las directrices del Plan Director. 2ª ronda de visitas a la Red de Parques Nacionales*. Informe inédito.

Trébol, 2005. Impacto del arrastre con tren de bolos. Grupo de Investigación ECOMARG, Informe de campaña. *Instituto Español de Oceanografía,* 24pp.

UICN 2000. *IUCN guidelines for the prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species.* Recurso electrónico en http./ iucn.org/themes / ssc/ publications/policy/ invasivesEng.htm.

Universidade de Vigo (sin fecha-a). Probable reprodución da Pardela Cincenta *Calonectris diomedea* no Parque Nacional marítimo-terrestre das illas Atlánticas de Galicia. Informe inédito.

Universidade de Vigo (sin fecha-b). Aniñamento de Gaivotón do Atlántico (*Larus marinus*) no Parque Nacional marítimo-terrestre das illas Atlánticas de Galicia. Informe inédito.

Urgorri, V. & Besteiro, C. 1983. Inventario de los moluscos opistobranquios de Galicia. Investigaciones Pesqueras, Vol. 47: 1: 3-28.

Urgorri, V., Pérez M., & González A. 2007. Descripción e Avaliación do Estado de Conservación dos Hábitats Mariños de Galicia. Informe final do Proxecto. Xunta de Galicia. 130pp.

Varela, R., Rosón, G. Herrera, J., Torres & S. Fernández, A. 2005. A general view of the hydrographic and dynamical patterns of the Rías Baixas adjacente sea area. *Journal of Marine Systems,* 54, 97-113.

Velando, A. 1997. *Ecología y comportamiento del cormorán moñudo* (Phalacrocorax aristotelis) *en las islas Cíes y Ons*. Tesis Doctoral. Univesidad de Vigo.

Velando, A. 1998. *Plan de manejo del cormorán moñudo en las islas Cíes.* Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

Velando, A. 2001 Postfledging crèche behaviour in European shag. *J. Ethology* 19: 116-122.

Velando, A. 2005. Efectos a largo plazo de las mareas negras en las aves marinas. El caso del Prestige. *Simposium Efectos do accidente do Prestige sobre a avifauna. Resumes*. VI Congreso Galego y V Jornadas Cantábricas de Ornitología, Viveiro 29-31 de octubre.

Velando, A, Docampo, F. & Álvarez, D. 1999. The status of the european shag *Phalacrocorax aristotelis* population on the Atlantic Coast of the Iberian Peninsula. *Atlantic Seabirds* 1: 97-106.

Velando, A. & Freire, J. 1999a. Coloniabilidad y conservación de aves marinas: el caso del cormorán moñudo. *Etología* 7: 55-62.

Velando, A. & Freire, J. 1999b. Intercolony and seasonal differences in the breeding diet of European shags on the Galician Coast (NW Spain). *Mar Ecol Prog Ser* 188: 225-236.

Velando, A. & Freire, J. 2002. Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation* 107: 59-69.

Velando, A. & Freire, J. 2003. Nest-site characterictics, ocupation and breeding success in the European Shag. *Waterbirds* 26: 473-483.

Velando, A. & Álvarez, D. 2004. Cormorán moñudo, *Phalacrocorax aristotelis aristotelis*. En: A. Madroño, C. González & J.C. Atienza. (eds.) *Libro Rojo de las Aves Reproductoras de España.* Pp. 60-62. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Velando, A. & Munilla, I. 2008. *Plan de Conservación del Cormorán Moñudo en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas*. Universidade de Vigo.

Velando, A., Álvarez, D., Mouriño, J., Arcos, F. & Barros, A. 2005a. Population trends and reproductive success of European Shag at the Iberian Peninsula following the Prestige oil spill. *J. Orn.,*146: 116-120.

Velando, A., Munilla, I & Leyenda, P.M. 2005b. Short-term indirect effects of the *Prestige* oil spill on a marine top predator: changes in prey availability for european shags. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 302: 263-274.

Velando, A., Ortega-Ruano, J.E. & Freire, J. 1999b. Chick mortality in European Shag *Strictocarbo aristotelis* related to food-limitations during adverse weather events. *Ardea* 87: 51-59.

Velo-Antón, G.; García-París, P.; Galán, P. & Cordero, A. 2007. The evolution of viviparity in holocene islands: ecological adaptation versus phylogenetic descent along the transition from aquatic to terrestrial environments. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 45: 345–352.

Verdú, J.R. & Galante, E. (eds.) 2006. *Libro Rojo de los invertebrados de España.* Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Viada, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares. (3ª edición).* Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.

Viejo, R.M. 1997. The effects of colonization by *Sargassum muticum* on tidepool macroalgal assemblages. *Journal Marine Biological Association U.K*. 77: 325-340.

Viejo, R.M., Arrontes, J. & Andrew N. L. 1995. An experimental evaluation of the effect of wave action on the distribution of *Sargassum muticum* in northern Spain. *Botanica marina,* 38: 437-441.

Vilas, F., Bernabeu, A. M. & Méndez, G. 2005b. Sediment distribution pattern in the Rias Baixas (NW Spain): main facies and hydrodynamic dependence. *Journal of Marine Science,* 54: 261-276.

Vilas, A.; Gamallo, B.; Framil, J.; Bonache, J.; Sanz, K.; Lois, M. & Toubes, M. 2005. *Guía de visita do Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Villafuerte, R. 2007. *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758. Pp: 487-489. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Villafuerte, R. & Delibes-Mateos, M. 2007. *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758. Ficha Libro Rojo. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*. Pp: 490-491.Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Villares R., Puente X. & Carballeira, A. 1999. Growth and seasonal fluctuations of N and P in *Ulva* sp. *Boletin Instituto Español de Oceanografía*. Vol. 15 (1-4): 337-341.

Villares R. & Carballeira A. 2006. Trophic categorization in the Rias Baixas (NW Spain): Nutrients in water and in macroalgae. *Scientia Marina*, Vol 70, Issue 1, 89-97 pp.

Viñolas, A. & Cartagena, M. C. 2005. *Fauna de Tenebrionidae de la Península Ibérica y Baleares*. Argania editio, Barcelona.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, L. & Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.

VV.AA. 1993. Galicia pueblo a pueblo. La Voz de Galicia. A Coruña.

VV. AA. 2002. *Galicia en Cifras. Anuario 2001*. Xunta de Galicia. Santiago.

VV. AA. 2004. *Enciclopedia Galega Universal*. Ed. Ir Indo. Vigo.

VV. AA. 2007a. *Anuario de Estadística Agraria. 2004*. Xunta de Galicia. Santiago.

VV. AA. 2007b. *Anuario de Pesca 2006*. Xunta de Galicia. Santiago.

VV. AA. 2007c. *Galicia en Cifras. Anuario 2005*. Xunta de Galicia. Santiago.

VV. AA. 2007d. *Informe de xestión 2006 Ente Público Portos de Galicia*. Xunta de Galicia. Santiago.

VV. AA. 2007e. *Memoria anual del Puerto de Vilagarcía 2006*. Autoridade Portuaria de Vilagarcía. Vilagarcía de Arousa.

VV. AA. 2008a. *Atlas socioeconómico de Galicia 2007*. Caixanova. Vigo.

VV. AA. 2008b. *Memoria anual 2007*. Autoridade Portuaria de Vigo. Vigo.

VV. AA. 2008c. *Memoria anual del Puerto de Marín 2007*. Autoridade Portuaria de Marín.

VV.AA. 2008d. *Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Canseco Editores. Talavera de la Reina.

VV.AA. 2008e. Lista Roja de la Flora Vascular Amenazada Española 2008. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y medio Marino. Recurso web en http://www.uam.es /otros/consveg.

Wyatt, T. & Pérez-Gándaras, G. 1988. Ekman Transport and sardine yields in Western Iberia. *Int. symp. long term changes mar. Fish. Pop*. Vigo.

XESTEC 2000. *Dinámica poblacional de la rata negra* (Rattus rattus) *en las islas Cíes. Bases para su gestión.* Informe inédito. Servizo Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra, Xunta de Galicia.

XESTEC. 2001. *Campaña de manejo de mamíferos alóctonos en el Parque Natural de las Islas Cíes.* Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.

Xunta de Galicia, 2004. Georreferencición y cartografiado de los bancos marisqueros de Galicia. Evaluación del potencial marisquero. Los Recursos Marinos de Galicia: Serie Técnica 4., 281pp.

Xunta de Galicia, 2006. La pesca de pulpo común con nasas en la costa gallega. Los recursos marinos de Galicia, 1999-2004. Serie Técnica 6, 195 pp.

Xunta de Galicia, recurso web: http://medioambiente.xunta.es/ espazosNaturais / detalleespazo.jsp?COD_ESPAZO=44&ID_CATEGORIA=3#1.

Yésou, P. 1986. Balearic shearwaters summering in western France. En: MEDMARAVIS & X. Monbailliu (eds.). *Mediterranean Marine Avifauna*.Pp. 513-517. NATO ASI Series. Berlin Heidelberg.

Yésou, P. 2003. Recent changes in the summer distribution of the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* off western France. *Scientia Marina*, 67 (Suppl.2): 143-148.

Zuberogoitia, I. 2005. Efecto de la marea negra del Prestige sobre las poblaciones de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) y halcón peregrino (*Falco peregrinus*) de Bizkaia. Resúmenes del VI Congreso Galego de Ornitoloxía y V Jornadas Cantábricas de Ornitología, Viveiro, 29-31 octubre 2005. Sociedade Galega de Ornitoloxía.

ANEXO II. FOTOGRAFÍAS



Foto 1. Isla de Ons. En el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia existe una estrecha relación entre el medio marino y el terrestre, resultado de su insularidad. La flora, la fauna y los hábitats de las islas están en gran parte marcados por esta influencia.



Foto 2. Isla de Ons. En todas las grandes islas del Parque los usos humanos tradicionales relacionados con la agricultura y la ganadería han disminuido drásticamente a lo largo del pasado siglo, hasta ser casi residuales en la actualidad.



Foto 3. Playa de Rodas, Islas Cíes. El uso recreativo, de ocio y turístico en el Parque Nacional se ha multiplicado desde la década de 1980, precisando de una ordenación efectiva para reducir su impacto sobre los valores del espacio protegido.



Foto 4. Isla de O Faro, Cíes. En la fachada occidental de las islas Cíes dominan abruptos acantilados, principales lugares de nidificación de aves marinas en el Parque. En ellos, los usos humanos se reducen prácticamente a la pesca y el marisqueo profesionales.



Foto 5. Islas Cíes. La pesca y el marisqueo interaccionan con numerosos valores del Parque Nacional, tanto del medio marino como terrestre.



Foto 6. Isla de Ons. El intermareal abrigado está expuesto a la extracción no profesional de recursos marisqueros, actividad que no está permitida en el Parque.



Foto 7. Eucaliptal en las islas Cíes. La vegetación alóctona ocupa importantes superficies en los archipiélagos del Parque Nacional.



Foto 8. Desbroces en la isla de Ons. El manejo de la vegetación debe tener en cuenta los valores naturales de los hábitats.



Foto 9. Punto Limpio en la isla de Ons. La correcta gestión de residuos debe ser siempre un aspecto prioritario en el Parque Nacional.



Foto 10. Área desbrozada en el entorno de un lavadero, isla de Ons. Los escasos puntos de agua de las islas deben ser zonas manejadas con especial cuidado, por su relevancia para los anfibios.

Fotos 11 y 12. Lavadero en la isla de Ons. De la adecuada calidad de las aguas de puntos artificiales como este dependen en gran medida los anfibios del Parque Nacional. El uso de detergentes y jabones en estos puntos de agua es un factor determinante para la calidad del efluente. En la imagen, cartel de advertencia manipulado.





ANEXO III. TABLAS DE INTERACCIONES ENTRE VALORES Y USOS/ACTIVIDADES

MEDIO TERRESTRE

VALORES						ACTIVIDADES DE USO PÚBLICO Y TURISMO										
						Establecimientos hosteleros		Campamento juvenil	Acampada	Visita a cavidades	Uso de playas	Tránsito			Grabación audiovisual	Fotografía profesional
						Residencia	Consumo					a pie	en bicicleta	en embarcación de recreo		
HABITATS	Vegetación anual sobre residuos mariños acumulados.										+/-	+/-				
	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.											-				
	Dunas móviles con vegetación embrionaria.										-	-				
	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).										-	-				
	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).										-	-				
	Depresiones intradunares húmedas										-	-				
	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.										-	-				
	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia* .										-	-				
	Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix* .															
	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*															
ESPECIES	FLORA	HONGOS				-	-	-	-			-				
		LÍQUENES									-	-				
		F. VASCULAR			*Alyssum loiseleurii*						-	-				
					Armeria pungens						-	-				
					Corema album							-				
					Cytisus insularis											
					Erodium maritimum							-				
					Linaria arenaria						-	-				
					O. littoralis gallaecica						-	-				
					Rumex rupestris							-				
	FAUNA	INVERTEBRADOS	Moluscos		*Geomalacus maculosus*	-	-	-	-			-	-			
			Artrópodos	Insectos	Lepidópteros diurnos	*Zerynthia rumina*							-					
					Coleópteros	*Ernobius vinolasi*												
						Stenosis oteroi												
		VERTEBRADOS	Anfibios			*Salamandra salamandra*	-	-	-	-			-					
						Lissotriton boscai	-	-	-	-								
						Discoglossus galganoi	-	-	-	-			-					
			Reptiles			*Anguis fragilis*												
						Chalcides bedriagai						-	-					
						Lacerta lepida							-					
						Rinechis scalaris												
						Natrix maura												
			Aves			*Hydrobates pelagicus*					-		-					
						Phalacrocorax aristotelis							-		-	-	-	
						Larus graellsii							-					
						Larus michahellis							-					
						Charadrius alexandrinus						-	-					
						Pyrrhocorax pyrrhocorax					-							
			Mamíferos		Quirópteros						-							
					Carnívoros	*Lutra lutra*	-	-	-	-								
					Lagomorfos	*Oryctolagus cuniculs*												

VALORES						ACTIVIDADES DE GESTIÓN DEL PARQUE NACIONAL											
						Tránsito Motorizado			Tránsito a pie		Mantenimiento					Retirada de restos de vertidos de las playas	Usos
						Todoterrenos	Tractores	Motocicletas	Vigilantes y guardería	Cuadrillas contra incendios	Edificaciones	Playas	Caminos	Cortafuegos	Corta y retirada de vegetación	Tratamiento de plagas forestales	Viviendas oficiales
HABITATS	Vegetación anual sobre residuos mariños acumulados.								+/-	+/-		+/-					
	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.								-	-							
	Dunas móviles con vegetación embrionaria.								-						+/-		
	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).								-						+/-		
	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).								-						+/-		
	Depresiones intradunares húmedas								-						+/-		
	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.								-						+/-		
	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia* .								-						+/-		
	Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix* .																
	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*																
ESPECIES	FLORA	HONGOS							-	-			-	-	-		-
		LÍQUENES							-				-	-	-		
		F. VASCULAR			*Alyssum loiseleurii*				-	-		-					
					Armeria pungens				-	-							
					Corema album				-	-			-	-	-		
					Cytisus insularis								-	-	-		
					Erodium maritimum				-	-			-	-	-		
					Linaria arenaria				-	-						-	
					O. littoralis gallaecica				-	-		-					
					Rumex rupestris				-				-	-	-	-	
	FAUNA	INVERTEBRADOS	Moluscos		*Geomalacus maculosus*	-	-	-	-	-			-	-	-	-	-
			Artrópodos	Insectos	Lepidópteros diurnos				-	-			-	-			
					Coleópteros										-	-	
		VERTEBRADOS	Anfibios		*Salamandra salamandra*	-	-	-	-	-					-		-
					Lissotriton boscai										-		-
					Discoglossus galganoi										-		-
			Reptiles		*Anguis fragilis*	-	-	-					+/-	+/-	+/-		
					Chalcides bedriagai				-	-							
					Lacerta lepida				-	-	-		+/-	+/-	+/-		
					Rinechis scalaris								+	+	+		
					Natrix maura												
			Aves		*Hydrobates pelagicus*												
					Phalacrocorax aristotelis				-	-							
					Larus graellsii	-	-	-	-	-							
					Larus michahellis	-	-	-	-	-							
					Charadrius alexandrinus				-	-		-				-	
					Pyrrhocorax pyrrhocorax				-								
			Mamíferos	Quirópteros							-			+/-	+/-	+/-	
				Carnívoros	*Lutra lutra*												-
				Lagomorfos	*Oryctolagus cuniculs*									+			

VALORES						ACTIVIDADES RELACIONADAS CON POBLACIÓN LOCAL								
						Viviendas		Varamiento de embarcaciones	Actividad agrícola	Tránsito de tractores	Jardinería	Ganadería		Varamiento de embarcaciones en tierra
						Uso	Mantenimiento					Estabulada	En semilibertad	
HABITATS	Vegetación anual sobre residuos mariños acumulados.							+/-						
	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.													
	Dunas móviles con vegetación embrionaria.													
	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).													
	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).													
	Depresiones intradunares húmedas													
	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.													
	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia*.													
	Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix*.												+/-	
	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*													
ESPECIES	FLORA	HONGOS				-	-		-		-		-	
		LÍQUENES												
		F. VASCULAR			*Alyssum loiseleurii*									
					Armeria pungens									
					Corema album									
					Cytisus insularis								-	
					Erodium maritimum									
					Linaria arenaria			-						-
					O. littoralis gallaecica									
					Rumex rupestris									
	FAUNA	INVERTEBRADOS	Moluscos		*Geomalacus maculosus*	-			-	-	-	-		
			Artrópodos	Insectos	Lepidópteros diurnos	*Zerynthia rumina*								
					Coleópteros	*Ernobius vinolasi*								
						Stenosis oteroi								
		VERTEBRADOS	Anfibios			*Salamandra salamandra*	-			-	-	-	-	-
						Lissotriton boscai	-			+/-	-	-	-	+/-
						Discoglossus galganoi	-			+		-	-	+
			Reptiles			*Anguis fragilis*				+	-		+	+
						Chalcides bedriagai								
						Lacerta lepida		-		+			+	+
						Rinechis scalaris								
						Natrix maura								
			Aves			*Hydrobates pelagicus*								
						Phalacrocorax aristotelis								
						Larus graellsii								
						Larus michahellis								
						Charadrius alexandrinus								
						Pyrrhocorax pyrrhocorax				+/-			+	+
			Mamíferos	Quirópteros			-			+/-				+
				Carnívoros		*Lutra lutra*	-			-		-	-	-
				Lagomorfos		*Oryctolagus cuniculs*				-				

VALORES						ACTIVIDADES RELACIONADAS CON INVESTIGACIÓN		ACTIVIDADES MARISQUERAS	ACTIVIDADES PESQUERAS					Vertidos de hidrocarburos
						Tránsito de investigadores	Obtención de muestras	Mariscadores a pie	Artes				Descartes	
								Tránsito	Anzuelo	Enmalle	Nasa	Arrastre		
HABITATS	Vegetación anual sobre residuos mariños acumulados.					+/-								
	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.					-								
	Dunas móviles con vegetación embrionaria.					-								
	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).					-								
	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).					-								
	Depresiones intradunares húmedas					-								
	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.					-								
	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia* .					-								
	Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix* .													
	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*													
ESPECIES	FLORA	HONGOS				-								
		LÍQUENES				-	-	-						-
		F. VASCULAR			*Alyssum loiseleurii*	-	-							
					Armeria pungens	-								
					Corema album	-								
					Cytisus insularis									
					Erodium maritimum	-								
					Linaria arenaria	-								-
					O. littoralis gallaecica	-	-							
					Rumex rupestris	-								-
	FAUNA	INVERTEBRADOS	Moluscos		*Geomalacus maculosus*	-								
			Artrópodos	Insectos	Lepidópteros diurnos	*Zerynthia rumina*	-								
					Coleópteros	*Ernobius vinolasi*									
						Stenosis oteroi									
		VERTEBRADOS	Anfibios			*Salamandra salamandra*	-								
						Lissotriton boscai	-								
						Discoglossus galganoi	-								
			Reptiles			*Anguis fragilis*									
						Chalcides bedriagai	-								
						Lacerta lepida	-								
						Rinechis scalaris									
						Natrix maura									-
			Aves			*Hydrobates pelagicus*	-								-
						Phalacrocorax aristotelis	-				-				-
						Larus graellsii	-								-
						Larus michahellis	-								-
						Charadrius alexandrinus	-								-
						Pyrrhocorax pyrrhocorax	-								
			Mamíferos		Quirópteros										
				Carnívoros		*Lutra lutra*						-			-
				Lagomorfos		*Oryctolagus cuniculs*									

VALORES							INFRAESTRUCTURAS					ESPECIES ALÓCTONAS		ESPECIES AUTÓCTONAS		
							Faros y balizas	Caminos y sendas	Fuentes y Lavaderos	Depósitos de combustible	Fosas sépticas	Flora terrestre	Fauna terrestre	Flora terrestre	Fauna terrestre	Fauna marina
HABITATS	Vegetación anual sobre residuos mariños acumulados.															
	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.											-			-	
	Dunas móviles con vegetación embrionaria.											-		-	+	
	Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).											-		-	+	
	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).											-		-	+	
	Depresiones intradunares húmedas											-		-	+	
	Vegetación de terófitos efímeros de las dunas mediterráneas.											-		-	+	
	Dunas con vegetación esclerófila de *Cisto-Lavanduletalia* .											-		-	+	
	Matorrales húmedos atlánticos meridionales de *Erica ciliaris* y *E. tetralix* .															
	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*											-				
ESPECIES	FLORA	HONGOS						-	-		-	-	-			
		LÍQUENES										+	-			
		F. VASCULAR				*Alyssum loiseleurii*										
						Armeria pungens						-		-	+	
						Corema album						-		-	+	
						Cytisus insularis								-	-	
						Erodium maritimum	-					-		-		
						Linaria arenaria						-			+	
						O. littoralis gallaecica						-				
						Rumex rupestris						-		-	+	
	FAUNA	INVERTEBRADOS	Moluscos			*Geomalacus maculosus*			-			-	-			
			Artrópodos	Insectos	Lepidópteros diurnos	*Zerynthia rumina*								+		
					Coleópteros	*Ernobius vinolasi*						-		-		
						Stenosis oteroi									+	
		VERTEBRADOS	Anfibios			*Salamandra salamandra*			-	-	-	-				
						Lissotriton boscai			-			-	-			
						Discoglossus galganoi			-		-	-	-		-	
			Reptiles			*Anguis fragilis*						-		-		
						Chalcides bedriagai						-		-		
						Lacerta lepida						-	-	-	-	
						Rinechis scalaris							+/-			
						Natrix maura									+	+
			Aves			*Hydrobates pelagicus*	-						-			
						Phalacrocorax aristotelis							-			
						Larus graellsii							-			
						Larus michahellis							-			
						Charadrius alexandrinus		-					-			
						Pyrrhocorax pyrrhocorax										
			Mamíferos	Quirópteros					+/-			+/-	-	+/-		
				Carnívoros	*Lutra lutra*											
				Lagomorfos	*Oryctolagus cuniculs*											

MEDIO MARINO

VALORES				ACTIVIDADES DE USO PÚBLICO Y TURISMO								
				Navegación					Fondeo	Buceo	Desembarco en playas	Uso de playas
				Embarcaciones a vela	Embarcaciones de recreo a motor	Motos acuáticas	Embarcaciones a remo	Embarcaciones de pasaje				
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos								-		-
		Fondos arenosos		-	-	-	-				-	-
		Fondos fangosos y mixtos										
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas										-
		Bosques de laminarias										
		Fondos de maërl.							-			
		Bosques de gorgonias.								-		
		Fondos mayoritariamente de cascajo.										
Fauna	Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*										
	Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*		-	-	-	-	-				
		Delfín común *Delphinus delphis*		-	-	-	-	-				
		Marsopa común *Phocoena phocoena*		-	-	-	-	-				

VALORES				ACTIVIDADES DE GESTIÓN DEL PARQUE NACIONAL	ACTIVIDADES DE OTRAS ADMINISTRACIONES			
				Navegación con embarcación del Parque Nacional	Navegación con embarcaciones oficiales			Fondeo de embarcaciones oficiales
					Guardia Civil	Consellería de Pesca	Autoridades portuarias	
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos						
		Fondos arenosos						
		Fondos fangosos y mixtos						
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas						
		Bosques de laminarias						
		Fondos de maërl.						-
		Bosques de gorgonias.						
		Fondos mayoritariamente de cascajo.						
Fauna	Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*						
	Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*		-	-	-	-	
		Delfín común *Delphinus delphis*		-	-	-	-	
		Marsopa común *Phocoena phocoena*		-	-	-	-	

VALORES				ACTIVIDADES PESQUERAS												
				Pesca con artes de enmalle				Pesca con anzuelo		Pesca con artes de arrastre		Pesca con artes de cerco	Descartes de pesca	Embarcaciones de pesca		Furtivismo
				Trasmallos	Betas	Miños	Xeito	Palangrillo	Palangre de fondo	Rapeta o bou de man	Boliche o chinchorro			Tránsito	Fondeo	
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos														
		Fondos arenosos								-	-					
		Fondos fangosos y mixtos														
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas														
		Bosques de laminarias		-	-	-	-				-					-
		Fondos de maërl.													-	
		Bosques de gorgonias.		-	-	-	-				-					
		Fondos mayoritariamente de cascajo.														
Fauna	Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*		-	-	-	-	-	-	+/-	+/-	-	+			
	Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*		-	-	-	-				-	-		-		
		Delfín común *Delphinus delphis*		-	-	-	-				-	-		-		
		Marsopa común *Phocoena phocoena*		-	-	-	-	-	-		-	-		-		

VALORES				EXTRACCIÓN COMERCIAL	ACUICULTURA		ACTIVIDADES MARISQUERAS									
					Granjas de acuicultura	Bateas	Marsiqeuo a pie	Marisqueo a flote				Marisqueo mediante buceo		Embarcaciones de marisqueo		Furtivismo
							Rasqueta	Rastro de vieira	Rastro de navaja	Endeño remolcado o Can de almeja	Raño y gancha	Con suministro desde superficie	En apnea	Tránsito		
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos					-									
		Fondos arenosos						-	-	-	-					
		Fondos fangosos y mixtos				-					-					
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas														
		Bosques de laminarias		-				-		-		-	-			-
		Fondos de maërl.		-	-	-		-		-						
		Bosques de gorgonias.														
		Fondos mayoritariamente de cascajo.						-		-						
Fauna	Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*														
	Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*												-		
		Delfín común *Delphinus delphis*												-		
		Marsopa común *Phocoena phocoena*												-		

VALORES				ACTIVIDAD MARÍTIMA			INFRAESTRUCTURAS		
				Tránsito de grandes embarcaciones					
				De turismo	Con carga peligrosa	Con carga no peligrosa	Embarcaderos	Dique de Cíes	Camping
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos							
		Fondos arenosos							
		Fondos fangosos y mixtos							
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas						-	-
		Bosques de laminarias		-	-	-			
		Fondos de maërl.					-		
		Bosques de gorgonias.							
		Fondos mayoritariamente de cascajo.					-		
Fauna		Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*						
		Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*	-	-	-			
			Delfín común *Delphinus delphis*	-	-	-			
			Marsopa común *Phocoena phocoena*	-	-	-			

VALORES				CONTAMINACIÓN				ESPECIES ALÓCTONAS		ESPECIES AUTÓCTONAS		
								Flora marina	Fauna marina	Flora marina	Fauna marina	Fauna terrestre
				Hidrocarburos	Vertidos Industriales	Vertidos Portuarios	Vertidos Urbanos			Algas		
Hábitats	Zona intermareal	Fondos rocosos		-				-				
		Fondos arenosos		-	-	-	-					
		Fondos fangosos y mixtos			-		-		-			
	Zona infralitoral	Praderas de fanerógamas marinas		-						-		-
		Bosques de laminarias		-				-			+/-	
		Fondos de maërl.		-				-				
		Bosques de gorgonias.		-								
		Fondos mayoritariamente de cascajo.			-		-					
Fauna		Aves	Pardela balear *P, mauretnicus*	-								
		Cetáceos costeros	Delfín mular*Tursiops truncatus*	-	-	-	-				-	
			Delfín común *Delphinus delphis*	-		-	-					
			Marsopa común *Phocoena phocoena*	-		-	-				-	

ANEXO IV. CARTOGRAFÍA DE ZONIFICACIÓN

504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

N

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Terrestre

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado
- Uso Especial

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación terrestre del Archipiélago de Cíes.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

N

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Marina

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación marina del Archipiélago de Cíes.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

N

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Terrestre

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado
- Uso Especial

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

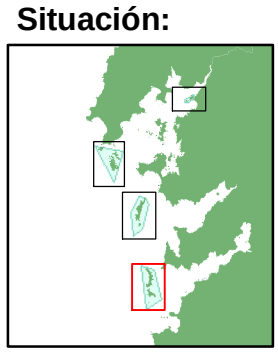
Zonificación terrestre del Archipiélago de Cíes.
Detalle de caminos.

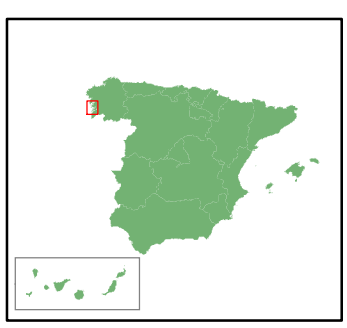
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000

Enero 2009

Situación:





504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Alimentación
de Cormoranes

0 500 1.000 2.000
Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Buceo

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

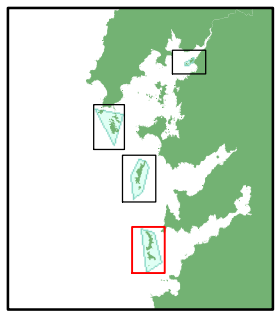
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

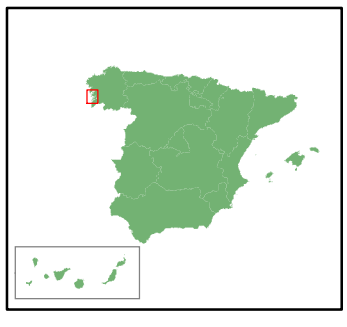
Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Interés Arqueológico

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

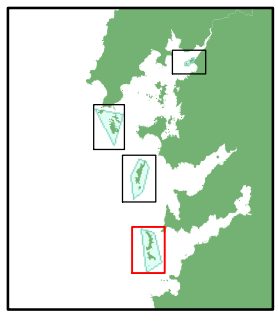
Zonificación del Archipiélago de Cíes. Usos medio marino.

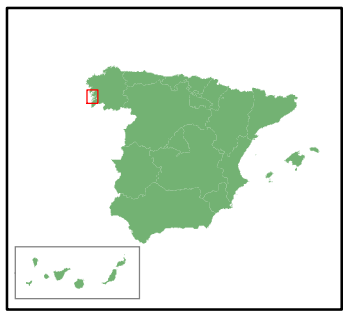
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona Intermareal Playas

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

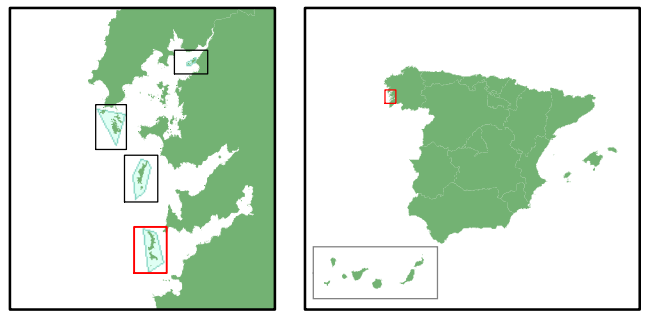
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Pesca

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

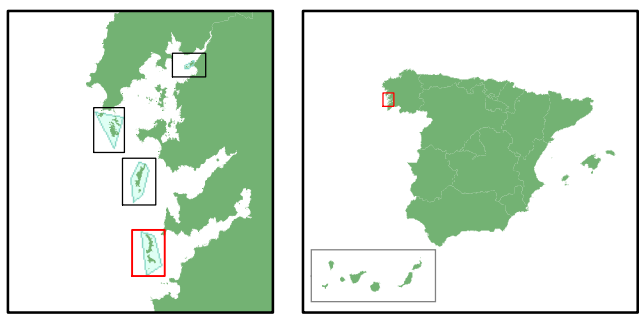
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000

Enero 2009

Situación:



504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Fondeo Diurno

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

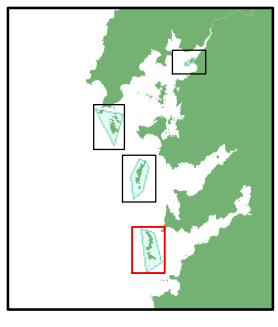
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

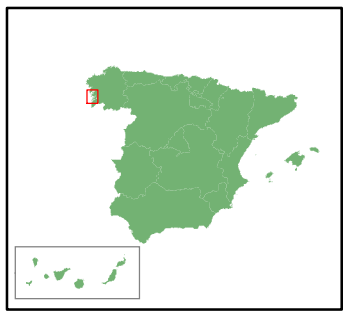
Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Marisqueo (a flote)

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

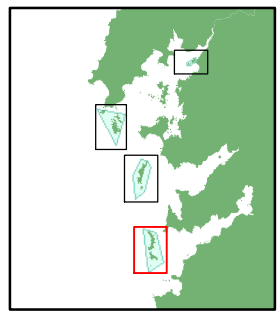
Zonificación del Archipiélago de Cíes. Usos medio marino.

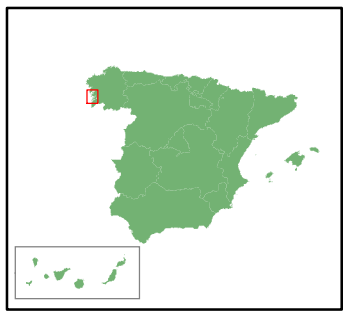
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona de Marisqueo (a pie)

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona Experimental

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

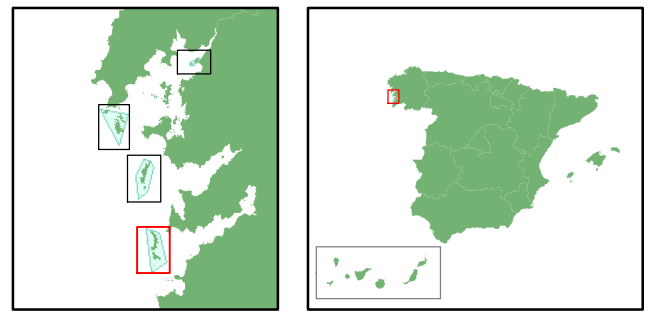
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



504000 506000 508000 510000 512000

4678000 4676000 4674000 4672000 4670000

Zona Regeneración/Amortiguación

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

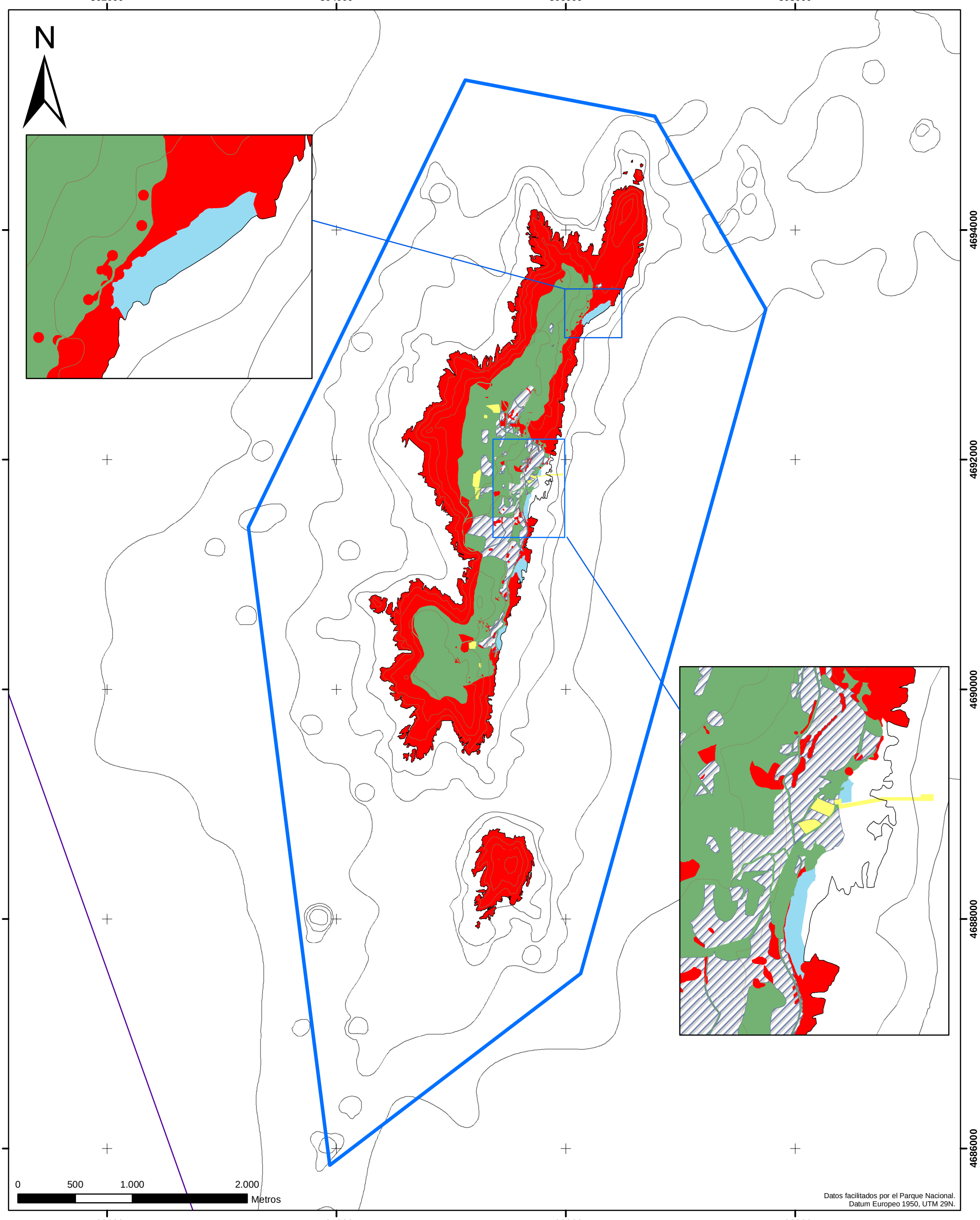
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Cíes.
Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



Zonificación Terrestre

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado
- Uso Especial
- Asentamiento Tradicional

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

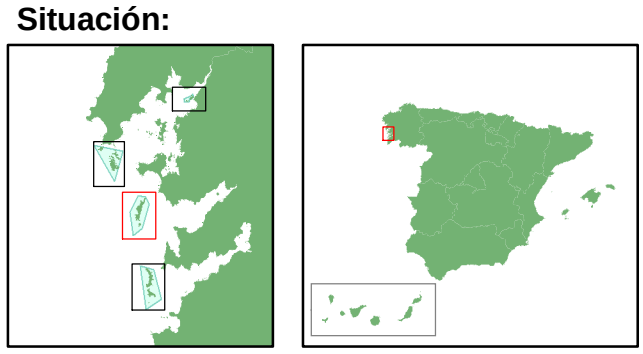
Zonificación terrestre del Archipiélago de Ons.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000

Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

N

0 500 1.000 2.000
Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Marina

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

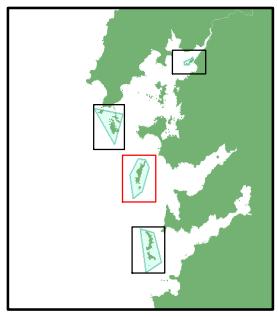
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

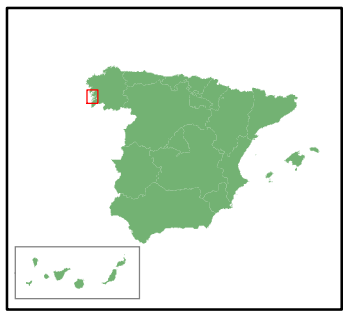
Zonificación marina del Archipiélago de Ons.

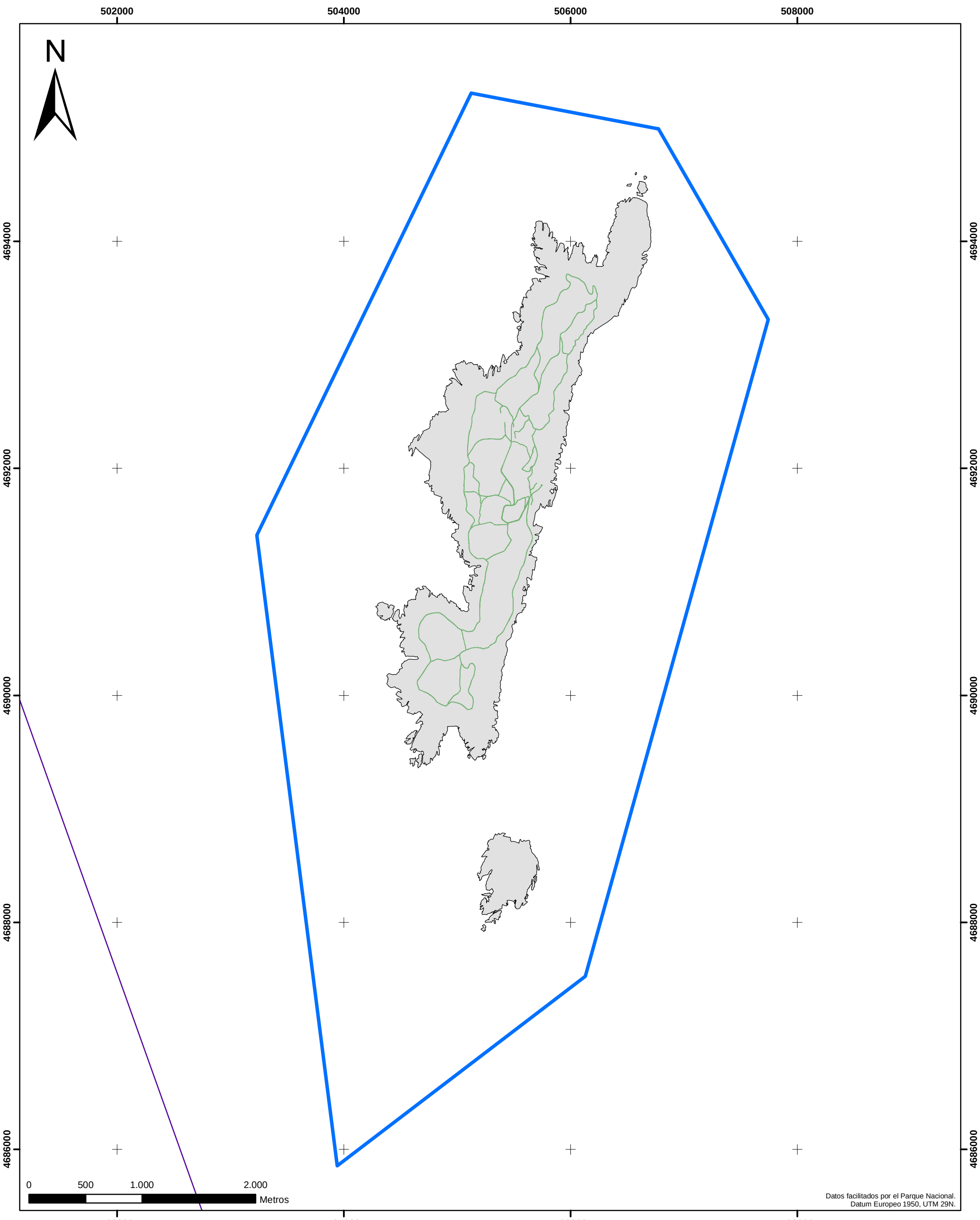
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:







Zonificación Terrestre

- Uso Restringido

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Línea de Base Recta

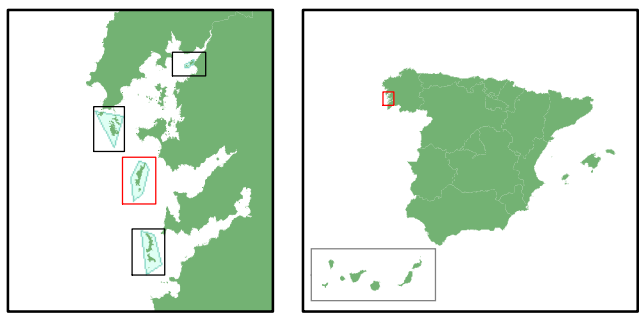
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación terrestre del Archipiélago de Ons. Detalle de caminos.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Buceo

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

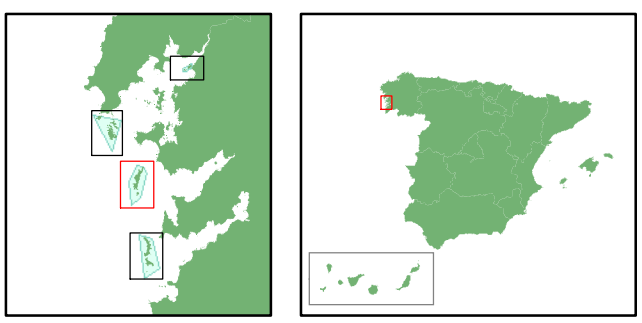
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Interés Arqueológico

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

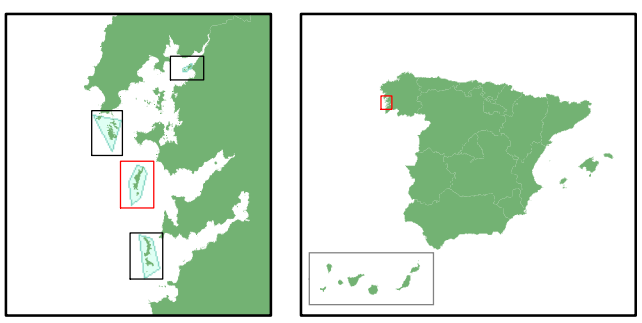
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona Intermareal Playas

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

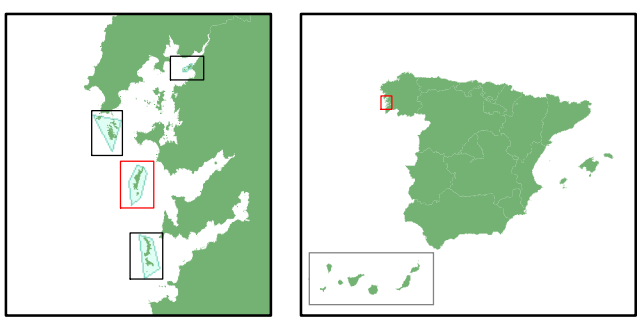
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Pesca

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

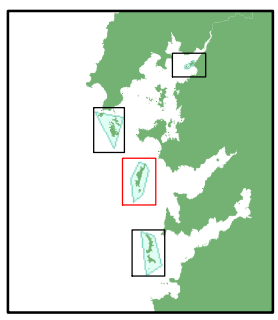
Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

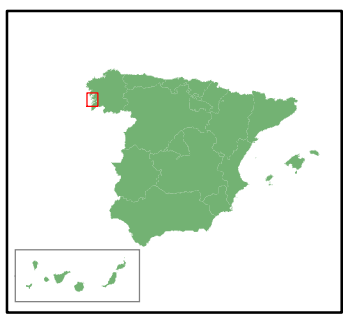
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Fondeo Diurno

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Marisqueo (a flote)

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona de Marisqueo (a pie)

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

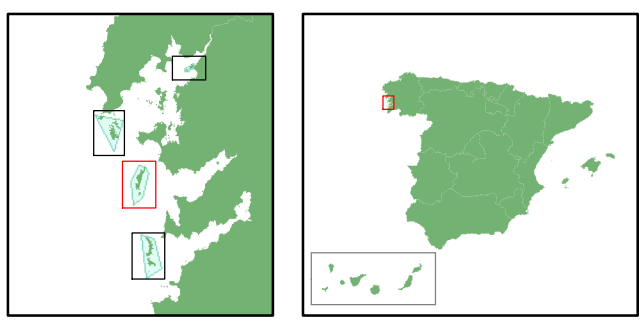
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



502000 504000 506000 508000

4694000 4692000 4690000 4688000 4686000

Zona Experimental

0 500 1.000 2.000

Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

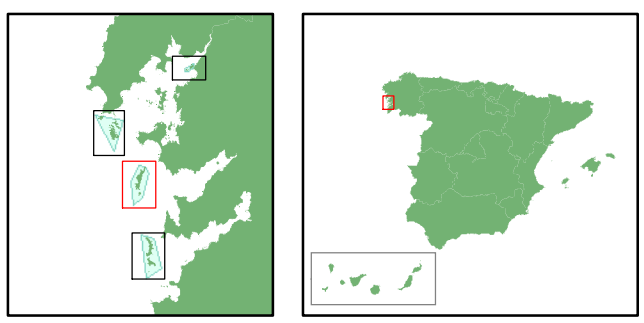
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

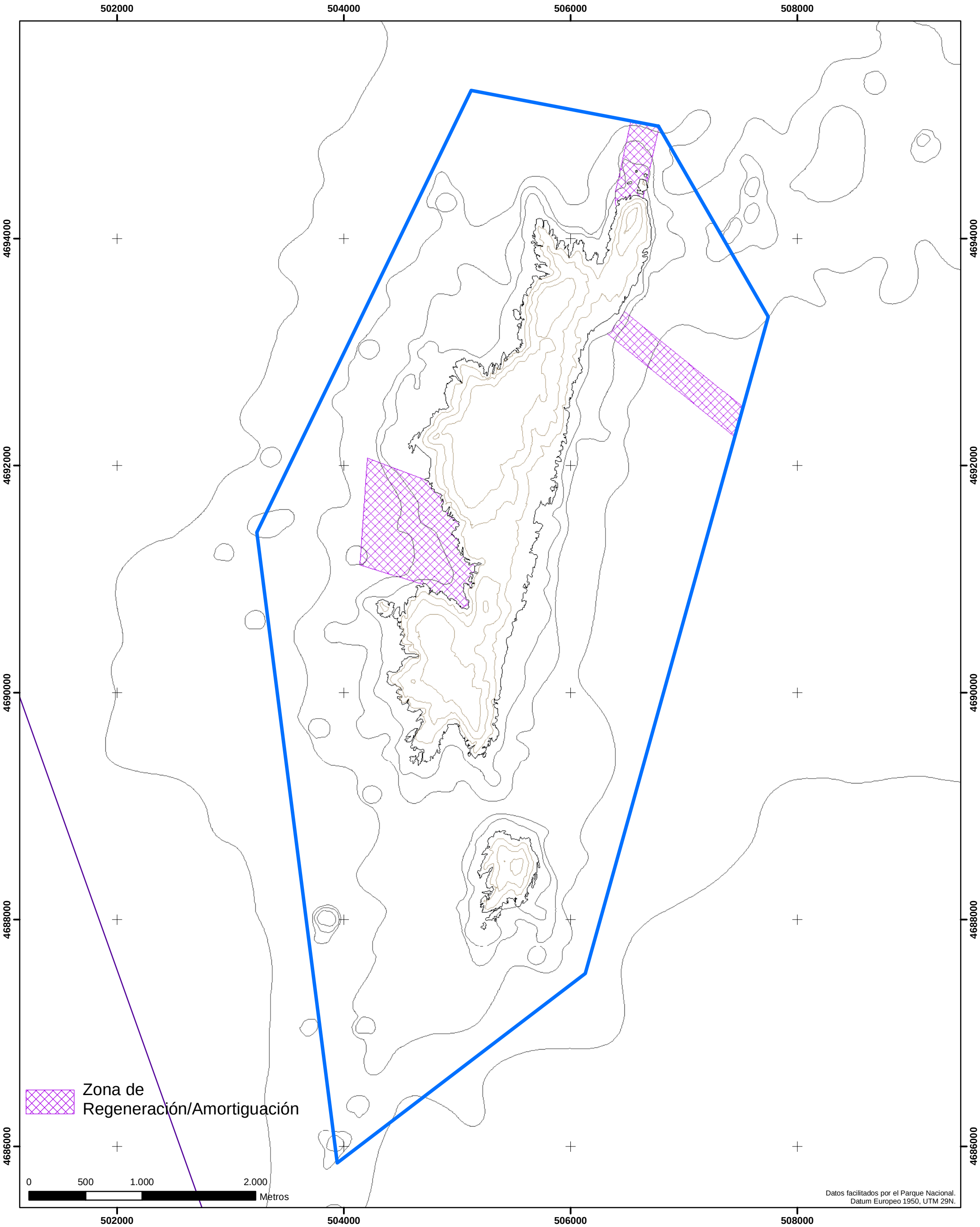
Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

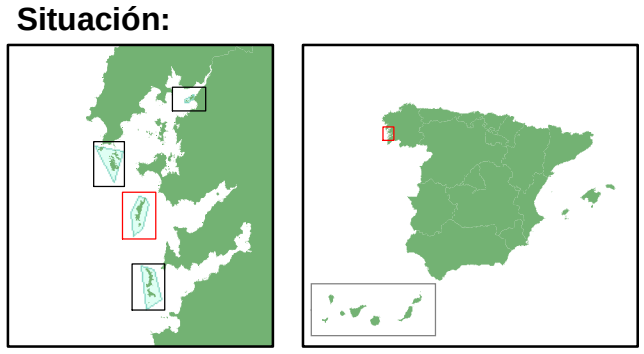
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

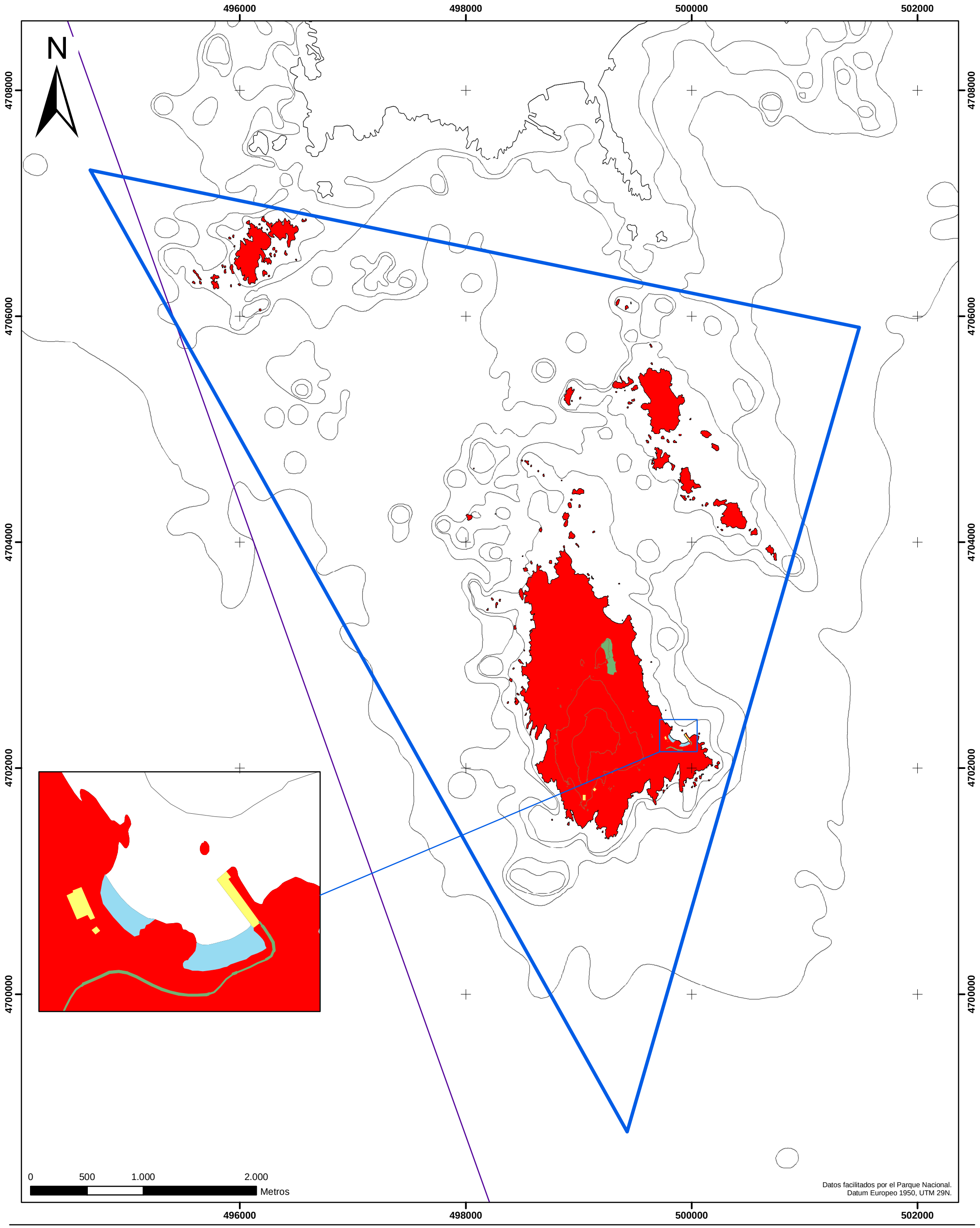
Zonificación del
Archipiélago de Ons.
Usos medio marino

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





Zonificación Terrestre

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado
- Uso Especial

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

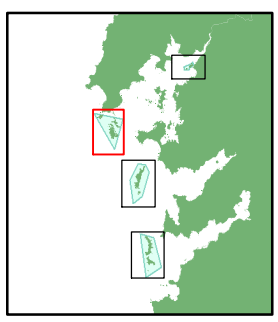
Zonificación terrestre del Archipiélago de Sálvora.

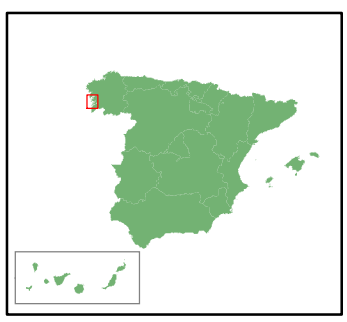
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000

Enero 2009

Situación:





N

496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Marina

- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

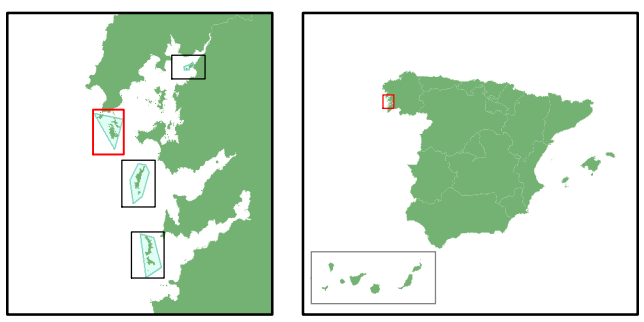
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación marina del Archipiélago de Sálvora.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



N

496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

0 500 1.000 2.000
Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

Zonificación Terrestre

- Uso Restringido

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación terrestre del Archipiélago de Sálvora. Detalle de caminos.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Alimentación
de Cormoranes

0 500 1.000 2.000
Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

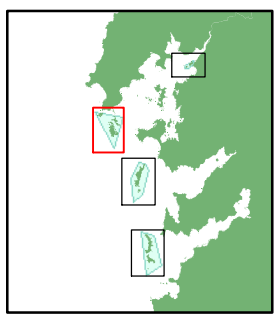
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

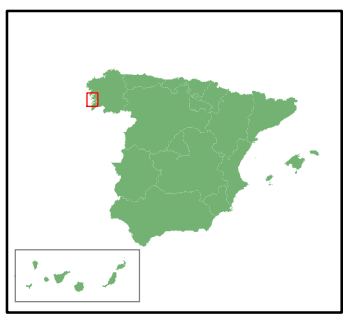
Zonificación del Archipiélago
de Sálvora. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de
Conservación de Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Buceo

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

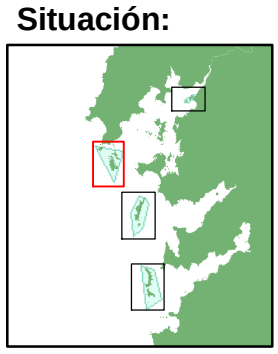
Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

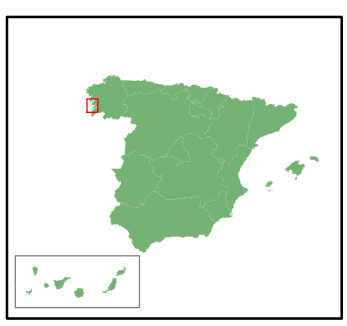
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona Intermareal Playas

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Pesca

0 500 1.000 2.000
Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

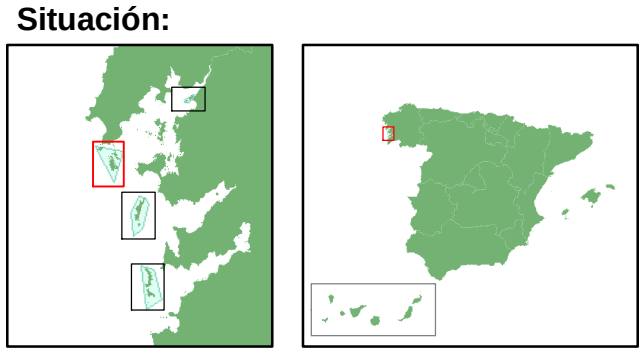
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:



496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Fondeo Diurno

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

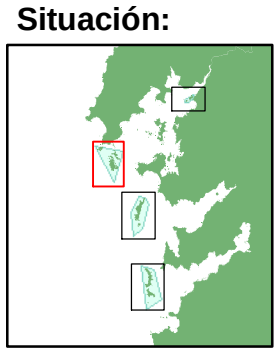
Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

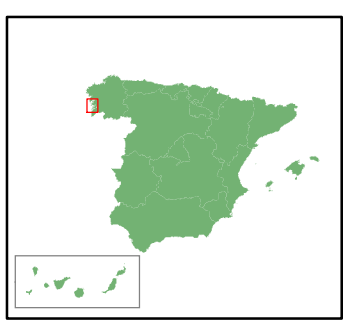
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Marisqueo (a flote)

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

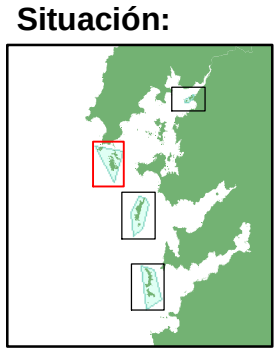
Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

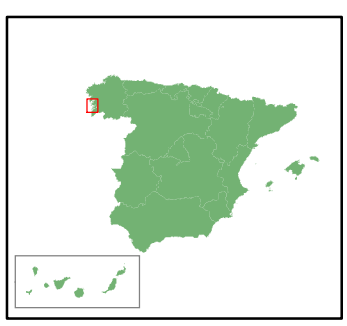
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Marisqueo (a pie)

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

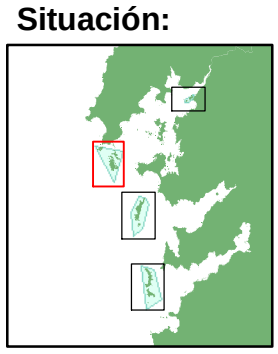
Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

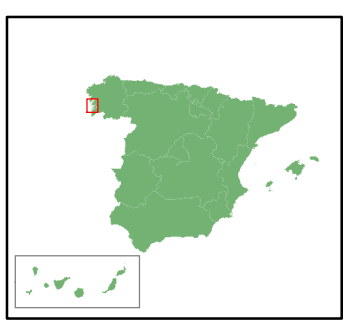
XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona Experimental

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:

496000 498000 500000 502000

4708000 4706000 4704000 4702000 4700000

Zona de Regeneración/Amortiguación

0 500 1.000 2.000 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

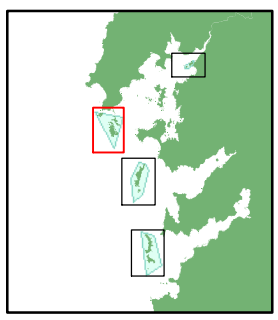
Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

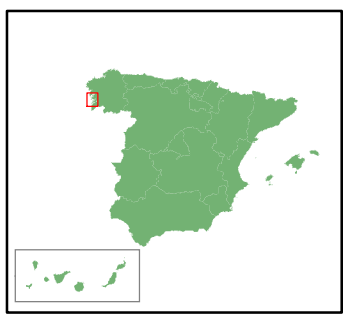
Zonificación del Archipiélago de Sálvora. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

ESCALA 1:30.000 Enero 2009

Situación:





515500 516000 516500 517000 517500 518000 518500 519000

4719500 4719000 4718500 4718000 4717500

0 125 250 500 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

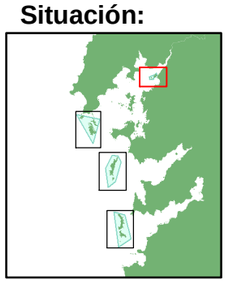
Zonificación

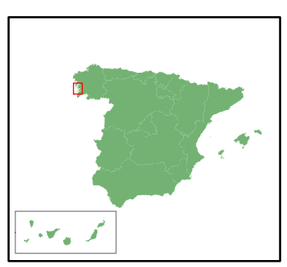
- Reserva
- Uso Restringido
- Uso Moderado
- Uso Especial

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel
- Línea de Base Recta

Situación:





Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Cortegada.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:10.000

Enero 2009

515500 516000 516500 517000 517500 518000 518500 519000

4719500 4719000 4718500 4718000 4717500

0 125 250 500 Metros

Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

N

Zonificación Terrestre

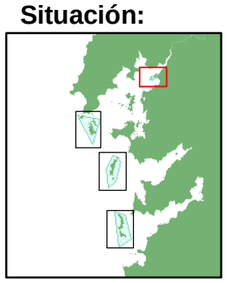
Uso Restringido

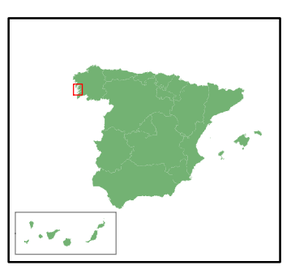
Leyenda General

Límites Parque Nacional

Línea de Costa.

Situación:





Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Cortegada. Detalle de caminos.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:10.000

Enero 2009

515500 516000 516500 517000 517500 518000 518500 519000

4719500 4719000 4718500 4718000 4717500

Zona de Pesca

0 125 250 500
Metros

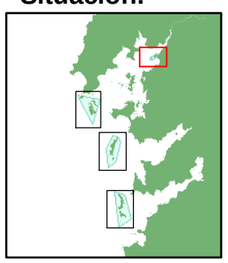
Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

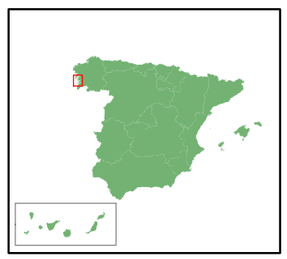
N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel

Situación:





Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Cortegada. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:10.000

Enero 2009

515500 516000 516500 517000 517500 518000 518500 519000

4719500 4719000 4718500 4718000 4717500

Zona de Regeneración/Amortiguación

0 125 250 500 Metros

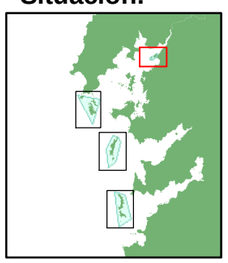
Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

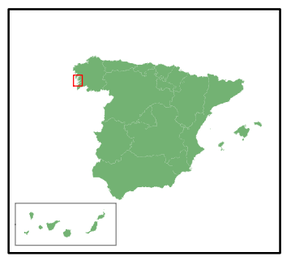
N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel

Situación:





Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Cortegada. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:10.000

Enero 2009

515500 516000 516500 517000 517500 518000 518500 519000

4719500 4719000 4718500 4718000 4717500

Zona de Marisqueo (a flote)

0 125 250 500 Metros

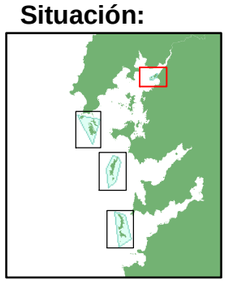
Datos facilitados por el Parque Nacional.
Datum Europeo 1950, UTM 29N.

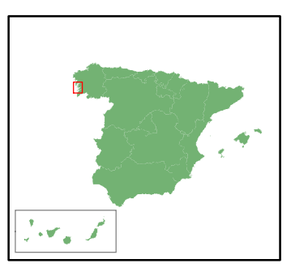
N

Leyenda General

- Límites Parque Nacional
- Línea de Costa.
- Batimetría
- Curvas de Nivel

Situación:





Plan Rector de Uso y Gestión de Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Zonificación del Archipiélago de Cortegada. Usos medio marino.

XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE
Dirección Xeral de Conservación da Natureza

PARQUE NACIONAL MARÍTIMO TERRESTRE DAS ILLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA

ESCALA 1:10.000

Enero 2009