

Recopilación y análisis de
la información científica
disponible sobre
Patella ferruginea

Ángel A. Luque, Javier Guallart,
José Templado y Marta Pola



SOCIEDAD ESPAÑOLA DE MALACOLOGÍA



Recopilación y análisis de la información científica disponible sobre *Patella ferruginea*

Ángel A. Luque¹, Javier Guallart²,
José Templado³ y Marta Pola¹

¹ Laboratorio de Biología Marina; Departamento de Biología (Zoología); Universidad Autónoma de Madrid; C/ Darwin, 2; 28049 Madrid, Spain. angel.luque@uam.es, marta.pola@uam.es

² Laboratorio de Biología Marina; Departamento de Zoología; Universitat de València; 46100 Burjassot (Valencia), Spain. javier.guallart@uv.es

³ Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC); C/ José Gutiérrez Abascal, 2; 28006 Madrid, Spain. templado@mncn.csic.es

Madrid, 2018



SOCIEDAD ESPAÑOLA DE MALACOLOGÍA

Recopilación y análisis de la información científica disponible sobre *Patella ferruginea*

ISBN: 978-84-09-04899-1

Depósito Legal: M-29962-2018

Edita: Sociedad Española de Malacología. Sede social: Museo Nacional de Ciencias Naturales, C/ José Gutiérrez Abascal, 2; 28006 Madrid.

Diseño y maquetación: Serge Gofas.

Impresión y encuadernación: IMAGRAF Impresores, S. A., C/ Nabucco, 14 D. Pol. Alameda. 29006 Málaga.

Esta monografía es el resultado de un contrato de servicios del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (actualmente, Ministerio para la Transición Ecológica) con la Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid para la elaboración de un documento técnico que propusiese una actualización y revisión del contenido de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España. Este contrato se realizó en 2017 a cargo del proyecto LIFE IP INTEMARES “Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español”. Para la elaboración de dicho documento técnico se debía recopilar y analizar la información científica disponible de la especie. A partir de dicha recopilación y análisis se ha elaborado la presente monografía, cuyo contenido no debe interpretarse como la postura oficial del Ministerio.

Referencia del contrato de servicios: “Adaptación de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España al nuevo conocimiento científico-técnico de la especie” en el marco del Proyecto LIFE IP-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012)”. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, 28-5278. Universidad Autónoma de Madrid-Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid.

Esta monografía debe citarse como:

Luque Á. A., Guallart J., Templado J. y Pola M. 2018. Recopilación y análisis de la información científica disponible sobre *Patella ferruginea*. Sociedad Española de Malacología, Madrid, x + 250 pp.

Queda rigurosamente prohibida, sin la autorización escrita de los titulares del copyright, bajo las sanciones establecidas por las leyes, la reproducción parcial o total de esta obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático



Fotografía de portada: Un ejemplar adulto de *Patella ferruginea* de las islas Chafarinas en vista ventral, fotografiado en un tanque de cultivo del IATS-CSIC (Castellón).

Fotografías de contraportada: *Patella ferruginea* en su hábitat y en distintas etapas de su desarrollo. De izquierda a derecha y de arriba a abajo: un adulto y numerosos ejemplares sobre sustrato natural en las islas Chafarinas y sobre un bloque de la escollera del puerto de Melilla; larva pedivelígera, postlarva recién asentada (0,29 mm) y juvenil de 2,4 mm (IATS-CSIC), y juvenil de 3,8 mm junto a *Dendropoma lebeche* (islas Chafarinas); juvenil de 20 mm, adulto con un juvenil sobre su concha, adulto de 64,5 mm marcado, y un adulto recién separado del sustrato (islas Chafarinas). (Fotografías: Javier Guallart).

A menos que la humanidad aprenda mucho más acerca de la biodiversidad y actúe con rapidez para protegerla, en poco tiempo perderemos la mayoría de las especies que conforman la vida en la Tierra...

Necesitamos una victoria, no sólo noticias que afirmen que se está progresando...

Resulta más propio del ser humano elegir grandes metas que, aunque difíciles, cambian las reglas del juego y conllevan un beneficio universal. Luchar contra las dificultades en nombre de la vida representa el aspecto más noble de la humanidad.

Edward O. Wilson, *Medio Planeta, La lucha por las tierras salvajes en la era de la sexta extinción*, 2017.

ÍNDICE

1. RESUMEN EJECUTIVO/ EXECUTIVE SUMMARY	1
2. INTRODUCCIÓN	7
3. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA	9
3.1. Producción científica total	9
3.2. Artículos publicados en revistas científicas	10
3.3. Libros, monografías o capítulos de libros	11
3.4. Principales aportaciones científicas	12
3.5. Informes científico-técnicos	13
3.6. Proyectos científicos o técnicos	15
3.7. Equipos de investigación	21
3.8. La lapa ferrugínea en los medios de comunicación	22
3.8.1. La lapa ferrugínea en Internet	22
3.8.2. La lapa ferrugínea en la prensa	25
3.9. Conclusiones	26
4. METODOLOGÍA DE ESTUDIO	29
4.1. Censos y estudio de poblaciones	29
4.1.1. Aspectos generales	29
4.1.2. Censos lineales frente a censos en superficie	30
4.1.3. Densidades totales frente a densidades de adultos	30
4.1.4. Estima de la población	31
4.2. Marcado de ejemplares	32
4.3. Genética	35
4.4. Sexado de ejemplares	36
5. MORFOLOGÍA	39
5.1. Morfometría	39
5.1.1. Parámetros morfométricos principales de la concha	39
5.1.2. Relaciones biométricas de la concha	41
5.1.3. Relación talla–peso	42
5.2. Talla máxima	42
5.2.1. Datos generales	42
5.2.2. Aspectos que influyen en la talla máxima por localidad	43
5.2.2.1. Talla máxima influenciada por la recolección	43
5.2.2.2. Talla máxima en función de la densidad	43

5.3. Morfotipos <i>rouxii</i> y <i>lamarckii</i>	44
5.4. Juveniles	46
6. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA	49
6.1. Distribución histórica	49
6.2. Distribución actual	50
6.2.1. España	50
6.2.2. Marruecos	54
6.2.3. Argelia	55
6.2.4. Túnez	56
6.2.5. Francia	58
6.2.6. Italia	60
6.3. Síntesis de la distribución geográfica actual	62
6.4. Evolución reciente de algunas de las poblaciones objeto de seguimiento	65
6.4.1. Evolución de series históricas	66
6.4.2. Censos sucesivos	69
6.4.3. Evolución comparativa entre varias fechas por diferentes equipos	69
6.4.4. Algunas recomendaciones acerca de los trabajos de seguimiento	71
6.5. Valoración en conjunto del estado actual de la especie	72
6.6. Evaluación de la población total de <i>Patella ferruginea</i> en España	73
7. AUTOECOLOGÍA	75
7.1. Hábitat	75
7.1.1. Zonación, tipología del hábitat y comunidad asociada	75
7.1.2. Asignación de <i>Patella ferruginea</i> a las tipologías de hábitats de las clasificaciones oficiales de hábitats marinos europeos	78
7.1.3. Grado de exposición al hidrodinamismo	79
7.1.4. Inclinación del sustrato y anchura de la franja mediolitoral	80
7.1.5. Tipo de sustrato	81
7.1.5.1. Naturaleza del sustrato (litología)	81
7.1.5.2. Textura	82
7.1.5.3. Relación con otras especies características de la franja mediolitoral (<i>Chthamalus</i> spp. y <i>Dendropoma lebeche</i>)	84
7.1.5.4. Sustratos naturales y sustratos artificiales	84

7.1.6. Cobertura orgánica del sustrato	87
7.1.7. Consideraciones finales	88
7.2. Comportamiento	88
7.2.1. Fidelidad a la huella (“homing behaviour”)	88
7.2.2. Desplazamientos, en particular desplazamientos tróficos	90
7.2.3. Cambio de huella	92
7.3. Ecología trófica	93
7.4. Competencia y diferencias generales con otras especies de lapas mediterráneas	95
7.5. Depredadores naturales	98
8. REPRODUCCIÓN	101
8.1. Estrategia reproductora	101
8.2. Talla de madurez sexual	103
8.3. Talla de primer cambio de sexo	103
8.4. Fenología reproductora	105
8.4.1. Época de reproducción	105
8.4.2. Factores desencadenantes de la freza	107
8.5. Fecundación, desarrollo embrionario y larvario	107
8.6. Asentamiento de las postlarvas	109
8.7. Hipótesis acerca de la capacidad de dispersión de la especie	110
9. GENÉTICA Y CONECTIVIDAD	113
10. DINÁMICA DE POBLACIONES	119
10.1. Edad y crecimiento	119
10.1.1. Tasa de crecimiento	119
10.1.2. Longevidad	122
10.1.3. Estacionalidad en la tasa de crecimiento	124
10.2. Reclutamiento	124
10.2.1. Consideraciones previas	124
10.2.2. Época de detección del reclutamiento	126
10.2.3. Datos del reclutamiento en diferentes localidades	128
10.2.3.1. Ceuta	129
10.2.3.2. Peñón de Vélez de la Gomera	130
10.2.3.3. Islas Chafarinas	130
10.2.3.4. Islas Habibas y Plana (Argelia)	132

10.2.3.5. Isla de Zembra (Túnez)	132
10.2.4. Factores determinantes del reclutamiento	132
10.2.5. Foresis	136
10.2.6. Conclusiones y recomendaciones sobre los estudios de reclutamiento	137
10.3. Mortalidad natural y no natural	138
10.4. Modelos de dinámica de la población	140
10.5. Parámetros para definir la viabilidad de poblaciones	142
11. AMENAZAS	145
11.1. Recolección	145
11.2. Fragmentación y destrucción del hábitat: infraestructuras	
costeras	148
11.3. Contaminación	150
11.3.1. Eutrofización	150
11.3.2. Contaminación por hidrocarburos	152
11.3.3. Metales pesados	152
12. MANEJO DE LA ESPECIE	155
12.1. Traslados de ejemplares	155
12.1.1. Consideraciones generales	155
12.1.2. Ejemplos de traslados realizados hasta la fecha	155
12.1.2.1. Norte de Cerdeña (Italia) (1986)	156
12.1.2.2. Córcega–Port Cros (Francia) (1987-89)	156
12.1.2.3. Ceuta (2002-2005)	156
12.1.2.4. La Mamola (2008)	157
12.1.2.5. Gibraltar (2010)	157
12.1.2.6. Muelle Chico, islas Chafarinas (2013)	158
12.1.2.7. Puerto de Motril (2014)	159
12.1.2.8. Proyecto Cero. IATS-Islas Hormigas (2014)	160
12.1.2.9. Islas Chafarinas. Muelle del Titán (2015)	161
12.1.2.10. Zembra y otras islas tunecinas	162
12.1.3. Valoraciones de los traslados realizados hasta la fecha	164
12.2. Obtención de juveniles mediante técnicas de acuicultura	168
12.2.1. Fecundación controlada	168
12.2.2. Colectores en el medio natural	170

13. MEDIDAS DE GESTIÓN Y CONSERVACIÓN	173
13.1. Marco legal general	173
13.2. Conservación <i>in situ</i>	178
13.2.1. Marco legal específico	178
13.2.2. Estado de conservación	180
13.2.3. La lapa ferrugínea en las áreas marinas protegidas y fuera de ellas	184
13.2.4. La lapa ferrugínea sobre sustratos artificiales	186
13.2.5. Planes de recuperación	189
13.2.6. Áreas críticas y áreas sensibles	190
13.2.7. Grado de cumplimiento de la normativa vigente por parte de las diferentes administraciones	191
13.3. Conservación <i>ex situ</i>	193
13.3.1. Marco legal específico	193
13.3.2. Avances en la conservación <i>ex situ</i> desde la aprobación de la Estrategia	195
13.4. Impactos y amenazas registrados desde la aprobación de la Estrategia	196
13.4.1. Marisqueo ilegal	196
13.4.2. Fragmentación, degradación y destrucción de hábitats	198
13.4.3. Contaminación	201
13.5. Cooperación institucional	203
13.5.1. Grupo de Trabajo	203
13.5.2. Coordinación entre las Administraciones Públicas	206
13.5.3. Recursos humanos	206
13.5.4. Recursos financieros	207
13.6. Conclusiones	209
14. AGRADECIMIENTOS	211
15. BIBLIOGRAFÍA	213

1. RESUMEN EJECUTIVO/ EXECUTIVE SUMMARY

En esta publicación se recopila y analiza la información científica disponible sobre la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*), un molusco gasterópodo marino endémico del Mediterráneo occidental que vive sobre sustratos rocosos del piso mediolitoral o intermareal y que se encuentra en peligro de extinción. Su objetivo es que sirva de base para adaptar la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España al mejor conocimiento científico disponible.

Se han recopilado y analizado un total de 310 referencias, que comprenden artículos publicados en revistas de investigación o de divulgación científica, libros y monografías y capítulos de libros, resúmenes de comunicaciones a congresos, tesis doctorales, tesis de grado y equivalentes, informes científico-técnicos no publicados y proyectos de investigación científica desarrollados o en curso. Se ha utilizado Internet de forma intensiva para localizar y recopilar la bibliografía y otra información. Una de las principales dificultades encontradas ha sido la gran dispersión de la información, generada en los países en los que la lapa ferrugínea se halla todavía presente (España, Francia, Italia, Argelia, Túnez y Marruecos).

Los resultados del análisis de la información se han agrupado en 11 capítulos: producción científica, metodología de estudio, morfología, distribución geográfica, autoecología, reproducción, genética, dinámica de poblaciones, amenazas, manejo de la especie y medidas de gestión y conservación.

La mayor parte de la producción científica de interés para la conservación de la lapa ferrugínea se ha generado en España durante los últimos quince años. El mayor número de aportaciones científicas corresponde a temas de conservación generales o específicos, distribución geográfica y estudio de poblaciones. Sin embargo, el nivel de conocimiento de otros aspectos también fundamentales para la gestión y la conservación de la especie, como la autoecología, la reproducción, la genética de poblaciones, el desarrollo larvario y el reclutamiento, es todavía insuficiente.

La financiación dedicada a la investigación orientada a la gestión y conservación en los últimos 15 años es insuficiente y muy inferior a la destinada a otras especies más carismáticas en peligro de extinción. Las autoridades portuarias y empresas de infraestructuras han aportado conjuntamente en estos años un porcentaje de la financiación total superior (44,5%) al aportado por los organismos responsables de la conservación de la especie (43,4%). Este desequilibrio debe corregirse para potenciar una investigación realizada con independencia de intereses de sectores no relacionados directamente con la conservación y planificada a medio y largo plazo.

La coordinación nacional e internacional de la investigación sobre la lapa ferrugínea es todavía incipiente y muy mejorable. La presencia en Internet de la lapa ferrugínea es reducida en comparación con otra especie simbólica amenazada de extinción, como el lince ibérico, e incluso en relación con otras especies de lapas no amenazadas. La publicación de noticias en la prensa digital es también limitada y, con frecuencia, carece de rigor científico. Es pues, imprescindible fomentar y mejorar la difusión de la especie



en la sociedad, como paso previo y necesario para mejorar las políticas de conservación y la financiación.

Los resultados obtenidos del análisis de la información disponible permiten concluir:

1) La población total de *Patella ferruginea* en España parece estable en relación a la situación en 2008, pero se halla en estado desfavorable, con una distribución muy fragmentada constituida por un número de poblaciones reproductivamente viables muy reducido, por lo que se mantiene en peligro de extinción.

2) Se recomienda realizar una evaluación general del estado de conservación de las poblaciones con una periodicidad máxima de dos años, y realizar un seguimiento de las principales poblaciones con periodicidad anual, a cargo de biólogos cualificados y siguiendo un protocolo homogéneo.

3) Se recomienda proponer la evaluación de la especie para su inclusión en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

4) Se recomienda estudiar la posibilidad de declarar áreas marinas protegidas adicionales para la protección de la especie, al menos en las zonas donde esté presente una población reproductora, asegurar la conectividad entre esas zonas y protegerlas de forma eficaz.

5) Se recomienda establecer convenios de colaboración entre las autoridades medioambientales y las autoridades portuarias para la protección de las poblaciones de lapa ferrugínea asentadas sobre sustratos artificiales (puertos, escolleras, etc.).

6) Se recomienda aprobar cuanto antes los planes de recuperación de la especie, que deben incluir la designación de las áreas críticas. Se recomienda igualmente realizar el procedimiento necesario para incorporar las áreas críticas que se designen en esos planes a la Red de Áreas Marinas Protegidas de España. Se propone considerar áreas críticas al menos las islas Chafarinas, Melilla, Ceuta, la isla de Alborán, la bahía de Algeciras y el peñón de Vélez de la Gomera.

7) Excepto en Andalucía, el grado de cumplimiento de las administraciones competentes en relación a la evaluación periódica del estado de conservación de las poblaciones de *Patella ferruginea* a lo largo de los nueve años de vigencia de la Estrategia ha sido en general insuficiente para una adecuada gestión de la especie, lo que puede deberse a la escasez general de recursos humanos y financieros.

8) La mejor evidencia científica disponible prueba que los traslados de ejemplares de *Patella ferruginea* no deben considerarse una medida de conservación de la especie.

9) Se recomienda priorizar e impulsar la investigación en lo relativo a la reproducción, al desarrollo larvario, al reclutamiento y a la genética de poblaciones de la especie, dada la insuficiente información disponible en estos temas y su importancia para una adecuada gestión.

10) Las medidas de conservación *in situ* deben complementarse con medidas de conservación *ex situ* mediante la cría en cautividad, con el fin de valorar la posible reintroducción de la especie en las poblaciones que se hallan por debajo de un límite viable o para incrementar su área de distribución. Las líneas de investigación sobre



conservación *ex situ* deben desarrollarse en el futuro de acuerdo con la legislación vigente, siguiendo las directrices de la UICN y en estrecha coordinación internacional.

11) Se recomienda igualmente conservar material genético y biológico de la lapa ferrugínea en los bancos de material genético y biológico previstos en la Ley 42/2007.

12) La vigilancia ambiental debe mejorarse tanto en las áreas marinas protegidas como fuera de ellas para evitar el marisqueo ilegal, que es una de las principales causas de pérdida de ejemplares adultos en las poblaciones.

13) Debe mejorarse en gran medida la coordinación entre administraciones para eliminar o minimizar los impactos que suponen las obras costeras en las poblaciones de *Patella ferruginea*.

14) Debe mejorarse la vigilancia y la prevención de la contaminación, especialmente de sustancias flotantes, como los hidrocarburos, y, en las zonas en las que se halle la lapa ferrugínea, considerar la especie en los planes de emergencia.

15) Debe mejorarse la cooperación institucional, impulsando el funcionamiento del Grupo de Trabajo para la aplicación de la Estrategia mediante el trabajo conjunto con los asesores designados por el actual Ministerio para la Transición Ecológica, optimizando la coordinación entre las administraciones públicas, e incrementando los recursos humanos y financieros.

16) Por último, para reforzar la protección de la especie deben incrementarse la conciencia social, mediante una adecuada política de divulgación y educación ambiental, y la voluntad política, tanto a nivel español como internacional.

Sobre la base de los resultados y de las conclusiones obtenidos, se ha redactado una propuesta de actualización de la vigente Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España.

Executive Summary

This document compiles and analyses the available scientific information on the ferruginous limpet (*Patella ferruginea*), a marine gastropod mollusc endemic to the western Mediterranean that lives on mediolittoral rocky substrata and is in danger of extinction. Its objective is to serve as a basis for adapting the conservation Strategy of the ferruginous limpet (*Patella ferruginea*) in Spain to the best available scientific knowledge.

A total of 310 references have been compiled and analysed, including articles published in research or scientific dissemination journals, books and monographs and book chapters, summaries of communications to congresses, doctoral theses, degree theses and equivalents, technical and scientific unpublished reports, and scientific research projects developed or in progress. The Internet has been used intensively to locate and collect bibliography and other information. One of the main difficulties encountered has been the great dispersion of information, generated in the countries where the ferruginous limpet is still present (Spain, France, Italy, Algeria, Tunisia and Morocco).

The results of the analysis of the information have been grouped into 11 chapters: scientific production, study methodology, morphology, geographical distribution, autoecology, reproduction, genetics, population dynamics, threats, management of the



species and management and conservation measures.

Most of the scientific production of interest for the conservation of the ferruginous limpet has been generated in Spain during the last fifteen years. The largest number of scientific contributions corresponds to general or specific conservation issues, geographical distribution and study of populations. However, the level of knowledge of other aspects that are also fundamental for the management and conservation of the species, such as autoecology, reproduction, population genetics, larval development and recruitment, is still insufficient.

The funding dedicated to research oriented to management and conservation in the last 15 years is insufficient and much lower than that destined to other more charismatic species in danger of extinction. The port authorities and infrastructure companies have jointly contributed in these years a percentage of the total funding higher (44,5%) than that contributed by the organisms responsible for the conservation of the species (43,4%). This imbalance must be corrected to promote an investigation carried out independently of the interests of sectors not directly related to conservation and planned in the medium and long term.

The national and international coordination of the research on the ferruginous limpet is still incipient and very improvable. The presence on the Internet of the ferruginous limpet is reduced in comparison with another symbolic species threatened with extinction, such as the Iberian lynx, and even in relation to other non-threatened species of limpets. The publication of news in the digital press is also limited and often lacks scientific rigour. It is therefore essential to promote and improve the dissemination of the species in society, as a necessary and previous step to improve conservation policies and financing.

The results obtained from the analysis of the available information allow us to conclude:

1) The total population of *Patella ferruginea* in Spain seems stable in relation to the situation in 2008, but it is in an unfavourable state, with a very fragmented distribution consisting of a very small number of reproductively viable populations, which is why it remains in danger of extinction.

2) It is recommended to carry out a general assessment of the conservation status of the populations with a maximum periodicity of two years, and to monitor the main populations on an annual basis, by qualified biologists and following a homogeneous protocol.

3) It is recommended to propose the evaluation of the species for inclusion in the Red List of the International Union for Conservation of Nature (IUCN).

4) It is recommended to study the possibility of declaring additional marine protected areas for the protection of the species, at least in areas where a breeding population is present, to ensure connectivity between these areas and to protect them effectively.

5) It is recommended to establish collaboration agreements between environmental authorities and port authorities for the protection of ferruginous limpet populations on artificial substrates (ports, breakwaters, etc.).

6) It is recommended to approve the recovery plans of the species as soon as possible, which should include the designation of the critical areas. It is also recommended to



incorporate the critical areas designated in those plans to the Network of Marine Protected Areas of Spain. It is proposed to consider critical areas at least the Chafarinas islands, Melilla, Ceuta, the island of Alborán, the bay of Algeciras and the rock of Vélez de la Gomera.

7) Except in Andalusia, the degree of compliance of the competent administrations in relation to the periodic evaluation of the state of conservation of the populations of *Patella ferruginea* throughout the nine years of validity of the Strategy has been generally insufficient for an adequate management of the species, which may be due to the general scarcity of human and financial resources.

8) The best available scientific evidence proves that translocation of *Patella ferruginea* specimens should not be considered as a conservation measure for the species.

9) It is recommended to prioritize and promote research in relation to reproduction, larval development, recruitment and population genetics of the species, given the insufficient information available on these issues and their importance for proper management.

10) *In situ* conservation measures should be complemented by *ex situ* conservation measures through captive breeding, in order to assess the possible reintroduction of the species into populations that are below a viable limit or to increase their area of distribution. The lines of research on *ex situ* conservation should be developed in the future in accordance with current legislation, following the guidelines of IUCN and in close international coordination.

11) It is also recommended to conserve genetic and biological material of the ferruginous limpet in the banks of genetic and biological material foreseen in Law 42/2007.

12) Environmental monitoring should be improved both in marine protected areas and outside of them to avoid illegal shell-fishing, which is one of the main causes of loss of adult specimens in the populations.

13) Coordination among administrations should be greatly improved to eliminate or minimize the impacts of coastal works on *Patella ferruginea* populations.

14) Monitoring and prevention of pollution, especially of floating substances such as hydrocarbons, should be improved and, in areas where the ferruginous limpet is found, the species must be considered in the emergency plans.

15) Institutional cooperation should be improved, promoting the functioning of the Working Group for the implementation of the Strategy through joint work with the advisors appointed by Ministry for the Ecological Transition, optimizing coordination among public administrations, and increasing human and financial resources.

16) Finally, in order to reinforce the protection of the species, social awareness must be increased through an adequate policy of outreach and environmental education, the same as political will, both at a Spanish and international level.

Based on the results and conclusions obtained, a proposal has been drafted to update the current Strategy for the conservation of the ferruginous limpet (*Patella ferruginea*) in Spain.

2. INTRODUCCIÓN



La lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) es un molusco gasterópodo marino que vive sobre sustratos rocosos estables del piso mediolitoral o intermareal. Es una especie endémica del Mediterráneo occidental que se encuentra en peligro de extinción, debido principalmente a la recolección por parte del hombre y a la fragmentación, degradación y destrucción de su hábitat. Por ello, se considera una especie emblemática de la conservación de la biodiversidad marina del Mediterráneo. En España, su distribución conocida se restringe al litoral de Murcia, Andalucía, Ceuta, Melilla, las islas Chafarinas y del peñón de Vélez de la Gomera.

Patella ferruginea está incluida en el Anexo II “Especies de fauna estrictamente protegidas” del Convenio de Berna, en el Anexo II del Convenio de Barcelona como “especie en peligro o amenazada”, y en el Anexo IV de la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE) como “especie animal de interés comunitario que requiere una protección Estricta”. Además, desde 1999 está incluida en la máxima categoría de protección (“en peligro de extinción”; BOE, 1999) del Catálogo Español de Especies Amenazadas (inicialmente Catálogo Nacional de Especies Amenazadas), actualizado por el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011a).

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007a), establece en su artículo 6 que corresponde a la Administración General del Estado, a través del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA; actualmente, Ministerio para la Transición Ecológica), el ejercicio de las funciones a las que se refiere esta ley, con respecto a todas las especies, espacios, hábitats o áreas críticas situados en el medio marino, sin perjuicio de las competencias de las comunidades autónomas del litoral.

En desarrollo del artículo 60 de la mencionada Ley 42/2007, el artículo 11 del Real Decreto 139/2011 (BOE, 2011a) dispone que las estrategias para la conservación o recuperación de especies se constituyen como criterios orientadores o directrices de los planes de recuperación y conservación que deben elaborar y desarrollar las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía, o la Administración General del Estado en el ámbito de sus competencias en el medio marino, de acuerdo con el artículo 6 de la Ley 42/2007. En la elaboración de las estrategias se dará prioridad a las especies en mayor riesgo de extinción.

Por último, el Real Decreto 864/2018, de 13 de julio, por el que se desarrolla la estructura orgánica básica del Ministerio para la Transición Ecológica (BOE, 2018c), establece que la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar tiene encomendadas, entre otras, las funciones de formulación, adopción y seguimiento de estrategias, planes, programas y medidas para la conservación de la diversidad biológica y de los recursos del medio marino, particularmente en lo que se refiere a las especies y



hábitats marinos amenazados, en coordinación, en su caso, con otros órganos del departamento con competencias en la materia.

La lapa ferrugínea cuenta con una Estrategia de conservación aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 30 de mayo de 2008 (MMAMRM, 2008). Dicha Estrategia establece que en un plazo de cinco años debe revisarse en profundidad, plazo que ha transcurrido sin que se haya revisado. Desde la aprobación de la Estrategia en 2008 se han realizado numerosos trabajos de investigación sobre la especie que han proporcionado nueva información, por lo que es necesario hacer una revisión y análisis de la mejor información científica disponible sobre la lapa ferrugínea para su incorporación a la Estrategia. Asimismo, el artículo 11.4 del Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, establece el contenido mínimo que deberán tener las estrategias de conservación de especies, por lo que también es necesario actualizar la estructura de la Estrategia conforme a lo dispuesto en dicho artículo. La actualización de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea es una de las acciones comprendidas en el Proyecto LIFE IP-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012), "Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español", aprobado y cofinanciado por la Comisión Europea y en el que participa el Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

De acuerdo con los antecedentes anteriores, la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar adjudicó el 17 de mayo de 2017 un contrato de servicios a la Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid, para la recopilación y el análisis de la mejor información científica disponible relativa a la lapa ferrugínea y la elaboración de un documento técnico que proponga una actualización y revisión del contenido de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España. Este documento será la base que permitirá al MITECO adaptar la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España al mejor conocimiento científico disponible y al contenido mínimo establecido para las estrategias de conservación en el artículo 11.4 del Real Decreto 139/2011.

En la presente publicación se recopila y analiza la información científica disponible actualmente sobre *Patella ferruginea*; con esa información, se ha elaborado un documento que incluye la propuesta de actualización de la Estrategia basada en el mejor conocimiento científico disponible y adaptada al contenido del artículo 11.4 del Real Decreto 139/2011.

3. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA



La conservación de una especie amenazada gira alrededor de dos ejes principales: un conocimiento científico suficiente para una gestión adecuada, y una conciencia social que impulse las decisiones políticas necesarias para su estudio y conservación. Como señalan Troudet *et al.* (2017) “*estudiar y proteger todas y cada una de las especies vivientes en la Tierra es uno de los mayores desafíos del siglo XXI*”.

Con el fin de trazar un marco de referencia relativo al conocimiento científico de la lapa ferrugínea, en este capítulo se trata de resumir la producción científica relativa a esta especie, principalmente desde 1980, época del inicio de un gran desarrollo de la Malacología, especialmente en España. Además, se trata de estimar de forma preliminar el conocimiento de la lapa ferrugínea por parte de la sociedad, abordando la presencia de la especie en Internet y en las noticias publicadas en la prensa digital.

3.1. Producción científica total

Para elaborar la producción científica se han considerado los artículos publicados en revistas de investigación o de divulgación científica, los libros y monografías y capítulos de libros, los resúmenes de comunicaciones a congresos, las tesis doctorales, tesis de grado y equivalentes, los informes científico-técnicos no publicados y los proyectos de investigación científica desarrollados o en curso. Se ha utilizado Internet de forma intensiva para localizar y recopilar la bibliografía y otra información. Una de las principales dificultades encontradas ha sido la gran dispersión de la información, generada en los países en los que la lapa ferrugínea se halla todavía presente (España, Francia, Italia, Argelia, Túnez y Marruecos), a veces de forma muy local. Aunque se ha tratado de hacer una recopilación exhaustiva, una parte de la bibliografía puede considerarse como “gris” y, en algunos casos, ha resultado inaccesible. Ello se aplica, muy especialmente, a los informes técnicos no publicados, que raramente son accesibles en Internet o siquiera conocidos fuera del país en el que se realizaron. Los informes realizados en España han sido facilitados por los propios investigadores o las entidades públicas o privadas que los solicitaron o financiaron, con excepción de la Consejería de Medio Ambiente de Melilla, que no ha contestado a los requerimientos de información.

La lista completa de las referencias recopiladas se incluye en la bibliografía.

En la tabla 3.1 se resumen los datos generales obtenidos respecto a diferentes fuentes en las que aparece *Patella ferruginea*, desde 1917 hasta la actualidad, repartidos por países. A la hora de atribuir la fuente a un país, se ha tenido en cuenta, en primer lugar, la localización geográfica de los ejemplares o de la(s) zona(s) estudiada(s) y, sólo cuando se trata de trabajos generales de conservación en los que no se hace referencia a una localidad concreta, se atribuye la fuente de acuerdo a la nacionalidad de los autores.



Tabla 3.1. Producción científica general, clasificada por tipos de fuentes y países. El dato de la última columna es el total de referencias recopilado y, en las revistas y libros, capítulos de libro o monografías, no coincide con la suma de los datos por filas de todos los países, dado que algunas referencias tratan zonas de más de un país.

Tipo de fuente	País						Total
	España	Italia	Francia	Argelia	Marruecos	Túnez	
Revistas científicas o de divulgación	74	26	17	9	6	11	130
Libro, capítulo de libro o monografía	34	6	19	3	3	5	66
Comunicaciones a congresos	31	4	0	2	1	2	40
Tesis, tesis de grado y equivalentes	4	2	3	4	0	1	14
Informes científico-técnicos	51	0	2	0	0	0	53
Páginas web	5	1	1	0	0	0	7
Total	199	39	42	18	10	19	310

Se han recopilado un total de 310 referencias, de las que 130 son publicaciones en revistas científicas o de divulgación, 66 son libros, monografías o capítulos de libros o monografías, 40 son resúmenes de comunicaciones a congresos, 53 son informes no publicados, 14 tesis doctorales, tesis de grado o equivalentes, y 7 páginas web. En el análisis que se detalla a continuación sólo se incluyen las referencias publicadas en revistas y libros o monografías. No se detallan las comunicaciones a congresos, muchas de las cuales son publicadas en revistas tras su presentación, ni tampoco los informes o tesis doctorales y equivalentes, que se consideran como no publicadas pese a que, en muchos casos, son accesibles a través de Internet.

3.2. Artículos publicados en revistas científicas

En la figura 3.1 se representa la evolución temporal de los 127 trabajos publicados desde 1972 en revistas de investigación o de divulgación; otros tres trabajos fueron publicados antes de ese año y no han sido incluidos en el análisis. Cabe señalar el notable incremento registrado a partir de la década de 1990, que coincide con el inicio de la inquietud por la conservación de la especie. El 59,05% de los trabajos publicados hacen referencia a la especie en España, o tienen autores españoles.

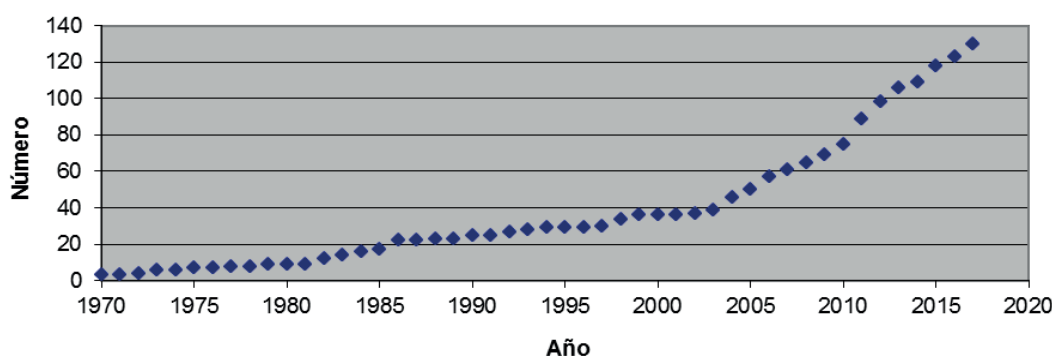


Figura 3.1. Evolución temporal (curva acumulativa) de las 127 publicaciones realizadas desde 1972 en revistas científicas de investigación o de divulgación; otros tres trabajos, publicados en 1935 y 1959 (dos), no han sido incluidos en el análisis y no aparecen en la gráfica.



El número medio de autores de las 127 publicaciones es de 3,89 (3,74 en los trabajos relativos a la especie en España), lo que indica que la mayor parte de ellas han sido realizadas por equipos de investigación.

En la figura 3.2 se representa la evolución temporal de los 79 trabajos relativos a la especie en España publicados desde 1982 en revistas de investigación o de divulgación; 69 de ellos tienen autores o coautores españoles. El comienzo prácticamente coincide con la creación de la Sociedad Española de Malacología (1980) y el inicio de la publicación de su revista *Iberus*. Cabe destacar el aumento registrado a partir de la protección de la especie (BOE, 1999) y, especialmente, a partir de la aprobación de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea en España (MMAMRM, 2008).

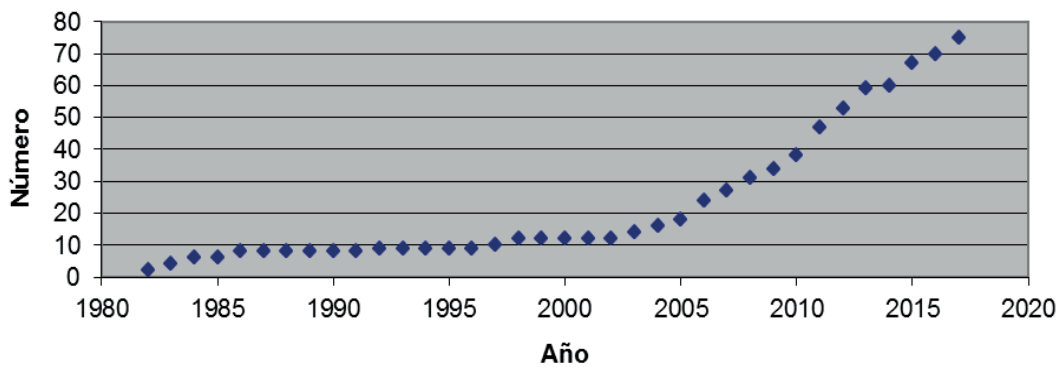


Figura 3.2. Evolución temporal (curva acumulativa) de las 79 publicaciones relativas a *Patella ferruginea* en España realizadas desde 1982 en revistas científicas de investigación o de divulgación.

3.3. Libros, monografías o capítulos de libros

En la figura 3.3 se representa la evolución temporal de los 66 libros, monografías o capítulos de libros y monografías publicados desde 1981; se han excluido del análisis dos referencias publicadas con anterioridad (1826 y 1917). Como en el caso de las publicaciones en revistas, cabe señalar el notable incremento registrado a partir de la década de 1990, que coincide con el inicio de la inquietud por la conservación de la lapa ferrugínea.

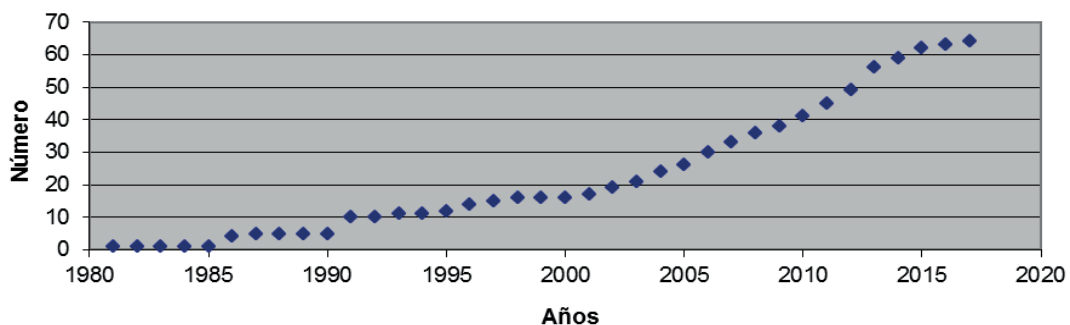


Figura 3.3. Evolución temporal (curva acumulativa) de las 66 publicaciones realizadas desde 1981 en forma de libros, monografías o capítulos de libros y monografías.

En la figura 3.4 se representa la evolución temporal de los 34 libros, monografías o capítulos de libros y monografías que hacen referencia a la especie en España



publicados desde 1986. Como en el caso de las revistas, cabe señalar el aumento registrado a partir de la protección de la especie (BOE, 1999) y a partir de la aprobación de la Estrategia (MMAMRM, 2008).

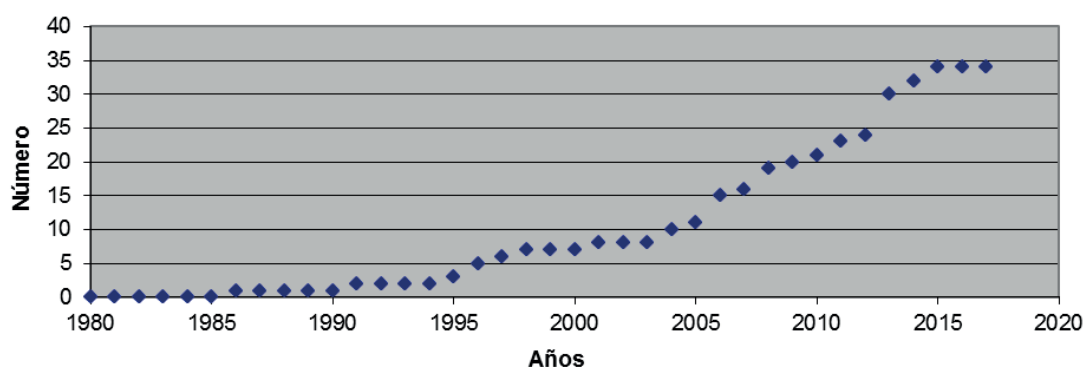


Figura 3.4. Evolución temporal (curva acumulativa) de las 34 publicaciones realizadas desde 1981 en España en forma de libros, monografías o capítulos de libros y monografías.

3.4. Principales aportaciones científicas

En este apartado se resumen las principales aportaciones científicas realizadas en el conjunto de publicaciones en revistas (127) o en libros o monografías (66).

Se han considerado un total de 11 categorías para esas aportaciones, que se corresponden aproximadamente con los principales apartados de la presente publicación:

- 1) Taxonomía: aspectos morfológicos y anatómicos, filogenia.
- 2) Distribución geográfica: citas de presencia de la especie en localidades.
- 3) Autoecología: hábitat, comportamiento, ecología trófica, competencia con otras especies, depredadores naturales.
- 4) Amenazas: recolección, fragmentación y destrucción del hábitat, infraestructuras costeras, contaminación.
- 5) Conservación.
- 6) Desarrollo larvario.
- 7) Genética.
- 8) Reproducción.
- 9) Poblaciones: censos, dinámica de poblaciones (distribución espacial y temporal, densidad, crecimiento, mortalidad, longevidad).
- 10) Reclutamiento: para un mayor detalle, se ha separado este apartado del anterior.
- 11) Traslados: reintroducción a partir de individuos adultos o juveniles, traslado de ejemplares.

La atribución a cada categoría se ha realizado atendiendo al título, resumen, palabras clave y principales conclusiones de cada trabajo. Numerosas publicaciones tratan más de una de estas categorías, en cuyo caso se detallan todas ellas, excepto la de conservación, que hace referencia a publicaciones generales o específicas relativas a la conservación de la lapa ferrugínea. Se entiende que la mayor parte de los trabajos considerados tienen como fin último la conservación de la lapa y, por tanto, no se repite este apartado en todos los trabajos.



En la figura 3.5 se representa el número de trabajos que tratan cada una de las categorías de aportaciones.

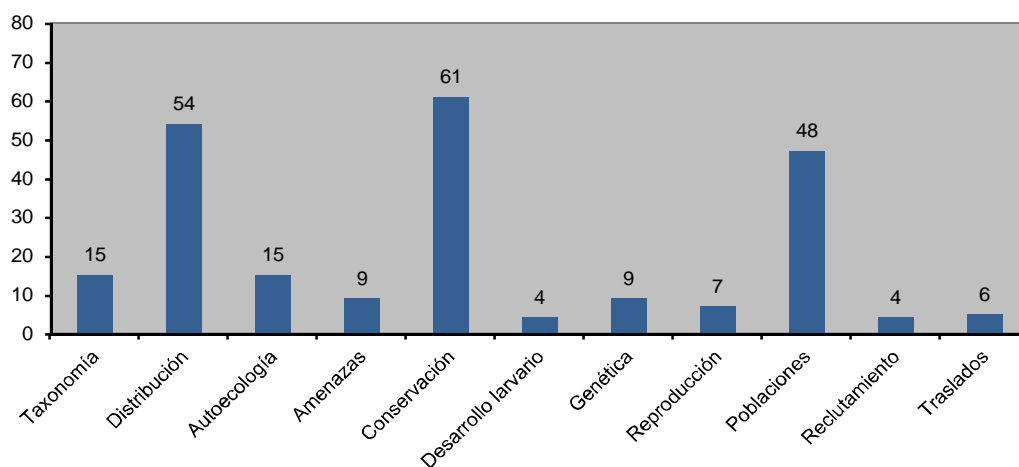


Figura 3.5. Número de publicaciones (revistas, libros, monografías y capítulos de libros y monografías) que tratan cada una de las categorías de aportaciones científicas descritas en el texto.

El mayor número de aportaciones científicas corresponde a temas de conservación generales o específicos, como propuestas, listas, catálogos y fichas de especies amenazadas, documentos como la propia Estrategia de conservación de la especie, efecto de las áreas marinas protegidas y otros temas relacionados. En segundo lugar se hallan las aportaciones sobre distribución geográfica, que en muchos casos se recoge en trabajos generales taxonómicos o faunísticos en los que la referencia a la lapa ferrugínea es puntual, con una información que generalmente se reduce a señalar su presencia en una determinada localidad o zona. En tercer lugar aparece la información sobre poblaciones, de importancia fundamental para la conservación de la especie, y que ha sido priorizada en los últimos años. Sin embargo, otros aspectos también fundamentales para la gestión y la conservación de la especie como la autoecología, la reproducción, la genética de poblaciones, el desarrollo larvario y el reclutamiento han sido poco estudiados, y el nivel de conocimiento de los mismos es aún insuficiente.

3.5. Informes científico-técnicos

De los 53 informes científico-técnicos recopilados, 51 corresponden a informes españoles y dos son franceses; la lista de todos ellos aparece en la bibliografía. En general, y como se decía en la introducción de este capítulo, es difícil conseguir informes no publicados, incluso si se encuentran en la propia administración española.

En la tabla 3.2 se detallan las instituciones que encargaron o financiaron los 50 informes realizados en España desde 1991. Los datos proceden de los investigadores que realizaron los informes o de las propias entidades solicitantes o financiadoras. De la información solicitada a las diferentes entidades, cabe señalar que las Consejerías de Medio Ambiente de Ceuta y Murcia no han elaborado hasta ahora informes relacionados con la lapa ferrugínea. La Consejería de Medio Ambiente de Melilla no ha contestado a la solicitud de información.



Tabla 3.2. Número de informes científico-técnicos por entidad solicitante o financiadora realizados en España desde 1991.

Entidad solicitante/financiadora	Nº de informes
Autoridad Portuaria de la Bahía de Algeciras, Ministerio de Fomento	4
Autoridad Portuaria de Melilla, Ministerio de Fomento	9
Autoridad Portuaria de Motril, Ministerio de Fomento	5
Comisión Europea	1
Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía	13
Consejo Superior de Investigaciones Científicas	1
Dirección General de Costas, Ministerio de Medio Ambiente	1
División para la protección del Mar, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente	3
Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Ministerio de Agricultura	3
Ministerio de Medio Ambiente	1
Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente	8
Guelaya-Ecologistas en Acción	2
Total	51

El mayor número de informes (28) corresponde a las diversas instituciones de la Administración General del Estado o autonómicas responsables de la conservación de la especie (Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, actualmente Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio). Otros 20 informes corresponden a otras instituciones, responsables de grandes infraestructuras costeras (Autoridades Portuarias, Dirección General de Costas), y fueron generalmente solicitados por motivos de proyectos de obras de ampliación o reparación de esas infraestructuras. Los tres restantes corresponden a la Comisión Europea (1) y a dos informes solicitados por una ONG. La elaboración de 33 de estos 48 informes recayó bajo contrato en diversos investigadores o equipos de investigación que realizan estudios de la lapa ferrugínea, con excepción de los elaborados a partir de 2004 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, que dispone desde ese año de su propio equipo de científicos y técnicos (Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz). En el apartado siguiente (3.6), se detallan los proyectos en los que se elaboraron los informes bajo contrato desde 2002.



3.6. Proyectos científicos o técnicos

La mayor parte de la investigación realizada hasta ahora en España desde 2002 para aumentar el conocimiento sobre la lapa ferrugínea se ha realizado con la financiación de 28 proyectos o contratos científicos o técnicos, que se detallan en la tabla 3.3. La mayoría de estos proyectos (19) son contratos de asistencias científicas o técnicas para entidades de la Administración General del Estado o autonómica. Como en el apartado anterior, es importante señalar que no aparecen datos relativos a proyectos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía posteriores a 2004, ya que desde ese año la Consejería dispone de su propio equipo de científicos y técnicos para desarrollar la investigación orientada a la gestión (Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz). De la información recopilada de las diferentes entidades, cabe señalar que las Consejerías de Medio Ambiente de Ceuta y Murcia no han financiado hasta ahora proyectos relacionados con la lapa ferrugínea. La Consejería de Medio Ambiente de Melilla no ha contestado a la solicitud de información.

Tabla 3.3. Proyectos científicos o técnicos desarrollados en España desde 2002, con indicación de su año de comienzo, duración, financiación recibida, entidad que desarrolla el proyecto y entidad financiadora. Abreviaturas: LBMUS, Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla; CSIC, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Fuentes: <https://investigacion.us.es/investigacion/resultados/memorias>, <https://investigacion.us.es/sisius/>, <https://contrataciondelestado.es/>, entidades investigadoras o financiadoras.

Nombre del proyecto	Año	Duración (años)	Financiación (euros)	Entidad investigadora	Entidad financiadora
Dirección ambiental de las obras comprendidas en las obras de ampliación del Puerto de Ceuta. Fase inicial (2002-2004)	2002	2	115.400,00	LBMUS	Autoridad Portuaria de Ceuta
Desubicación selectiva, traslado y aclimatación en hábitat naturales de <i>Patella ferruginea</i> en la ampliación del puerto de Ceuta. (2002-2006)	2002	4	160.000,00	LBMUS	Autoridad Portuaria de Ceuta
Asistencia técnica que regirá la dirección ambiental de las obras comprendidas en el proyecto (Ampliación del Puerto de Ceuta). Fase inicial.	2002	2	57.700,00	LBMUS	Autoridad Portuaria de Ceuta
Asistencia técnica para el traslado y reubicación en hábitats naturales similares de ejemplares de <i>Patella ferruginea</i> establecidos en las zonas afectadas por las obras de un helipuerto en Ceuta	2003	1	38.343,80	LBMUS	Dragados, Obras y Proyectos, S. A.
Estudios científico-conservacionistas relacionados con especies protegidas por la Directiva 92/43 de la Unión Europea y el catálogo nacional de especies amenazadas	2004	1	8.713,87	LBMUS	Junta de Andalucía
Asesoramiento y asistencia técnica. Elaboración de informe de censo de especies protegidas, desubicación y reubicación selectiva de <i>Patella ferruginea</i>	2005	0,5	11.658,00	LBMUS	Necso. Entrecanales Cubierta S. A.
Seguimiento de la especie <i>Patella ferruginea</i> , trasladada y reubicada en un hábitat adecuado	2005	1	11.484,44	LBMUS	Ministerio de Medio Ambiente
Inventario y seguimiento de <i>Patella ferruginea</i> en España, así como la elaboración de la Estrategia o Plan Nacional de Recuperación de la Especie	2005	1	60.000,00	Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)	Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente
Estado de <i>Patella ferruginea</i> en las islas Chafarinas y estudios previos para la translocación de ejemplares	2005	1	29.596,00	Javier Guallart Furió	Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente
Estudio de aspectos de la biología de <i>Patella ferruginea</i> en las islas Chafarinas y desarrollo de técnicas de apoyo a experiencias para la producción de juveniles	2007	1	29.696,00	Javier Guallart Furió	Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente
Censo de las especies <i>Patella ferruginea</i> y <i>Cymbula safiana</i>	2007	1	6.000,00	LBMUS	Transformación Agraria, S. A.



Tabla 3.3 (continuación)

Nombre del proyecto	Año	Duración (años)	Financiación (euros)	Entidad investigadora	Entidad financiadora
Análisis de la situación por el que, argumentadamente, se propondrán las recomendaciones oportunas sobre la desubicación de ejemplares, modo de efectuarla, medidas de vigilancia, y protección de los que no sean trasladados ante la turbidez que generarse como consecuencia de las obras	2008	0,5	6.000,00	LBMUS	Transformación Agraria, S. A.
Estudio de implicaciones ambientales en el medio marino de las obras portuarias de Andalucía	2008	2	81.200,00	LBMUS	Empresa Pública de Puertos de Andalucía
Seguimiento ambiental del proyecto de reordenación del paseo marítimo de La Mamola y remodelación de su sistema de defensas; T. N. de Polopos, Granada	2009	2	59.100,00	LBMUS	Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
Estudio de la evolución espacio-temporal de las comunidades intermareales y submareales en la isla de Tarifa, con inclusión de hábitats protegidos (cuevas semisumergidas) y la influencia de los cambios de régimen hidrodinámico sobre dichas comunidades	2009	2	124.792,12	LBMUS	Autoridad Portuaria Bahía de Algeciras
Seguimiento de poblaciones y ejemplares de <i>Patella ferruginea</i> y ensayo de técnicas para la inducción a puesta, desarrollo larvario y obtención de juveniles en las islas Chafarinas	2009	1	17.980,00	Javier Guallart Furió	Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
Establecimiento de las Bases Ecológicas para la gestión de las Especies de Interés Comunitario en España. Nº Actuación: 3023138 - Elaboración de las fichas de especies de invertebrados incluidas dentro de los Anexos II, IV y V de la Directiva 92/43/CEE. Especie: <i>Patella ferruginea</i>	2009	1	2.800,57	Javier Guallart Furió	TRAGSEGA
Action plan for viability proposal of the endangered limpet <i>Patella ferruginea</i>	2010	3	145.000,00	Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)	Fundación General CSIC (Proyectos Cero-Especies amenazadas)
Caracterización de las especies protegidas intermareales y submareales asociadas al dique exterior de abrigo del Puerto de Motril, informe de vulnerabilidad y propuestas de medidas de mitigación de impacto de la obra de ampliación	2011	0,5	29.854,00	LBMUS	Autoridad Portuaria de Motril
Estudio para la conservación de las poblaciones de <i>Patella ferruginea</i> en Melilla	2012	1	15.000,00	Universidad de Granada	Autoridad Portuaria de Melilla
Seguimiento del Plan de Seguimiento y Vigilancia de la obra "Rehabilitación del Embarcadero de Chafarinas", Melilla.	2013	1	11.440,00	Universidad de Granada	Autoridad Portuaria de Melilla
Redacción de una propuesta de Plan de Trabajo para el traslado experimental de ejemplares de lapa ferruginea (<i>Patella ferruginea</i>) en la escollera del Puerto de Melilla en el marco del Proyecto Nereidas (Decisión 2012-ES-92177)	2014	1	1.000,00	Javier Guallart Furió	Autoridad Portuaria de Melilla
Evaluación de impacto ambiental del proyecto de ampliación del puerto de Melilla. Documento inicial	2014	1	67.568,00	Tau Consultora, S. L.	Autoridad Portuaria de Melilla
Condicionantes de la biología de la lapa ferruginosa (<i>Patella ferruginea</i>) en vistas a potenciales traslados de ejemplares	2014	1	5.999,91	Javier Guallart Furió	Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Supervisión del traslado de ejemplares de <i>Patella ferruginea</i> ubicados en el morro del Muelle Titán del embarcadero del Puerto de Chafarinas	2015	1	7.598,80	Javier Guallart Furió	Autoridad Portuaria de Melilla
Recovery of Endangered Mollusc <i>Patella ferruginea</i> Population by Artificial Inert Mobile Substrates in Mediterranean Sea (LIFE15 NAT/ES/000897-REMOPAF)	2016	5	1.608.983,00	LBMUS	Comisión Europea, Acciona Ingeniería, Autoridad Portuaria de Melilla
Asesoramiento, desarrollo y redacción de las medidas mediante las cuales quedará garantizado el principio de no pérdida neta de biodiversidad conforme al artículo 61 de la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. La excepción a la afección de la especie <i>Patella ferruginea</i> en las obras de ampliación del Puerto de Melilla por razones imperiosas de interés público de primer orden	2016	1	16.177,78	LBMUS-Fundación Investigación Universidad de Sevilla	Autoridad Portuaria de Melilla
Adaptación de la estrategia de conservación de la lapa ferruginea (<i>Patella ferruginea</i>) en España al nuevo conocimiento científico-técnico de la especie en el marco del proyecto LIFE IP-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012), "Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español"	2017	0,5	10.735,72	Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid	Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente



La duración media de los proyectos es de 1,38 años y el número medio de investigadores que han participado en ellos de 2,86, lo que indica la participación de un equipo de investigación. Todas las entidades financiadoras son españolas, con excepción de un único proyecto europeo, LIFE15 NAT/ES/000897-REMoPaF (2016-2021), que es el proyecto de investigación a más largo plazo (5 años), junto al Proyecto Cero-Especies Amenazadas (2010-2013, Fundación CSIC).

La financiación total recibida para proyectos o contratos desde 2002 es de 2.739.822,01 euros, lo que supone una media de 97.850,79 euros por proyecto. Sin embargo, sólo cinco proyectos sobrepasan esta cantidad, siendo el anteriormente mencionado proyecto LIFE-REMoPaF el que recibe una mayor financiación, con un 59% del total financiado en España en los últimos 15 años. Este proyecto LIFE está financiado en un 60% por la Comisión Europea; el 40% restante se reparte entre tres socios (Acciona Ingeniería, 53%; Autoridad Portuaria de Melilla, 20%; Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla, 27%). En las figuras 3.6 y 3.7 se resumen las entidades financiadoras y la financiación aportada.

En cuanto al número de proyectos o contratos financiados desde 2002, destacan en primer lugar la Autoridad Portuaria de Melilla y el Ministerio de Medio Ambiente, con siete proyectos financiados, lo que supone la mitad del total. El resto se distribuye entre 13 entidades, 8 públicas y 5 privadas.

En cuanto a la financiación de proyectos o contratos desde 2002, destaca en primer lugar la Comisión Europea, que financia el 60% del proyecto LIFE-REMoPaF, seguida de Acciona Ingeniería, con más de la mitad (53%) del 40% restante de ese proyecto, de las Autoridades Portuarias de Ceuta y Melilla y, en quinto lugar, del Ministerio de Medio Ambiente.

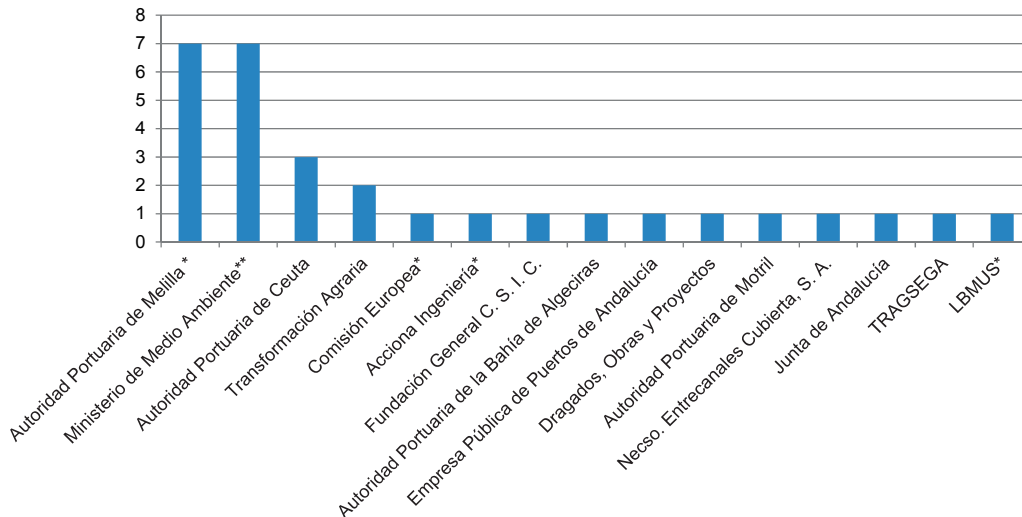


Figura 3.6. Número de proyectos o contratos financiados desde 2002, por entidad financiadora. * El Proyecto LIFE15 NAT/ES/000897-REMoPaF, de financiación conjunta entre la Comisión Europea, Acciona Ingeniería, Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla (LBMUS) y la Autoridad Portuaria de Melilla, se atribuye a cada una de las entidades financiadoras. ** Bajo "Ministerio de Medio Ambiente" se agrupa cualquier financiación de organismos de dicho Ministerio (1996-2008), o de los posteriormente denominados Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2008-2011), Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011-2016) o Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (2016-2018).

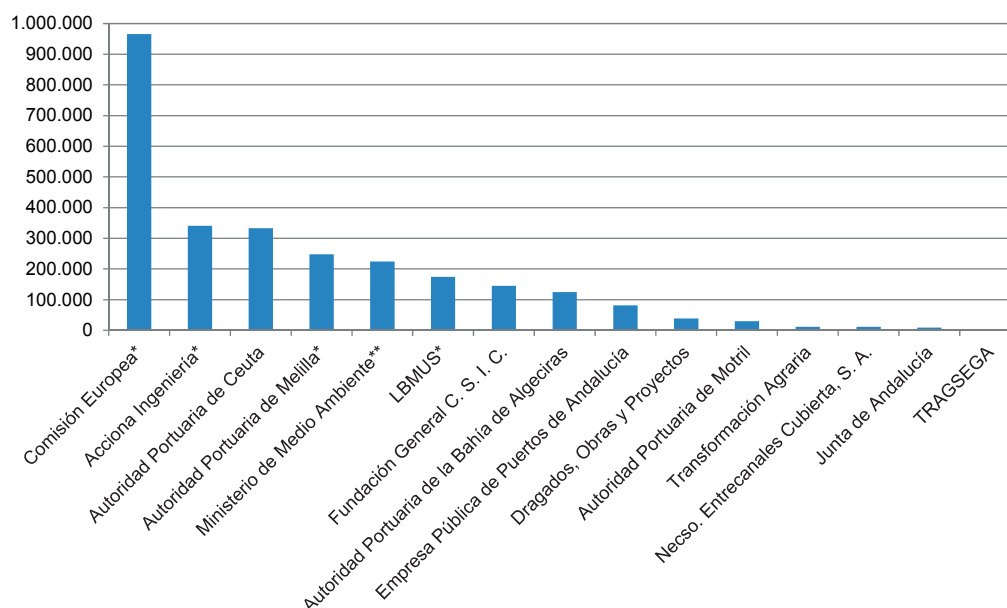


Figura 3.7. Financiación recibida desde 2002 por proyectos o contratos, por entidad financiadora. * El Proyecto LIFE15 NAT/ES/000897-REMoPaF, de financiación conjunta entre la Comisión Europea, Acciona Ingeniería, Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla (LBMUS) y la Autoridad Portuaria de Melilla se desglosa por cada una de las entidades financiadoras. ** Bajo "Ministerio de Medio Ambiente" se agrupa cualquier financiación de organismos de dicho Ministerio (1996-2008), o de los posteriormente denominados Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2008-2011), Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011-2016) o Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (2016-2018).

Si se agrupan las entidades financiadoras por tipos de entidades (tabla 3.4), la financiación aportada por las entidades de conservación ocupa el primer lugar, con el 43,43%. Sin embargo, es importante destacar que, conjuntamente, las autoridades portuarias y empresas de infraestructuras han aportado en estos años un porcentaje superior (44,39%). Sólo la Autoridad Portuaria de Melilla (en diversos contratos relacionados con la ampliación del puerto de Melilla y acciones en el puerto de Chafarinas, y como socio del LIFE REMoPaF) y Acciona Ingeniería (como socio del citado LIFE) han aportado, desde 2012, el 21,48% de la financiación total dedicada a la lapa en los últimos 15 años (588.607,62 euros).

Tabla 3.4. Financiación por tipos de entidad financiadora de proyectos o contratos realizados en España desde 2002. Se consideran entidades de conservación la Comisión Europea, el Ministerio de Medio Ambiente y la Junta de Andalucía, y organismos de investigación la Fundación General CSIC y el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla. Para el resto de las entidades, ver la tabla 3.3.

Entidad financiadora	Financiación (euros)	Porcentaje del total
Conservación	1.189.981,87	43,43
Autoridades portuarias	743.963,21	27,16
Empresas de infraestructuras	472.306,20	17,24
Organismos de investigación	318.770,16	11,63
Empresas consultoras	14.800,57	0,54
Total	2.739.822,01	100,00



En la figura 3.8 se muestra la evolución temporal del número de proyectos y contratos y de la financiación recibida en los últimos 15 años. Se observa un incremento del número de contratos y la financiación recibida entre 2007 y 2010, años en los que se redacta y aprueba la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea, una disminución entre 2011 y 2013, probablemente debido a la crisis económica, y una ligera recuperación en 2014. Desde 2014, el número de proyectos financiados tiende a decrecer, aunque la financiación aumentó drásticamente en 2016, debido a la elevada aportación del proyecto LIFE-REMoPaF, que se extiende hasta 2021.

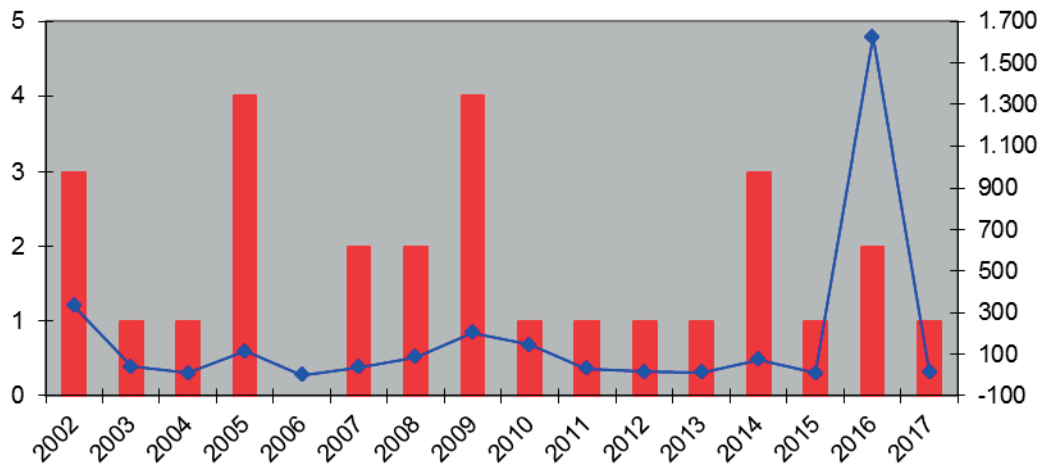


Figura 3.8. Evolución temporal del número de proyectos y contratos (en rojo, eje izquierdo) y de la financiación recibida (en azul, en miles de euros, eje derecho), desde 2002.

En la figura 3.9 se representa el número de proyectos o contratos que tratan cada una de las categorías de aportaciones descritas en el apartado 3.4, y la financiación recibida por categoría. La atribución a cada categoría se ha realizado atendiendo al título y a los principales objetivos y resultados indicados en el proyecto. Varios proyectos tratan más de una de estas categorías, en cuyo caso se detallan todas ellas; se han agrupado en una las categorías de reproducción y desarrollo larvario. Se entiende que la mayor parte de los trabajos considerados tienen como fin la conservación de la lapa y, por tanto, no se repite este apartado en todos los trabajos. En cada categoría, se considera la cantidad total financiada del proyecto, sin desglosarla; el número total y las cantidades financiadas, por tanto, superan las cifras dadas anteriormente. Debe tenerse en cuenta la elevada proporción que representa en las categorías de conservación y traslados la financiación del LIFE-REMoPaF. Igualmente, debe considerarse que, en muchas ocasiones, una parte de la financiación se destina a la investigación en otras categorías distintas a las expresadas en los objetivos del proyecto o contrato.

El mayor número de proyectos (13) y la mayor financiación corresponden a temas relacionados con los traslados de ejemplares. A continuación, aparecen los proyectos relacionados con la conservación y amenazas (7), y con el estudio de poblaciones (6), aunque estos últimos han recibido comparativamente la menor financiación. Los proyectos relacionados con otros aspectos fundamentales para la conservación de la



especie, como la autoecología, la reproducción y el desarrollo larvario y la genética de poblaciones son, sin embargo, escasos en número y financiación.

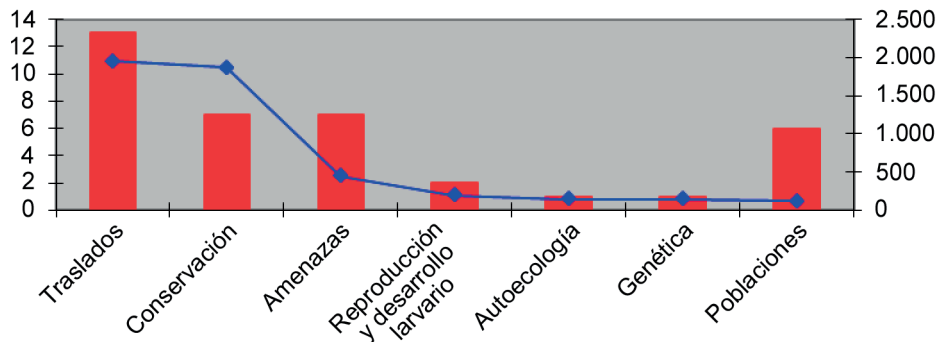


Figura 3.9. Número de proyectos (en rojo, eje izquierdo) y financiación (en rojo, eje derecho) que tratan cada una de las categorías de aportaciones descritas en el apartado 3.4. Se han agrupado las categorías de reproducción y desarrollo larvario. El número total y las cantidades financiadas superan las cifras dadas anteriormente, dado que varios proyectos tratan más de una categoría; en cada categoría, se considera la cantidad total financiada del proyecto, sin desglosarla.

Sólo cinco de los 28 proyectos (Proyecto Cero, LIFE-REMoPaF, y los tres proyectos financiados por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales en Chafarinas) pueden considerarse como estrictamente de investigación, siendo los demás contratos de asistencia científica o técnica con diferentes entidades para objetivos relacionados con proyectos u obras de infraestructuras costeras. El propio proyecto LIFE-REMoPaF tiene como principal objetivo el traslado de reclutas captados en el puerto de Melilla a la bahía de Algeciras. El Proyecto Cero de la Fundación CSIC investigó sobre la autoecología, la genética, la reproducción y el desarrollo larvario en condiciones de laboratorio, con el fin de recopilar conocimiento científico básico para posibles reintroducciones o refuerzo de poblaciones. Cabe señalar aquí que recientemente (2016) ha sido aprobado un nuevo proyecto LIFE (LIFE15 NAT/IT/000771, RE-LIFE, <http://www.re-lifeproject.eu/project/>), a desarrollar por un equipo de investigadores italiano, cuyo objetivo principal es la reintroducción de la especie en áreas marinas protegidas de Liguria (Italia), estableciendo protocolos de traslado de individuos desde zonas con alta densidad a zonas de con baja densidad, desarrollando técnicas de reproducción controlada para asegurar la disponibilidad de juveniles para la reintroducción y promoviendo la difusión en la sociedad. El nuevo proyecto será financiado con 1.247.061 euros, con una aportación de la CE del 60%.

Para finalizar este apartado, cabe plantearse si la financiación total destinada a la lapa ferrugínea en España en los últimos años es comparable a la de otras especies incluidas en la misma categoría de amenaza (en peligro de extinción). En la tabla 3.5 se compara la financiación total recibida en España para proyectos sobre *Patella ferruginea* desde 2002 (que se extiende hasta 2021 en el caso del LIFE-REMoPaF), con la financiación relativa a proyectos LIFE dedicados entre 2001 y 2007 a otro molusco, la



almeja de río *Margaritifera auricularia*, y entre 2002 y 2018 al lince ibérico (*Lynx pardinus*). Si se considera la media de financiación anual en los periodos considerados destaca la considerable diferencia existente entre los dos moluscos, y la enorme diferencia en relación con el lince.

Tabla 3.5. Financiación recibida por tres especies en peligro de extinción en los últimos años. En el caso de *Patella ferruginea* aparece la financiación total, de la que el 59% corresponde al proyecto LIFE-REMoPaF, que se prolongará hasta 2021. En los casos de *Margaritifera auricularia* y del lince los datos de financiación se refieren únicamente a proyectos LIFE. Fuentes: <http://www.iberlince.eu/index.php/esp/proyecto-esp>, <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=f819795270730410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=42907db13a4ef310VgnVCM2000000624e50aRCRD>, http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=1779&docType=pdf, http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad/AreasTematicas/MA_Biodiversidad/ProyectosEuropeos/ci.02_Margaritifera_auricularia.detalleDepartamento?channelSelected=0.

Especie	Financiación	Periodo	Media anual
<i>Patella ferruginea</i>	2.718.518,81	2002-2017(2021)	143.080
<i>Margaritifera auricularia</i>	1.229.438,00	2001-2007	204.906
<i>Lynx pardinus</i>	69.272.391,00	2002-2018	4.329.524

El sesgo de la financiación para la conservación de estas tres especies en peligro de extinción coincide con lo que señalan diversos autores (Stein *et al.*, 2002; Martín-López *et al.*, 2009; Troudet *et al.*, 2017, entre otros): es más probable que sea financiada la conservación de las especies de las que existe una mayor conciencia pública, y que estas especies reciban posteriormente aún mayor financiación. Y, entre esas especies, los invertebrados, y especialmente los marinos, son poco conocidos por la sociedad (ver apartado 3.8), a menos que tengan un coste económico directo o afecten al bienestar de la sociedad.

3.7. Equipos de investigación

En los últimos años, en España han trabajado de forma regular en investigación dos equipos: el del Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla (LBMUS), y el formado por investigadores de la Universidad de Valencia, Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (CSIC) y Universidad Autónoma de Madrid. A ellos habría que sumar el equipo de trabajo estable de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, que lleva a cabo los planes de seguimiento de *P. ferruginea* dentro del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. La media de investigadores dedicados a los diferentes proyectos de los últimos 15 años es de aproximadamente 3 y la de autores por artículo publicado en revistas de 4. Es decir, entre 6 y 8 investigadores se dedican regularmente al estudio de la lapa ferrugínea en nuestro país, aunque es previsible que ese número disminuya en los próximos años debido a la edad avanzada de algunos investigadores, a la falta de relevo generacional y a la escasa financiación directa



invertida por las Administraciones para la investigación, el seguimiento y la gestión de la especie.

En Italia hay dos equipos trabajando en los últimos años en *Patella ferruginea*, uno en las poblaciones de Cerdeña, formado por entre 5 y 11 investigadores, y el equipo recientemente constituido de RE-LIFE en Liguria, formado por 9 investigadores. En Francia no parece haber ningún equipo estable en los últimos años, aunque algunos investigadores aportan regularmente datos de la abundancia de determinadas especies intermareales, entre ellas *P. ferruginea*, en varias áreas marinas protegidas. En Argelia, Túnez y Marruecos no parece haber ningún equipo consolidado, aunque se han publicado varios trabajos de autores de esos países y se han realizado algunas tesis doctorales y de grado. Una de ellas, llevada a cabo en la isla de Zembra (Zarrouk, 2017), podría constituir el inicio de una línea de trabajo en esta área marina protegida con una excelente población de *P. ferruginea*. Ocasionalmente, algún investigador del equipo del LBMUS ha colaborado en los estudios de estos investigadores norteafricanos y del equipo italiano de Cerdeña, pero no existe una verdadera coordinación entre los equipos de los diferentes países, ni tampoco entre los dos equipos españoles.

3.8. La lapa ferrugínea en los medios de comunicación

En este apartado se aborda la representación de *Patella ferruginea* en Internet y otros medios de comunicación, como indicador de la percepción social de esta especie.

3.8.1. La lapa ferrugínea en Internet

Para estimar la presencia de *Patella ferruginea* en Internet se ha realizado una búsqueda sencilla con tres buscadores: Google Académico, Google y Bing. A efectos comparativos, se han incluido en la búsqueda otras cuatro especies de lapas de distribución mediterráneo-atlántica, y otras tres especies en peligro de extinción en España, la lapa mayorera (*Patella candei*), la almeja de río *Margaritifera auricularia* y el linco ibérico (*Lynx pardinus*). Los resultados de la búsqueda se resumen en la tabla 3.6.

Patella ferruginea, como muestra la tabla 3.6, está menos representada en Google Académico que las demás lapas mediterráneo-atlánticas excepto *Patella candei*, una especie canaria también en peligro de extinción, y tiene mayor representación que *Margaritifera auricularia*. También está menos representada que la media de las especies en peligro de extinción escogidas, dada la elevada contribución del linco ibérico a esa media, que supone más del doble de la de *Patella ferruginea*; es de destacar que otra lapa, *P. ulyssiponensis*, incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (BOE, 2011a, como *Patella ulyssiponensis aspera*, actualmente *Patella aspera*), supera al linco en representación.

En Google, sin embargo, la representación de *Patella ferruginea* es superior a la de las demás lapas mediterráneo-atlánticas excepto *Patella rustica*, pero muy inferior a la de *Margaritifera auricularia* y, especialmente, a la del linco ibérico, lo que la hace estar muy por debajo de la media de las especies en peligro de extinción e incluso de la media de las especies de moluscos en peligro de extinción.



Tabla 3.6. Resultados de la búsqueda realizada el 27-10-2017 con los motores de búsqueda y las palabras que se indican en cada especie.

Buscador/Palabras de búsqueda	Google Académico	Google	Bing	Media
<i>Patella ferruginea</i>	1.470	85.600	37.400	41.490
Lapa ferruginosa	701	17.500	15.700	11.300
Lapa ferrugínea	685	51.300	14.100	22.028
Ferruginous limpet	346	37.200	10.100	15.882
<i>Patella caerulea</i>	2.060	31.800	38.600	24.153
<i>Patella candei</i>	425	17.800	6.610	8.278
<i>Patella depressa</i>	2.240	85.100	33.800	40.380
<i>Patella rustica</i>	2.280	145.000	57.600	68.293
<i>Patella ulyssiponensis</i>	4.280	25.400	6.640	12.107
<i>Margaritifera auricularia</i>	927	152.000	27.200	60.042
<i>Lynx pardinus</i>	3.790	229.000	191.000	141.263
Media	1.746	79.791	39.886	40.474
Media lapas	2.126	65.117	30.108	32.450
Media cuatro especies en peligro de extinción	1.653	155.533	85.200	80.932
Media especies moluscos en peligro de extinción	941	118.800	32.300	50.766

En Bing, *Patella ferruginea* supera la media de representación de las lapas y de los moluscos en peligro de extinción, pero está menos representada que *P. caerulea* y *P. rustica*, y más que *Margaritifera auricularia*; el linco ibérico la quintuplica en representación.

A modo de resumen, la media de los tres buscadores indica que *Patella ferruginea* está más representada que otras lapas (excepto *Patella rustica*), menos que la media de otros moluscos en peligro de extinción, debido a la mayor representación de *Margaritifera auricularia*, y menos que la media de las cuatro especies en peligro de extinción escogidas como ejemplo, a la que el linco ibérico contribuye con resultados más de tres veces superiores.

Los resultados en los tres buscadores utilizando los nombres vulgares por los que es conocida *Patella ferruginea* (dos en español y uno en inglés) son muy inferiores a los que se obtienen con su nombre científico.

Por último, es importante destacar la escasa representación en los tres buscadores de *Patella candei*, una especie incluso más amenazada que *P. ferruginea*.

En términos generales, los resultados obtenidos coinciden con las principales conclusiones de autores como Wilson *et al.* (2007), que compararon la representación relativa de las especies en la literatura científica (Thompson's ISI Web of Science) y en Internet (Google), concluyendo que la elección de un tema de investigación en biología



refleja los intereses de la sociedad. Estos autores también señalaron que la relación entre la presencia de una especie en Internet y su presencia científica está afectada por su estado de conservación, teniendo mayor presencia en Internet las especies de mamíferos que se hallan en un estado de conservación más preocupante.

Troudet *et al.* (2017) utilizaron la Web of Science y el buscador Bing para analizar la relación entre la investigación y las preferencias de la sociedad. Sus resultados demuestran que las preferencias de la sociedad, más que la actividad de investigación, están muy correlacionados con el sesgo taxonómico (por qué unos taxones son más estudiados y conocidos que otros). Estos autores sostienen que los científicos deben promocionar las especies menos carismáticas y desarrollar iniciativas sociales, como la ciencia ciudadana, que tengan como objetivo precisamente dar a conocer a la sociedad las especies “olvidadas”.

Gelcich *et al.* (2014) utilizaron más de 10.000 encuestas realizadas en diez países europeos para analizar la relación entre la percepción social (información y preocupación) sobre los impactos humanos en el mar y las prioridades de investigación científica, políticas y de financiación. Sus resultados mostraron que el nivel de preocupación está estrechamente asociado con el nivel de información, y que la sociedad se preocupa principalmente por el impacto humano en el mar en relación con la contaminación, la sobrepesca y la acidificación del océano; en cambio, la preocupación por la conservación de la vida salvaje ocupaba un lugar secundario.

Los trabajos anteriormente mencionados aclaran, en resumen, por qué la mayoría de las especies son desconocidas o son poco estudiadas o no estudiadas en absoluto, mientras otras atraen la atención de la mayoría del público, de los científicos y del gobierno (y reciben, en consecuencia, una mayor financiación para la investigación, como se ha señalado en el apartado 3.6).

Existen varias páginas web dedicadas exclusivamente a *Patella ferruginea*, que se resumen en la tabla 3.7. Una de ellas corresponde al Proyecto Cero de la Fundación General CSIC y dos a sendos proyectos LIFE. La entrada de la especie en la Wikipedia en castellano puede considerarse como bastante completa y actualizada. También hay una página francesa (DORIS) en la que aparece una ficha detallada de la especie. El Ministerio para la Transición Ecológica tiene un enlace a la ficha de la especie. Hay, además dos páginas en Facebook, la última de ellas abierta en 2018 con motivo del “Año de la lapa ferruginea” (2018) por la Sociedad Española de Malacología (SEM).

La página de Facebook “*Patella ferruginea*-lapa ferruginosa” (<https://www.facebook.com/Patella.ferruginea/>, @Patella.ferruginea), creada en 2015 por Javier Guallart, tenía 358 seguidores a 17 de mayo de 2018 y las noticias que se cuelgan en ella suelen tener un alcance de entre 500 y 1.000 personas. La página de Facebook de la SEM, abierta a principios de 2018, tenía 171 seguidores, también a 17 de mayo de 2018. A título comparativo, la página “Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) S.O.S.” (<https://es-es.facebook.com/linceibericolynxpardinus/>, @linceibericolynxpardinus) tiene 50.629 seguidores. Hay que destacar que muchas de las páginas web, sobre todo las relacionadas con proyectos, presentan información limitada durante el desarrollo del



proyecto (en principio, por confidencialidad hasta que se obtengan los resultados definitivos y se publiquen), pero dejan de ser actualizadas al finalizar el mismo y quedan parcialmente obsoletas en poco tiempo. Por otra parte, la información en Facebook en español para *Patella ferruginea*, sin duda la mejor en este medio para la especie, es aportada por investigadores a título particular o por asociaciones sin ánimo de lucro y no por las administraciones central o autonómicas. Estas últimas no han invertido durante los últimos años prácticamente ningún esfuerzo, ni logístico ni económico, para un hecho tan fundamental como la difusión del conocimiento de esta especie en peligro de extinción. Queda, pues, mucho por hacer todavía respecto a la divulgación de la lapa ferrugínea y de su conservación para que llegue a ser tan conocida y apoyada por la sociedad como otras especies emblemáticas como el lince ibérico.

Tabla 3.7. Páginas web y enlaces dedicados a *Patella ferruginea*.

Página web	Enlace
Proyecto Cero de la Fundación CSIC	http://patella-ferruginea.mncn.csic.es/
LIFE REMoPaF	https://www.liferemopaf.org/
Re-Life	http://www.re-lifeproject.eu/
Wikipedia	https://es.wikipedia.org/wiki/Patella_ferruginea
DORIS (Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques)	http://doris.ffessm.fr/Especies/Patella-ferruginea-Patelle-ferrugineuse-1614
Ministerio para la Transición Ecológica	https://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/patella_ferruginea_tcm30-196965.pdf
Patella ferruginea - lapa ferruginosa	https://es-es.facebook.com/Patella.ferruginea/@Patella.ferruginea
Sociedad Española de Malacología	https://www.facebook.com/MOLUSCO2018SEM/@MOLUSCO2018SEM

3.8.2. La lapa ferrugínea en la prensa

Se ha realizado una búsqueda de noticias de prensa aparecidas en España en 8 periódicos digitales (Melilla Hoy, La Vanguardia, El Ideal, 20 Minutos, ABC, El Mundo, El País y Sur). Se han utilizado los buscadores de cada periódico, con las palabras *Patella ferruginea*, dado que Google Noticias en España cerró ese servicio tras la aprobación de la reforma de la Ley de Propiedad Intelectual.

En la tabla 3.8 se resumen los resultados obtenidos, agrupados en cinco temas: ampliación de puertos e infraestructuras costeras, conservación, contaminación y vertidos, investigación (proyectos y resultados de investigación) y marisqueo.



Tabla 3.8. Número de noticias encontradas en 8 periódicos digitales, agrupadas por temas.

Prensa/Tema	Melilla Hoy	La Vanguardia	El Ideal	20 minutos	ABC	El Mundo	El País	Sur	Total
Ampliación de puertos e infraestructuras costeras	25	2	1	7	1	2	1	15	54
Conservación	27	8	5	10	3	3		12	68
Contaminación, vertidos	8			1	1	1	1	13	25
Investigación	5	5		4	3	4	2		23
Marisqueo	2	5		2		1		3	13
Total	67	20	6	24	8	11	4	43	183

Se han encontrado un total de 183 noticias relativas a la lapa ferrugínea. En los periódicos de cobertura nacional, las noticias se refieren en su mayor parte a las ediciones regionales. El mayor número de noticias (68, 37,10%) corresponde a temas de conservación, seguido de los relacionados con la ampliación de puertos e infraestructuras costeras (54, 29,50%), contaminación y vertidos (25, 13,66%), investigación (23, 12,56%, principalmente noticias sobre los proyectos Cero y LIFE-REMoPaF), y, por último, marisqueo (13, 7,1%, en Andalucía y Melilla). Los periódicos locales Melilla Hoy y Sur han publicado algo más del 60% de las noticias, en su mayor parte relacionadas con la ampliación del puerto de Melilla y clasificadas tanto en los temas de ampliación de puertos como de conservación. El rigor científico en el tratamiento de las noticias es irregular; en los periódicos de cobertura nacional el tratamiento es más riguroso. En relación con la ampliación del puerto de Melilla y las noticias en Melilla Hoy, por ejemplo, se da cabida a noticias con un tratamiento relativamente riguroso (como las que genera la ONG Guelaya) y a notas de prensa faltas de rigor y fundamento científico (como muchas de las que genera la Autoridad Portuaria de Melilla).

3.9. Conclusiones

Para finalizar, se resumen a continuación las principales conclusiones de este capítulo:

1) En España se genera actualmente la mayor parte de la producción científica de interés para la conservación de la lapa ferrugínea, principalmente por dos equipos de investigación que trabajan desde hace más de 10 años en esta especie. Algunos autores italianos, tunecinos, franceses y marroquíes han realizado también aportaciones relevantes para el conocimiento de la especie.

2) El mayor número de aportaciones científicas corresponde a temas de conservación generales o específicos, distribución geográfica y estudio de poblaciones. Sin embargo, el nivel de conocimiento de otros aspectos también fundamentales para la



gestión y la conservación de la especie, como la autoecología, la reproducción, la genética de poblaciones, el desarrollo larvario y el reclutamiento, es todavía insuficiente.

3) La financiación dedicada a la investigación orientada a la gestión y conservación en los últimos 15 años es insuficiente y muy inferior a la destinada a otras especies más carismáticas en peligro de extinción, como el lince ibérico. Una excepción notable la constituyen los proyectos Cero y LIFE-REMoPaF. Por sí, solo este último representa el 59% del total de la financiación dedicada al estudio de la especie en los últimos 15 años.

4) Las autoridades portuarias y empresas de infraestructuras han aportado conjuntamente en estos años un porcentaje superior (44,73%) al aportado por organismos responsables de la conservación de la especie (Ministerio de Medio Ambiente, actualmente Ministerio para la Transición Ecológica, Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, actualmente Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, y Comisión Europea; 43,00%). Este desequilibrio debe corregirse para garantizar una investigación realizada con independencia de los intereses de sectores no relacionados directamente con la conservación.

5) La coordinación nacional e internacional de la investigación sobre la lapa ferrugínea es todavía incipiente y muy mejorable.

6) La presencia en Internet de la lapa ferrugínea es reducida en comparación con otra especie simbólica amenazada de extinción, como el lince ibérico, e incluso en relación con otras especies de lapas no amenazadas. La publicación de noticias en la prensa digital es también limitada y, con frecuencia, carece de rigor científico. Es pues, imprescindible fomentar y mejorar la difusión de la especie en la sociedad, como paso previo y necesario para mejorar las políticas de conservación y la financiación.

4. METODOLOGÍA DE ESTUDIO



4.1. Censos y estudio de poblaciones

4.1.1. Aspectos generales

Las metodologías para el censo, estudio y seguimiento de las poblaciones de *Patella ferruginea* son relativamente heterogéneas. El principal factor que influye en este aspecto es, sobre todo, la densidad o abundancia de ejemplares en cada localidad objeto de estudio o de seguimiento que, en la actualidad, es extraordinariamente variable entre localidades.

Los censos implican el recuento de ejemplares hallados en una determinada zona y, en general, la obtención de datos biométricos básicos para cada uno de ellos. Sin embargo, existen algunas diferencias metodológicas relevantes, en función sobre todo, como se ha dicho, de la abundancia de ejemplares existente en cada zona de estudio. Por ejemplo, dado que *P. ferruginea* es una especie en un estado de regresión muy importante, son numerosas las áreas de su distribución en las que la abundancia de ejemplares es extremadamente baja, estando constituidas las poblaciones actuales por ejemplares aislados. En estos casos, la metodología de los censos suele ser más homogénea: se recuenta e identifica cada ejemplar, se obtienen sus datos biométricos y, a menudo, se les posiciona en la cartografía (Moreno, 1992; Espinosa *et al.*, 2009a). Este sería un caso extremo en relación al rango de abundancia.

En el extremo opuesto, representado por localidades donde la especie presenta aún poblaciones en buen estado de conservación (por ejemplo, en las islas Chafarinas, islas Habibas, isla de Zembra, Melilla o Ceuta) el censo total de ejemplares es prácticamente inviable. En estas zonas se han seguido varias estrategias. Una de las principales, sobre todo para "caracterizar la población", ha sido la realización de censos en determinados tramos del litoral, considerados como "transectos". En este caso, no se suelen tomar datos biométricos para cada ejemplar, sino que simplemente se agrupan en intervalos de tallas.

En otros trabajos, que tratan casos intermedios, incluso si se toman estos datos individualizados, los resultados se presentan en publicaciones científicas o informes agrupados en intervalos de talla para sintetizar de manera manejable la información obtenida. La amplitud de estos intervalos es variable según los autores, aportando evidentemente una información más precisa aquellos casos en que la amplitud es menor. Lo más común en *P. ferruginea* ha sido utilizar intervalos de tallas de 10 mm (Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986; Laborel-Deguen y Laborel, 1990b; 1991b; Giudicelli *et al.*, 1999; Fernández Casado *et al.*, 2017; entre otros) o de 5 mm (Cristo *et al.*, 2007; Guallart, 2013a, 2013b; Marra *et al.*, 2016, entre otros), mientras que ha sido poco usual recurrir a un mayor detalle, como intervalos de 1 mm (Orozco *et al.*, 2013).



4.1.2. Censos lineales frente a censos en superficie

Hay que destacar que como referencia de densidad o de abundancia de *P. ferruginea* se utiliza prácticamente en todos los trabajos el parámetro “número de ejemplares por metro lineal de costa” (ejs./m). Casi todos los autores que trabajan con *P. ferruginea* utilizan este parámetro.

El uso del parámetro “número de ejemplares por metro cuadrado” (u otra unidad de superficie), aunque utilizado en Ecología en numerosas grupos zoológicos, constituye la excepción en el caso de las lapas, y en particular en *P. ferruginea*, y ha sido muy poco utilizado. Esto posiblemente sea debido a diversos factores, entre ellos, la diferente amplitud de la zona ocupada por *P. ferruginea*, la dificultad de trabajar con cuadrados de muestreo en zonas subverticales o la dificultad asimismo de su uso en zonas con grietas u otra microtopografía muy irregular.

Algunos autores han expresado sus resultados como número de ejemplares por metro cuadrado, pero en realidad simplemente realizaron transectos lineales asumiendo que *P. ferruginea* se restringe a una franja de como máximo 1 metro de amplitud (por ejemplo, Tlig-Zouari *et al.*, 2010a). En estos casos, los valores de ejs./m² pueden ser asimilados al valor más utilizado de ejs./m.

En otros casos, el uso de cuadrados de muestreo determina que los resultados presentados sean difícilmente comparables al resto de la información contenida en la mayor parte de la bibliografía existente para *P. ferruginea* (por ejemplo, Ceccherelli *et al.*, 2011; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2012).

4.1.3. Densidades totales frente a densidades de adultos

Asimismo, a la hora de presentar los resultados de abundancia de ejemplares algunos autores han destacado la conveniencia de diferenciar dos grupos de talla. El límite entre ambos grupos sería aproximadamente el de la talla de madurez sexual, unos 30 mm (ver apartado 8.2). Se han argumentado varias razones para destacar la importancia de hacer esta distinción (Guallart *et al.*, 2013c; Guallart y Templado, 2016). La principal es la elevada variabilidad de abundancia de juveniles de pequeño tamaño, particularmente reclutas de menos de un año, debido tanto a la variabilidad interanual en el éxito del reclutamiento como a la mortalidad durante el primer año de vida (ver apartados 10.2 y 10.4). De este modo, el dato de abundancia de juveniles, si bien es de gran relevancia para evaluar la existencia de reclutamiento en una determinada localidad, puede ser a la vez muy cambiante a corto plazo (en apenas unos meses). En cambio, la población de ejemplares considerados adultos presenta en general menos fluctuaciones, a la vez que representa el contingente con capacidad reproductora de la población.

Guallart *et al.* (2013c) y Guallart y Templado (2016) discutieron con detalle este aspecto. Por ejemplo, para el caso de las islas Chafarinas, Guallart y Templado (2016) indicaron que la población total estimada para el archipiélago podría variar de un año a otro, en función del reclutamiento, entre unos 53.000 y 110.000 ejemplares, si se incluía en el cálculo de la población total a los juveniles. Por lo tanto, este tipo de evaluación



total de la población tendría una utilidad muy limitada.

Diversos autores han incorporado estas ideas y han indicado además de la abundancia (como recuento o como densidad) total de ejemplares, la referente a adultos. La talla límite para definir estos grupos ha variado según los autores: 20 mm (Mari *et al.*, 1998; Giudicelli *et al.*, 1999; Meinesz *et al.*, 2001b; Pascal, 2002), 25 mm (Rivera-Ingraham *et al.*, 2015a) o 30 mm (CMA, 2014, 2016; Fernández Casado *et al.*, 2017).

De acuerdo con lo anterior, en el apartado relativo a la evaluación de la población actual de *P. ferruginea* en España se ha tratado de dar los datos centrados en la población de adultos (> 30 mm), bien a partir de datos directos (cuando los autores aportaban este tipo de información) o bien de manera indirecta, a partir de los datos aportados sobre el porcentaje de juveniles o, en algunos casos, a partir del análisis de los resultados gráficos presentados en las diferentes publicaciones.

4.1.4. Estima de la población

La realización de estimas de la población de *Patella ferruginea* en distintas localidades puede tener importancia desde diversos puntos de vista: valoración del estado actual o en un momento determinado, seguimiento, detección de amenazas, gestión (por ejemplo, definir zonas donde reintroducir ejemplares), entre otros. El método de evaluación de las poblaciones de esta especie ha variado y posiblemente hayan sido dos los factores determinantes de la metodología empleada: la abundancia de ejemplares y la extensión del litoral de la localidad objeto de estudio.

En los enclaves de extensión reducida, generalmente pequeñas islas, se han realizado a menudo recuentos completos de ejemplares a lo largo de la totalidad de la costa. Esto ha sido así tanto en localidades con un número pequeño de ejemplares y escasa longitud de litoral (Espinosa *et al.*, 2009a, Guallart *et al.*, 2016; ambos en la isla Hormiga), como en otras con una abundancia moderada pero un litoral más extenso, del orden de centenares de metros (por ejemplo, Paracuellos *et al.*, 2003 en la isla de Alborán; Orozco *et al.*, 2013 en el peñón de Vélez de la Gomera) o incluso excepcionalmente de kilómetros o decenas de kilómetros (por ejemplo, Meinesz *et al.*, 2010, en la Reserva Natural de Scandola, Córcega; Mari *et al.*, 1998, en la Reserva Natural des Lavezzi, Córcega; Coppa *et al.*, 2012, en el área marina protegida de la Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre, Cerdeña).

Un segundo procedimiento en localidades con un litoral más extenso ha consistido en la realización de una serie de censos en transecto y posteriormente extrapolar al conjunto del litoral el resultado promedio obtenido en los transectos. La precisión de estos resultados evidentemente está influenciada por una cuestión fundamental: la proporción entre la longitud de costa prospectada en los censos y la longitud total del litoral de la localidad. Guallart y Templado (2016) presentaron algunos ejemplos de este aspecto, señalando cómo en casos en los que se ha pretendido estimar la población de *P. ferruginea* en una localidad, el porcentaje de litoral estudiado respecto al total era variable en los diferentes estudios y, a menudo, era muy bajo, como el 0,24% en Zembra



(Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986), 2,00% en las islas Habibas (Espinosa, 2009) o 2,46% en las islas Zembra y Zembretta (Espinosa *et al.*, 2013). En otras localidades los porcentajes son algo mayores, como el 13,50% en la Isola di Mal di Ventre (Coppa *et al.*, 2015) o el 34,00% en Ceuta (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a). A esto hay que sumar, sobre todo en los casos en que las estimas se basan en un número reducido de censos en transecto, que la elección de la localización de los transectos, como discutieron Guallart y Templado (2016), no suele ser aleatoria sino que parece que tiende a centrarse en zonas donde la especie está más presente. Este hecho también tendría una relevancia importante en la validez de estas estimas.

Guallart *et al.* (2013c) y Guallart y Templado (2016) plantearon una metodología diferente para realizar una estima de la población adulta en dos de las localidades con mayor población actual de *P. ferruginea*: la Ciudad Autónoma de Melilla y las islas Chafarinas, respectivamente. La metodología se basó en muestrear la totalidad del litoral rocoso, dividiéndolo en tramos con características uniformes, tanto físicas (inclinación, grado de exposición al hidrodinamismo, características del piso mediolitoral), como de abundancia de la especie. De este modo, para cada tramo de costa se realizó una estima de la densidad de ejemplares adultos, considerados como tales aquellos con talla superior a 30 mm (ver apartado 8.2). A partir de los datos de longitud de los tramos de costa y densidad por metro lineal de ésta era posible estimar la cantidad de adultos presentes en cada tramo. La estima global de la localidad, correspondía, pues, a la suma de todos los tramos. La principal ventaja de este método para realizar una estima de la población local de *P. ferruginea* reside en que se hace a partir de la prospección de la totalidad del litoral, y no mediante extrapolaciones de datos procedentes de algunos transectos que representan una pequeña parte del litoral y cuya distribución no es necesariamente representativa de su conjunto. La principal desventaja radicaba en la necesidad de verificar que los diferentes métodos para estimar la densidad de adultos en cada tramo se realizaban de manera precisa, sobre todo en aquellos enclaves casi inaccesibles y que debían realizarse mediante estimas visuales. En este caso, la experiencia del equipo que realizaba los trabajos, y el uso de métodos de contraste (por ejemplo, comparación de estimas con censos en transecto) resultaban fundamentales.

4.2. Marcado de ejemplares

Los objetivos para el marcado de ejemplares de *P. ferruginea* pueden ser relativamente heterogéneos. El objetivo general es identificar individualmente a determinados ejemplares para su seguimiento. Los objetivos concretos pueden ser, entre otros, el estudio del crecimiento, del comportamiento o de las tasas de supervivencia o mortalidad.

Se han utilizado distintas técnicas y materiales para el marcado de ejemplares de *Patella ferruginea*. Hasta la fecha, casi todos ellos se han basado en adherir a las conchas marcas identificativas. No tenemos información de ensayos que hayan utilizado marcas en las partes blandas de los ejemplares (por ejemplo, inyección de marca subdérmica,



tipo tatuaje; utilización de “transductores” subdérmicos o intramusculares). Se han empleado distintos materiales para establecer marcas sobre la concha que, aparte de su idoneidad, parecen corresponder al resultado de diversos ensayos iniciales realizados por los diferentes equipos de investigación.

Laborel-Deguen y Laborel (1990b; 1991b) indicaron las dificultades que hallaron para el seguimiento individual de ejemplares mediante marcado. Tras el ensayo de varios tipos de pinturas, concluyeron que el escaso éxito alcanzado podía ser debido tanto a la técnica o materiales utilizados, como al hecho de que los ejemplares marcados fueran más sensibles a la depredación (natural o humana) por ser menos crípticos al portar marcas conspicuas. Sin embargo, en los últimos 15 años se han utilizado con bastante éxito varios materiales y procedimientos.

Uno de los más utilizados ha sido la aplicación de una masilla de poliéster que fragua incluso en inmersión. A una porción de esta resina, adherida a la concha, generalmente se le graba un código numérico mediante un troquel (figura 4.1A-C). Este procedimiento ha sido empleado por Espinosa *et al.* (2006a, 2007b, 2008a, 2008c), Rivera-Ingraham *et al.* (2011c), Zarrouk (2017) y Zarrouk *et al.* (2018), entre otros, utilizando resina epoxi Eporai© 1127. En el seguimiento llevado a cabo en Andalucía por parte de la Administración autonómica (CMA, 2014 y otros años), se ha utilizado un tipo de resina semejante, aunque en general ha sido Ivegor©. Esta última fue también utilizada en parte de los ejemplares marcados en las islas Chafarinas en los trabajos de la Autoridad Portuaria de Melilla (2016).

En las islas Chafarinas, Guallart (2006, 2008, 2010) y Guallart *et al.* (2013b) describen dos métodos diferentes. El primero consiste en adherir a la concha unas piezas de plástico con números troquelados y pintados utilizando una resina de poliéster transparente, que no sólo adhiere la pieza a la concha sino que además la recubre y protege. Siguiendo este método, se ha conseguido realizar el seguimiento de ejemplares hasta un máximo de 8 años (Guallart *et al.*, 2012b). El mayor problema de este método es que, dado que la resina de poliéster debe secarse al aire, sólo puede utilizarse en periodos de marea baja y con el mar completamente en calma; o, alternativamente, en ejemplares extraídos para ser manejados en acuario. Un segundo método utilizado en las islas Chafarinas ha sido el uso de marcas de plástico de colores, asimismo con numeración troquelada y coloreada, pero adherida con un pegamento de secado rápido (menos de 30 segundos) basado en cianoacrilato. Este método se ha utilizado en trabajos de sexado de ejemplares en los que el marcado se debía realizar tras una extracción en húmedo y los ejemplares debían devolverse al medio con la máxima rapidez posible (ver a este respecto los trabajos de Guallart, 2006, 2008, y particularmente de Guallart *et al.*, 2013b).

El marcado de ejemplares mantenidos en acuarios resulta más sencillo, pues no existe el riesgo de la erosión continua por el oleaje o por otros organismos (incluidos depredadores). Peña *et al.* (2012) utilizaron marcas sencillas de plástico con un número impreso, adheridas a la concha con un pegamento basado en el cianoacrilato para el seguimiento de juveniles y el estudio de su patrón de comportamiento (figura 4.1D).

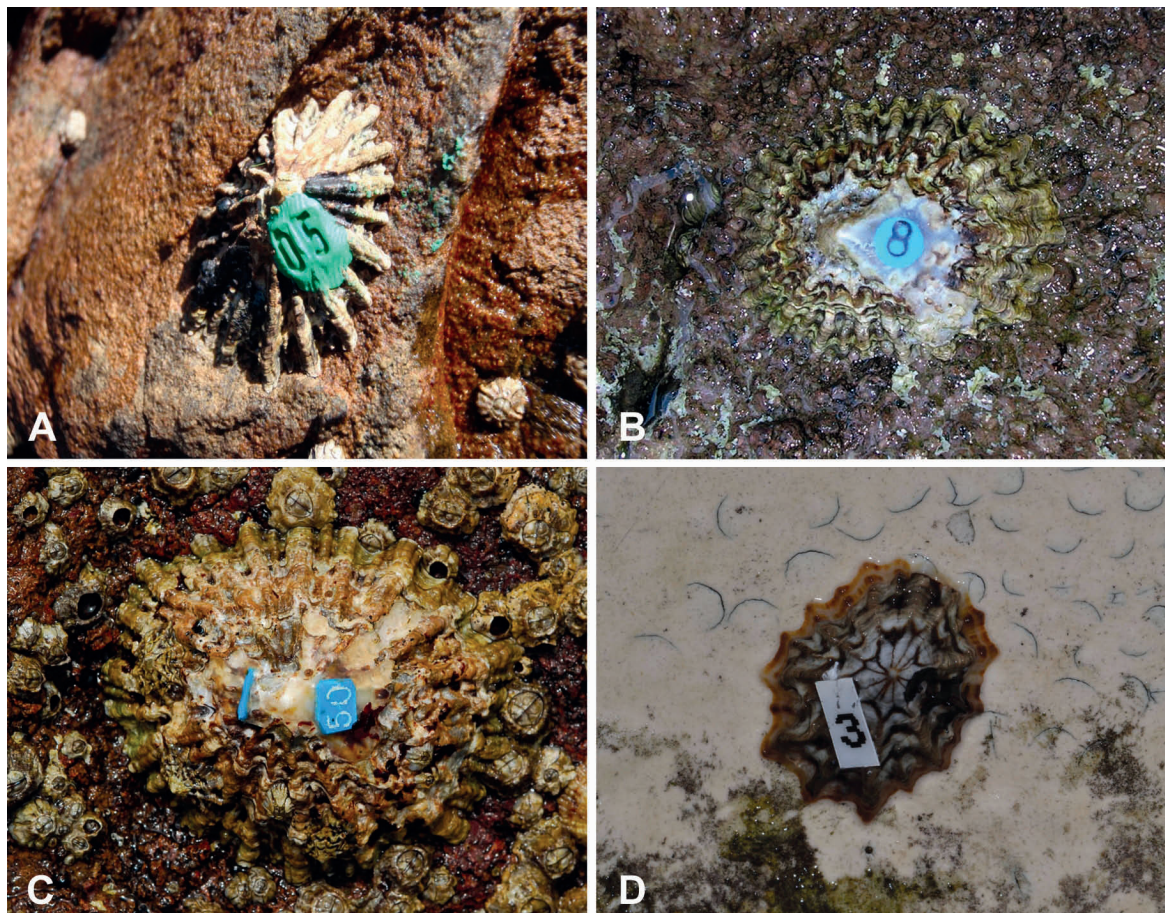


Figura 4.1. Diferentes técnicas de marcado utilizadas en *Patella ferruginea*. **A**, resina epoxi y troquelado. **B**, marcas de plástico de colores adheridas con resina de poliéster. **C**, doble marcado, con piezas de plástico de colores, una de ellas numerada, y adheridas con pegamento de secado rápido basado en cianocrilato. **D**, marcado sencillo en acuario, con etiquetas numeradas y adheridas con pegamento de cianocrilato. Fuentes: A, CMA (2012); B y C, islas Chafarinas, Javier Guallart; D, IATS, en Peña *et al.* (2012).

Adicionalmente, podría considerarse como una técnica de marcado, o más exactamente de identificación de ejemplares, el procedimiento utilizado por algunos autores en zonas con muy baja densidad de ejemplares. En estos casos, con el fin de interferir lo mínimo en la vida de los ejemplares, se colocaron marcas en las proximidades de ellos y no sobre sus conchas. Estas marcas podían consistir en resinas semejantes a las utilizadas sobre las conchas o a etiquetas de plástico fijadas con clavos o tornillos sobre la roca (por ejemplo, Rivera-Ingraham *et al.*, 2011c; CMA, 2016b y años anteriores, entre otros).

A menudo la fotoidentificación se ha considerado un recurso adicional para el reconocimiento de ejemplares, tanto para los localizados en zonas con muy baja densidad como para aquellos en zonas con mayor abundancia en la que esta técnica pudiera tener utilidad para su reconocimiento en el caso de pérdida de la marca.

Lo cierto es que hasta la fecha no se ha elaborado ningún protocolo específico para el marcado de ejemplares, a pesar de lo establecido en el apartado 5.7 de la Estrategia de conservación de la especie (MMAMRM, 2008).



4.3. Genética

La metodología de los estudios genéticos puede considerarse bajo al menos tres aspectos: 1) la planificación del número de muestras a tomar, 2) la obtención de muestras de tejidos, y 3) el empleo de las diferentes técnicas de análisis (y marcadores elegidos), las cuales han ido evolucionando considerablemente durante las últimas décadas (ver apartado 9).

La planificación del número de muestras a tomar (incluyendo tanto el número de localidades con el número de ejemplares requerido) depende del tipo de estudio a realizar. Para un estudio filogenético podría bastar con un ejemplar de la especie, aunque sería preferible utilizar ejemplares de 2 o 3 localidades alejadas geográficamente. Por su parte, para estudios filogeográficos con marcadores universales podría bastar con un ejemplar de un número de localidades lo más amplio posible (en función del área geográfica que ocupa la especie a estudiar), o bien varios ejemplares por localidad si se pretende evaluar también la variabilidad intrapoblacional. Finalmente, para estudios más finos de conectividad o paternidad mediante el uso de marcadores microsatélites, es imprescindible disponer de no menos de 25-30 ejemplares para cada una de las localidades objeto de estudio. Hay que tener en cuenta que el estado de regresión de *P. ferruginea*, con poblaciones muy fragmentadas y a menudo constituidas por ejemplares aislados, condiciona este aspecto y requiere una planificación muy prudente a la hora de elegir el número de ejemplares para los correspondientes estudios. La escasez de ejemplares en la mayor parte de localidades, así como su estatus de protección hace imprescindible el desarrollo de estrategias o protocolos que permitan la obtención de muestras sin el sacrificio de los animales.

Con este fin, Casu *et al.* (2006) ensayaron la toma de muestras de 40 ejemplares en dos áreas marinas protegidas de Cerdeña. El método consistió en tomar como muestra una pequeña porción de pie y de las branquias. Los autores no aportaron más información sobre otros aspectos del manejo de los ejemplares pero, habiendo sido marcados y tras su seguimiento durante dos meses, observaron un 100% de supervivencia. Años más tarde, Casu *et al.* (2010) aplicaron el método que previamente habían sugerido (Casu *et al.*, 2006) a la identificación de dos ejemplares de *Patella* spp. muy pequeños, lo que dificultaba su identificación morfológica. Pero el pequeño tamaño de estos juveniles (unos 2,5 mm) hace suponer que la toma de tejido en ellos debió suponer una altísima probabilidad de muerte. Por este motivo, y para evitar el uso de técnicas moleculares en la identificación de ejemplares diminutos de lapas, Guallart *et al.* (2017) han aportado una descripción detallada de las primeras fases de crecimiento de *P. ferruginea*.

Por otro lado, Guallart *et al.* (2012c, 2013a) propusieron un protocolo específico para la toma de muestras de genética en esta especie amenazada. Uno de los hechos diferenciales que destacaban estos autores fue la conveniencia de obtención de muestras del manto (figura 4.2) y no del pie; el pie es fundamental para la adherencia al sustrato y su daño puede comprometer la supervivencia de los ejemplares. Asimismo, los autores anteriores detallaron toda una serie de recomendaciones para el manejo de



los ejemplares, incluyendo el mejor momento y procedimiento de la separación del ejemplar del sustrato, el tiempo de manejo, y la forma de proceder para su devolución al medio. Tras un seguimiento de ocho meses de 28 ejemplares sometidos a este protocolo se registró una supervivencia de al menos el 93% de los mismos (Guallart *et al.*, 2013a).

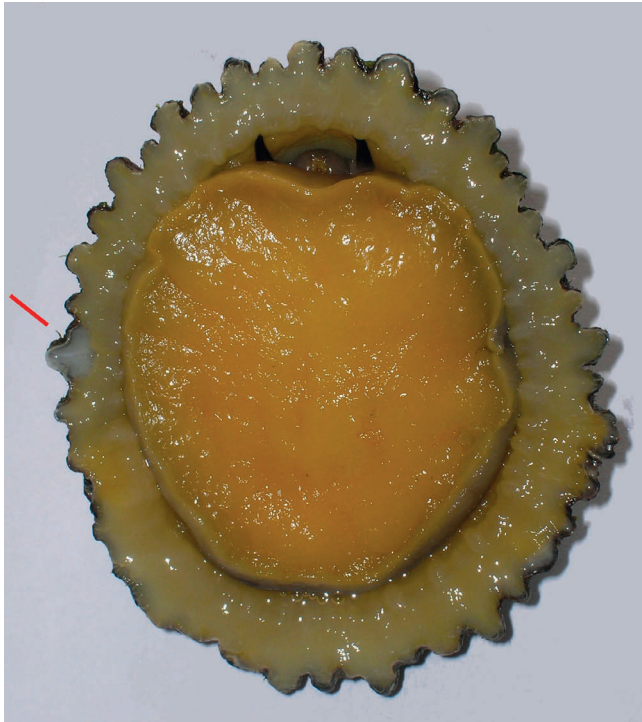


Figura 4.2. Ejemplar de *Patella ferruginea* tras la extracción de la muestra de tejido del manto (flecha). Fuente: Guallart *et al.* (2013a).

En la actual Estrategia (MMAMRM, 2008) no se establece la necesidad de elaborar un protocolo relativo a la toma de muestras para los estudios genéticos de *P. ferruginea*.

4.4. Sexado de ejemplares

En general, las especies de lapas no presentan dimorfismo sexual, es decir, a diferencia de otros gasterópodos marinos (como *Haliotis*) no puede determinarse el sexo mediante la observación de caracteres morfológicos externos, incluso durante su periodo de maduración gonadal. La mayor parte de los estudios clásicos de reproducción de lapas (como los de Orton *et al.*, 1956 y Frenkiel, 1975, que incluía a *P. ferruginea*), se fundamentaban en procedimientos que implicaban el sacrificio de ejemplares, a partir de los cuales, entre otros aspectos, se determinaba el sexo. Fueron Wright y Lindberg (1979) los que propusieron una técnica “no letal” para la determinación del sexo de las lapas. Esta técnica consistía en realizar una biopsia de la gónada en ejemplares adultos y maduros, es decir, durante el periodo reproductor. La biopsia se realizaba mediante una jeringuilla con aguja hipodérmica, teniendo en cuenta una serie de consideraciones sobre la manera y orientación para realizar la punción (figura 4.3). Esta técnica fue empleada por estos mismos autores en varios estudios acerca de la biología reproductora y cambio de sexo en algunas especies de lapas (Wright y Lindberg, 1982; Lindberg y Wright, 1985).

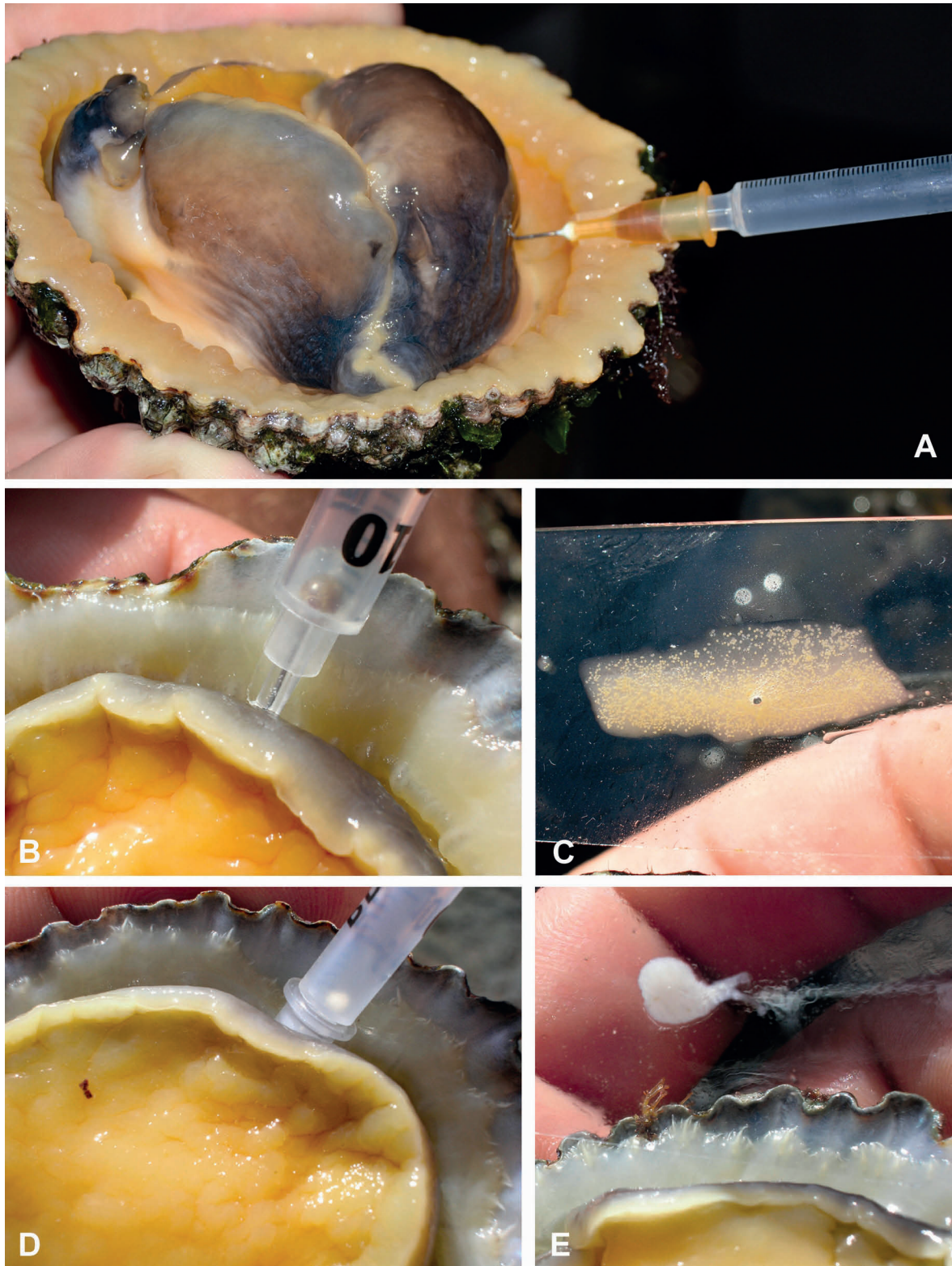


Figura 4.3. Ejemplo de sexado de ejemplares de *Patella ferruginea* en las islas Chafarinas mediante la técnica no letal de Wright y Lindberg (1979). **A**, punción para la biopsia de un ejemplar. **B** y **C** corresponden a una hembra, mientras que **D** y **E** corresponden a un macho. Fotografías: Javier Guallart. Fuente: Guallart (2006).



La técnica anterior ha sido adaptada y utilizada en diversos trabajos relativos a *Patella ferruginea*. Entre ellos hay que destacar los realizados en:

- Islas Chafarinas: Guallart (2006, 2008, 2010), Guallart *et al.* (2006a, 2010b, 2013b).
- Ceuta: Espinosa *et al.* (2008c), Rivera-Ingraham *et al.* (2010a, 2011b).
- Isla de Zembra: Zarrouk *et al.* (2016), Zarrouk (2017).

Sin embargo, este tipo de trabajos pueden implicar *a priori* un cierto riesgo de mortalidad de los ejemplares sexados, tanto por la manipulación de los ejemplares como por la propia biopsia. Wright y Lindberg (1979) en su trabajo indicaban que la mortalidad de ejemplares asociada era virtualmente nula, si bien se había observado algún cambio de comportamiento, como el “cambio de territorio” en ejemplares de *Lottia gigantea*. No obstante, en los trabajos posteriores que han aplicado esta técnica por lo general la supervivencia de ejemplares transcurrido un año resultó bastante baja. Algunos ejemplos se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Evaluación de la tasa de supervivencia en el sexado de distintas especies de lapas utilizando la técnica de Wright y Lindberg (1979). Se indican los autores y el año de la publicación, la especie, el número de ejemplares sexados, el número de ejemplares hallados tras un determinado periodo de evaluación y el porcentaje de supervivencia resultante. * Algunos autores que han aplicado esta técnica de sexado en *P. ferruginea* no presentaron resultados sobre porcentaje de supervivencia o de ejemplares hallados con posterioridad.

Autores	Especie	Número de ejemplares sexados	Número de ejemplares hallados	Porcentaje de supervivencia	Periodo evaluación (meses)
Wright y Lindberg (1982)	<i>Lottia gigantea</i>	30	9	30,0	14
Le Quesne y Hawkins (2006)	<i>Patella vulgata</i>	200	37	18,5	12
Espinosa <i>et al.</i> (2008c)	<i>Patella ferruginea</i>	15	4	26,7	12
Guallart <i>et al.</i> (2013b)	<i>Patella ferruginea</i>	125	113	90,4	3
Rivera-Ingraham <i>et al.</i> (2011b)*	<i>Patella ferruginea</i>	326	-	-	-
Zarrouk <i>et al.</i> (2016)*	<i>Patella ferruginea</i>	105	-	-	-

El “no hallazgo” o “desaparición” de los ejemplares puede ser atribuido a diferentes causas. Entre ellas, podrían incluirse algunas como la pérdida de las marcas o a la mortalidad natural. Parece evidente, sin embargo, que la aplicación de la técnica de sexado, tanto por la extracción y manejo de los ejemplares como por la realización de la biopsia, potencialmente podría ser una de las principales causas de mortalidad.

Guallart *et al.* (2013b) propusieron un detallado protocolo para aplicar la técnica de Wright y Lindberg (1979) en *P. ferruginea*, obteniendo una tasa de recuperación de ejemplares muy elevada. Así, en otros trabajos considerados en la tabla 4.1, el porcentaje de “supervivencia” varió entre el 18,5 y el 30% transcurrido un año, mientras que en el trabajo de Guallart *et al.* (2013b) superó el 90% transcurridos 3 meses tras la biopsia. Estos resultados pueden indicar la idoneidad de este protocolo para el estudio de una especie estrictamente protegida y amenazada como *Patella ferruginea*.

5. MORFOLOGÍA



Patella ferruginea es una de las mayores lapas europeas (la mayor del género *Patella*); su concha alcanza normalmente unos 80 mm de diámetro mayor, aunque puede llegar a superar los 100 mm. La concha es muy característica, con unas prominentes costillas radiales, gruesas e irregulares (figura 5.1A). Los individuos de pequeño tamaño suelen tener el borde exterior de la concha muy irregular, con los extremos de las costillas sobresalientes. El color de la concha es pardo-ferruginoso en su cara exterior en los adultos, mientras que los ejemplares pequeños presentan bandas concéntricas amarillentas y oscuras. La parte interna de la concha es de color blanco opaco y brillante en el adulto. El animal tiene un pie muy musculoso, de color crema con tintes amarillentos o anaranjados. Los lados del pie y la cabeza son de color grisáceo o negruzco (figura 5.1B). La coloración del animal fue descrita por Fischer-Piette (1935).

Esta especie se distingue bien de sus congéneres europeos por su tamaño y sus costillas fuertes y gruesas. La única especie de la familia que alcanza una talla similar (unos 100 mm o más) es *Cymbula safiana* (que en la mayor parte de la literatura se ha citado como *Patella nigra* o *Patella safiana*), pero se distingue bien de *P. ferruginea* por tener una concha de perfil más ovalado, con la superficie bastante lisa y con numerosas costillas radiales finas y estrechas.

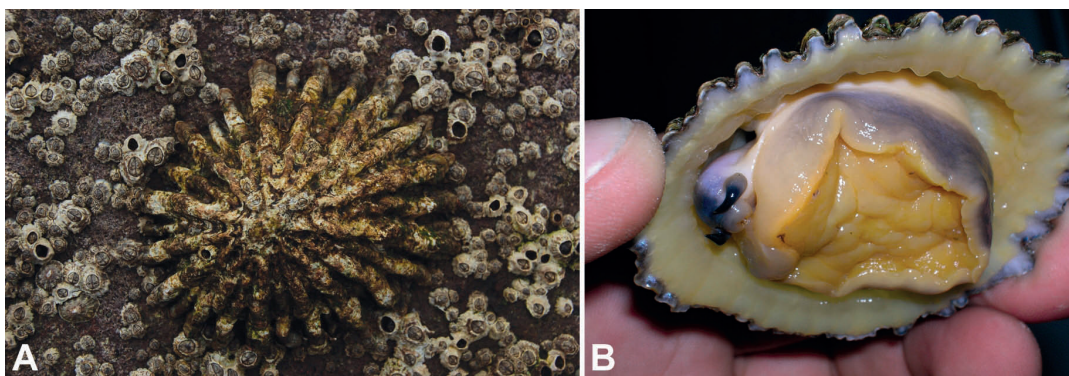


Figura 5.1. Aspecto general de ejemplares adultos de *Patella ferruginea*. **A**, ejemplar de unos 70 mm de diámetro máximo (DM) fijado al sustrato rocoso (Melilla; de Templado y Guallart, 2010). **B**, ejemplar de unos 70 mm de DM mostrando las partes blandas del animal (islas Chafarinas; de Guallart y Templado, 2012).

La rádula de *Patella ferruginea* ha sido descrita por Fischer-Piette (1935), Christiaens (1973) y Grandfils-Accino (1982).

5.1. Morfometría

5.1.1. Parámetros morfométricos principales de la concha

Los principales parámetros morfométricos de la concha son los siguientes:

- Longitud máxima = diámetro máximo: DM.
- Anchura máxima: AM.
- Altura: H.

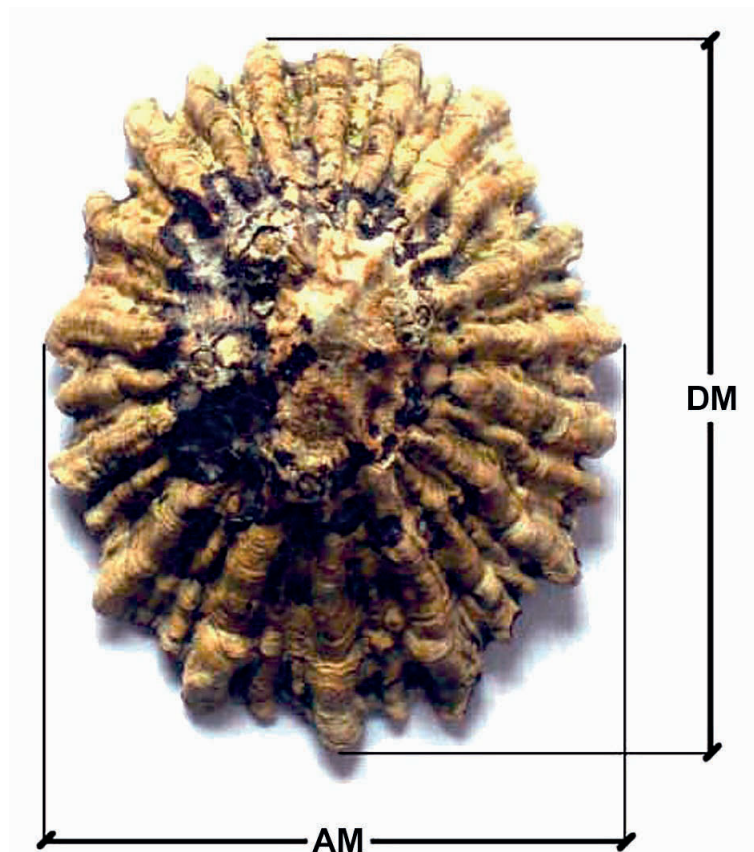


Figura 5.2. Medidas biométricas básicas de ejemplares de *Patella ferruginea*. **DM**, diámetro máximo. **AM**, anchura máxima. Fuente: Guallart (2006).

El “diámetro máximo” de la concha (DM, figura 5.2) es sin duda el parámetro más utilizado para representar la talla de los ejemplares de diferentes lapas y, en concreto, de *Patella ferruginea*. En un principio, este parámetro puede considerarse fácil de definir y obtener. Asumiendo un perfil ovalado de la concha, el DM correspondería a la medida del eje longitudinal, y, dada la forma de la concha, se puede medir con relativa facilidad mediante un calibre vernier o pie de rey. Sin embargo, en la práctica puede haber algunas dificultades y algunas diferencias entre autores, sobre todo debido al perfil sinuoso del borde de la concha (menos común en el morfotipo *rouxii*, pero muy destacado en la forma *lamarckii*, ver apartado 5.3) debido a la prolongación de sus costillas radiales sobre el borde. En realidad, prácticamente ningún autor discute acerca del procedimiento de medición de los ejemplares (sobre todo de aquellos con morfología más inusual) y suelen referirse a la “medida del diámetro máximo de la concha siguiendo el eje longitudinal del ejemplar”. Guallart *et al.* (2013c) intentaron definirlo con detalle como “la longitud máxima de la concha a lo largo de su eje longitudinal, incluyendo las prominencias en su perfil debido a la prolongación de las costillas radiales que habitualmente recorren su superficie”. La dificultad de medir con exactitud el parámetro DM presenta relevancia en trabajos en que esta precisión es importante, como en el caso del estudio de la tasa de crecimiento. Esta dificultad se incrementa cuando no se trata de medir simplemente una concha, sino la de un ejemplar adherido a la roca en el litoral.



Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) comprobaron durante el seguimiento de algunos ejemplares de *P. ferruginea* la existencia de un aparente crecimiento negativo. Este resultado lo atribuyeron en parte a la dificultad de medir con precisión las conchas, en función de los puntos de referencia tomados (los extremos de las “costillas”) entre dos mediciones consecutivas. Para minimizar esta dificultad, Guallart (2006, 2008, 2010) y Guallart *et al.* (2012b) propusieron, para los trabajos en los que la precisión de esta medida era particularmente relevante (por ejemplo, crecimiento), medir la talla (DM) tres veces de manera no consecutiva en cada ejemplar (alternando las mediciones a realizar entre varios ejemplares) y considerar el promedio entre los tres datos obtenidos como valor representativo de la talla.

También existen dificultades para, en la práctica, definir con claridad cómo se han considerado los otros dos parámetros, AM (figura 5.2) y H. Por ejemplo, la anchura máxima (AM) se podría considerar como “la longitud máxima de la concha medida en un eje perpendicular al eje longitudinal de la misma, incluyendo las prominencias habitualmente halladas en su contorno” (Tlig-Zouari *et al.*, 2011). Sin embargo, Grandfils-Accino (1982), por ejemplo, en un trabajo centrado en el estudio de aspectos biométricos de la concha de *P. ferruginea*, y de acuerdo con su Figura 2c, al parecer consideraba que la anchura correspondería a la de la concha “al nivel del umbo” y no a la anchura máxima, lo cual contrasta con la definición de Tlig-Zouari *et al.* (2011). Por tanto, el que no se especifique normalmente esta información puede conllevar que los resultados no sean comparables.

Por su parte, la altura de la concha (H) es un parámetro para el que, aparentemente, ningún autor describe el procedimiento de medición. Sin embargo, en la práctica este parámetro resulta extraordinariamente complicado de medir con precisión, sobre todo en los ejemplares vivos adheridos al sustrato, ya que suelen estar sobre superficies irregulares. Por ello, hay que definir cuál es el punto de referencia respecto al cual medir la diferencia de altura entre un determinado punto del borde de la concha en relación al ápice de la concha (umbo). Pero incluso en el caso de ejemplares separados del sustrato o en el de conchas vacías, el hecho de que su contorno tenga un perfil irregular al estar adaptado a la roca del litoral (ver apartado 7.2.1), y a menudo en una superficie no plana, dificulta considerablemente qué definir como “altura”. Por ejemplo, la Figura 2b de Grandfils-Accino (1982) no aclara este asunto y en la Figura 2 de Tlig-Zouari *et al.* (2011) se expone solo el caso más sencillo. Todo ello puede influir en las diferencias de resultados entre autores, en aspectos como los que se exponen a continuación.

5.1.2. Relaciones biométricas de la concha

En la tabla 5.1 se exponen algunos resultados de las relaciones biométricas publicadas para la concha de *P. ferruginea*, en función de los tres parámetros básicos que se han descrito anteriormente.



Tabla 5.1. Relaciones biométricas publicadas para *Patella ferruginea*, en función de los tres parámetros básicos: longitud (DM), anchura (AM) y altura (H).

	Relación biométrica	Localidad	Referencia
Longitud vs. anchura	$AM = 0,78 * DM^{0,98}$	Málaga e islas Chafarinas	Grandfils-Accino (1982)
	$AM = 0,753 * DM^{1,05}$	Islas Chafarinas	Aparici-Seguer <i>et al.</i> (1995)
	$AM = -1,05 + 0,83 DM$	Isla de Alborán	Paracuellos <i>et al.</i> (2003)
Longitud vs. altura	$H = 0,23 * DM^{1,20}$	Málaga e islas Chafarinas	Grandfils-Accino (1982)
	$H = 0,266 * DM^{1,24}$	Islas Chafarinas	Aparici-Seguer <i>et al.</i> (1995)
	$H = -3,97 + 0,49 DM$	Isla de Alborán	Paracuellos <i>et al.</i> (2003)
Anchura vs. altura	$H = 0,34 * AM^{1,12}$	Málaga e islas Chafarinas	Grandfils-Accino (1982)
	$H = -2,28 + 0,57 AM$	Isla de Alborán	Paracuellos <i>et al.</i> (2003)

5.1.3. Relación talla-peso

Guallart (2006) es el único autor que ha aportado datos de las relaciones talla-peso en *P. ferruginea*, con los resultados siguientes en las islas Chafarinas:

Peso total (PT)

$$PT = 3,081 * 10^{-5} * DM^{3,415}$$

Peso masa corporal (PC; peso del ejemplar sin la concha)

$$PC = 8,872 * 10^{-6} * DM^{3,449}$$

5.2. Talla máxima

5.2.1. Datos generales

Patella ferruginea es una especie que destaca entre otras especies de lapas mediterráneas por su gran tamaño. En general, se ha descrito que su concha puede sobrepasar los 10 cm de diámetro (Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986; Templado, 2001; Templado *et al.*, 2004; Moreno y Arroyo, 2008), aunque generalmente no suele superar los 7 u 8 cm. En Francia se denomina a *P. ferruginea* como lapa gigante ("*arapède geante*"), pero no es la especie de la familia Patellidae que alcanza el mayor tamaño en el Mediterráneo. *Cymbula safiana* (= *C. nigra*), una especie de amplia distribución atlántica que penetra en el Mediterráneo ocupando buena parte del mar de Alborán, la supera en tamaño, pudiendo alcanzar los 13 cm de diámetro máximo de la concha (Templado, 2001).

Entre las localidades donde se han descrito ejemplares de talla superior a 9 cm se incluyen la isla de Zembra (Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986), Ajaccio, Córcega (Giudicelli *et al.*, 1999), las islas Chafarinas (AA.VV., 1994; Guallart y Templado, 2016), la



isla de Alborán (Paracuellos *et al.*, 2003), la bahía de Algeciras (Espinosa *et al.*, 2005), Ceuta (Espinosa *et al.*, 2009b; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a) y Melilla (González-García y Paredes, 2013; González-García *et al.*, 2015).

Posiblemente el ejemplar de mayor talla es uno de 114 mm de diámetro máximo encontrado en la isla de Alborán (CMA, 2016, p. 111), seguido uno de 107 mm encontrado en Ceuta por Rivera-Ingraham *et al.* (2011a). Otras localidades donde se han citado ejemplares de talla superior a 100 mm son las islas Chafarinas (AA. VV., 1994), la Reserva Natural de Scandola (Meinesz *et al.*, 2010) y la isla de Alborán (CMA, 2014).

5.2.2. Aspectos que influyen en la talla máxima por localidad

La talla máxima hallada en las diferentes localidades, a partir de la bibliografía existente, puede considerarse influenciada por dos factores principales: el impacto humano, debido principalmente a la recolección de ejemplares, y los aspectos relativos a las propias características de la población.

5.2.2.1. Talla máxima influenciada por la recolección

Diversos autores han señalado que la accesibilidad por parte del hombre y la extracción de ejemplares asociada a ésta influyen en la talla máxima (y en la talla media) de los ejemplares en diferentes localidades. En general, se asume que la captura de ejemplares se realiza preferentemente sobre aquellos de mayor talla, lo que conllevaría una disminución de la talla máxima registrada en un determinado momento (Espinosa *et al.*, 2009b; Tlig-Zouari *et al.*, 2010a; Ceccherelli *et al.*, 2011; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a, 2015a; Espinosa *et al.*, 2013; Coppa *et al.*, 2016b, entre otros). Generalmente estos estudios concluyen que, dentro de una misma localidad, la talla máxima tiende a ser menor en las zonas más accesibles (posiblemente por recolección humana), mientras que suele ser mayor en aquellas menos accesibles. Por lo tanto, la mayoría de estos autores han considerado el valor de talla máxima (o de talla media) como representativo del estado de conservación de la especie en una determinada localidad.

5.2.2.2. Talla máxima en función de la densidad

Guallart y Templado (2016), en las islas Chafarinas, un enclave con una de las mejores poblaciones de *P. ferruginea* y sin afectación relevante por recolección, indicaron que, a nivel local, la talla máxima de los ejemplares estaba correlacionada negativamente con la densidad de ejemplares. Así, hallaron que, en las zonas con mayores densidades de adultos de la especie, los valores de talla máxima y talla media del contingente de adultos tienden a ser significativamente menores respecto a las zonas con densidades moderadas o bajas.

Esta correlación negativa se ha atribuido a posibles efectos de competencia intraespecífica por los recursos, algo que se ha señalado para otras especies de moluscos intermareales. En este caso, la existencia de una talla máxima moderada en un tramo de costa podía ser indicativo no de un estado desfavorable sino, por el contrario, de una muy alta densidad de ejemplares. Observaciones semejantes pueden extraerse de la



población de Melilla descrita por Guallart *et al.* (2013c), en la que en los censos llevados a cabo en zonas con poblaciones muy abundantes, como la escollera exterior del puerto, no se llegaron a registrar ejemplares de talla superior a 90 mm.

Por tanto, conviene señalar que, aunque la “talla máxima” (o la “talla media” de los adultos) puede ser un parámetro de utilidad para valorar la presión humana extractiva sobre la especie (ver apartado 5.2.2.1), este tipo de datos aisladamente debe ser tratado con gran cautela.

5.3. Morfotipos *rouxii* y *lamarckii*

Diversos autores han citado la existencia de dos morfotipos en *Patella ferruginea*: *rouxii* y *lamarckii*. Los nombres de estos morfotipos proceden de dos nombres específicos de Payraudeau (1826), que actualmente se consideran sinónimos de *P. ferruginea*: *Patella lamarckii* Payraudeau, 1826 y *Patella rouxii* Payraudeau, 1826.

La forma *lamarckii* se caracteriza por presentar la concha con costillas muy marcadas y un perfil relativamente deprimido. En cambio, el morfotipo *rouxii* presenta la concha con una superficie más lisa, con las costillas poco o apenas marcadas y una altura mayor. La altura relativa ha sido generalmente expresada como el cociente H/DM (H: altura de la concha; DM: diámetro máximo de la concha) y la mayoría de autores consideraban el dato de 0,30 como el valor discriminante (ejemplares > 0,30: *rouxii*; < 30: *lamarckii*) (Porcheddu y Milella, 1991; Giudicelli *et al.*, 1999). Espinosa y Ozawa (2006) señalaron valores más elevados, con un promedio de H/DM de 0,388 para *rouxii* y de 0,305 para *lamarckii*, con un valor discriminante de 0,37.

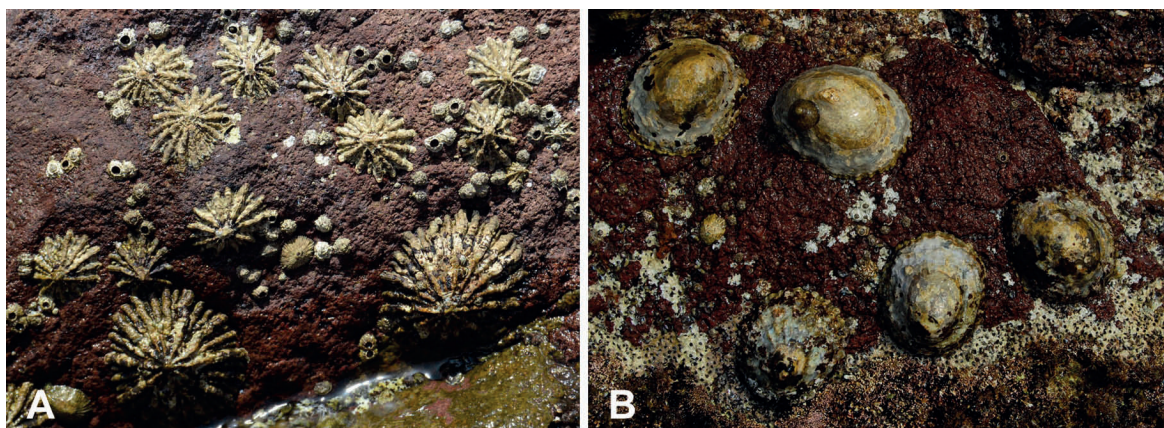


Figura 5.3. Morfotipos de *Patella ferruginea*. Grupos de ejemplares de: A, forma *lamarckii* y B, forma *rouxii*. Islas Chafarinas. Fotografías: Javier Guallart.

Algunos de estos autores señalaron la existencia de ejemplares con valores intermedios: con un desarrollo de costillas correspondiente a un grupo y una relación H/D propia del otro (Porcheddu y Milella, 1991; Espinosa y Ozawa, 2006). Porcheddu y Milella (1991) sostenían la hipótesis de que podría tratarse de dos especies diferentes y que estudios posteriores debían aclarar este tema.

Finalmente, Espinosa y Ozawa (2006), mediante estudios genéticos, descartaron la



hipótesis de que pudiera tratarse de dos especies o subespecies, considerando a estas formas simplemente como "ecotipos". Del mismo modo, las formas intermedias entre ambos morfotipos fueron consideradas por estos autores como adaptaciones a estadios intermedios en cuanto a condiciones ecológicas y no a efectos de hibridación entre diferentes genotipos.

Algunos estudios han asociado estos morfotipos a diferentes condiciones ambientales en las que habitan los ejemplares de *P. ferruginea*. Así, se ha planteado que el morfotipo *rouxii* sería el habitual en paredes subverticales a una cota respecto al nivel medio del mar relativamente elevada, mientras que el morfotipo *lamarckii* tendería a encontrarse en enclaves de sustrato subhorizontal y a un nivel más bajo, cubierto por el agua con mayor frecuencia (Laborel-Deguen, 1985, en Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986; Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986). Frente a lo anterior, otros autores sugirieron que el morfotipo *rouxii* sería propio de zonas más expuestas al hidrodinamismo, mientras que el morfotipo *lamarckii* se localizaría en enclaves relativamente abrigados (Porcheddu y Milella, 1991; Giudicelli *et al.*, 1999).

En la mayoría de los trabajos, la relación entre los morfotipos y las características ambientales en realidad se basa en aspectos descriptivos más que en estudios de distribución en distintos ambientes litorales. Coppa *et al.* (2012) analizaron este tema en un área marina protegida al oeste de Cerdeña, sin hallar diferencias espaciales significativas entre ambos morfotipos respecto al nivel del mar. En cambio, asociaron la presencia de la forma *lamarcki* a los enclaves más expuestos al hidrodinamismo (lo contrario a lo indicado por los autores precedentes), mientras que la forma *rouxii* no parecía responder al grado de exposición al hidrodinamismo.

Por su parte, Tlig-Zouari *et al.* (2011) describieron para Zembra (Túnez) la coexistencia de ambas formas en un mismo enclave, concluyendo que ello demostraba la elevada plasticidad de la especie como respuesta a factores ambientales incluso a muy pequeña escala, como la posición concreta en una roca y los factores asociados a esa posición (por ejemplo, la pendiente o el grado de exposición a la radiación solar).

Existe todavía, por lo tanto, un cierto debate sobre la existencia de ambos morfotipos, la manera de definirlos y las causas de estas diferencias. Cabe plantearse que parte de la dificultad en la identificación de estos morfotipos resida en que dicha identificación se basa en criterios relativamente subjetivos, por ejemplo, "el grado de desarrollo de las costillas". Otros datos numéricos que podrían ser más representativos muestran diferencias entre autores; como se ha señalado en párrafos anteriores pero, sobre todo, como se destaca en el apartado 5.1.1, existe una gran dificultad para medir con precisión la altura de la concha y probablemente distintos autores utilicen diferentes criterios para ello. Quizá lo más pragmático sea obviar estos dos morfotipos, como ya se hace en buena parte de la literatura reciente, asumiendo la existencia de una cierta heterogeneidad en la forma de la concha de *P. ferruginea* posiblemente influida por factores ambientales.



5.4. Juveniles

La morfología de la concha de los ejemplares juveniles (20-30 mm MD) es conocida y bastante característica, con un contorno de forma estrellada debido a la prolongación de las costillas axiales y un patrón de color en el que alternan bandas concéntricas oscuras y claras. Los juveniles de este rango de tallas son comunes en localidades con poblaciones densas de adultos (Frenkiel, 1975; Espinosa, 2009; Espinosa *et al.*, 2011; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a; Guallart *et al.*, 2012e, 2013b; Guallart y Templado, 2016, entre otros).

Sin embargo, varios autores consideraron problemática la identificación de ejemplares juveniles de menos de 20 mm basándose en las características externas de la concha (Mari *et al.*, 1998; Giudicelli *et al.*, 1999; Meinesz *et al.*, 2001b; Pascal, 2002, entre otros), o menores de 10 mm (Coppa *et al.*, 2012). Debido a ello, decidieron en sus respectivas zonas de estudio no incluirlos en los censos realizados. La aparente dificultad para identificar morfológicamente a juveniles de pequeño tamaño de *P. ferruginea* condujo a Casu *et al.* (2010) a utilizar métodos genéticos (presumiblemente letales) para identificar dos juveniles de lapa de aproximadamente 2,5 mm encontrados sobre la concha de un adulto de *P. ferruginea*.

El ejemplar más pequeño de *Patella ferruginea* ilustrado es probablemente uno de Córcega de 7 mm (Scaperrotta *et al.*, 2011, p. 20). Con anterioridad, Laborel-Deguen y Laborel (1991a) describieron brevemente ejemplares de menos de 5 mm, también de Córcega. Según estos autores, tienen una concha cónica elevada, sin costillas radiales visibles y diez bandas radiales blancas que destacan contra el fondo oscuro de la concha. Las costillas radiales aparecen gradualmente en los ejemplares de más de 5 mm, que adquieren el patrón de color característico de bandas concéntricas de color beige y oscuro y forman un contorno estrellado al desarrollar las costillas.

Por su parte, Guallart *et al.* (2017) recientemente han descrito con detalle la morfología de las primeras fases de vida bentónica de *P. ferruginea*, desde la fase de postlarva hasta juveniles de unos 20 mm (figura 5.4). Estas descripciones se han basado tanto en ejemplares procedentes de la fecundación y cultivo en laboratorio de la especie (ver apartado 12.2.1), como en observaciones en el hábitat natural en las islas Chafarinas, donde el reclutamiento en ocasiones es extraordinariamente abundante (Guallart *et al.*, 2011). Esta información puede ser de gran utilidad para el estudio en condiciones naturales de las primeras fases de vida de la especie.

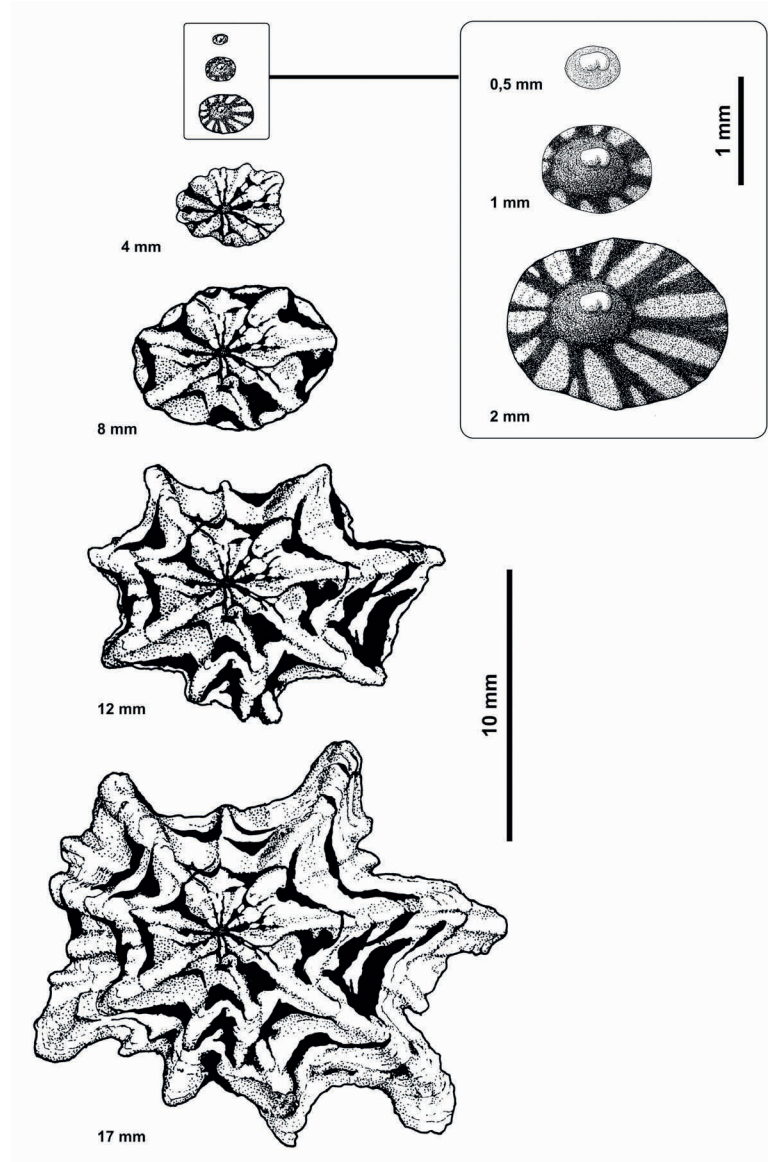


Figura 5.4. Reconstrucción esquemática de la forma de la concha y del modelo de coloración de las primeras etapas de la vida postlarvaria de *Patella ferruginea* (Modificado, de Guallart *et al.*, 2017).

6. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA



6.1. Distribución histórica

Espinosa y Ozawa (2006), basándose en los datos de la filogenia de Nakano y Ozawa (2004), señalaron que *Patella ferruginea* fue la primera especie de lapa en divergir del resto de especies del género, atribuyéndole una antigüedad de unos 18 millones de años. En realidad, esta edad correspondería a la divergencia del linaje que posteriormente daría lugar a *P. ferruginea* y *P. rustica*. Lo cierto es que *Patella ferruginea* sólo se conoce en el registro fósil desde el comienzo del Pleistoceno, hace unos dos millones de años (Cuerda, 1987; Forli *et al.*, 2004) y aparece en varios pisos de esa época geológica en distintas localidades del Mediterráneo occidental (Cuerda, 1987; Vicens y Pons, 2012). Algunas citas de edades anteriores del Neógeno europeo son consideradas dudosas por Forli *et al.* (2004), quienes consideran que deben corresponder a especies diferentes, posiblemente del mismo linaje que dio lugar a *P. ferruginea*. Entre estas especies fósiles que presentan cierta similitud con *P. ferruginea* pueden citarse a *Patella crassicostata*, *Patella delphinensis* y *P. vindascina* del Mioceno Medio italiano y de la cuenca del Rin, *P. ambroggii* del Plioceno de Marruecos (Lecointre, 1952) y *Patella alessiae* de depósitos del Plioceno Inferior mediterráneo (Forli *et al.*, 2004). Estos autores sugieren que este último taxón pudo estar presente en el Atlántico durante el Mioceno Superior y que probablemente se extendió al Mediterráneo en el Plioceno temprano. Dichos autores también consideran que las citas de *P. ferruginea* en el Plioceno Inferior del sur de España (Landau *et al.*, 2003) deben corresponder a *Patella alessiae*.

Vicens (2015), en su tesis doctoral, señala que *P. ferruginea* es muy frecuente en los depósitos tirrenienses de la cuenca occidental del Mediterráneo, situación que se mantiene hasta la época histórica. La especie ha sido explotada como alimento desde el Paleolítico (Colonese *et al.*, 2011, 2014). Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) y Laborel-Deguen y Fischer-Piette (1935) y Colonese *et al.* (2011) la citan en el Musteriense en las proximidades de Gibraltar. Laborel (1990a, 1991a) señalan la presencia de la especie en numerosos yacimientos neolíticos de la Francia continental, donde actualmente se considera extinguida, Gibaja *et al.* (2012) y Bravo Nieto *et al.* (2013) en un yacimiento neolítico de las islas Chafarinas y Guallart *et al.* (2006b) y Moreno y Arroyo (2008) en diversos concheros prehistóricos del Levante español (costas de Almería y Murcia, islas Columbretes y Cadaqués). También aparece en restos arqueológicos de la edad del Bronce (Tarifa, Martín-Ruiz *et al.*, 2006) y de tiempos históricos de las épocas fenicia, griega y romana (Imperator, 1968). Todo ello indica que esta lapa era frecuente por todo el litoral del Mediterráneo occidental y muy utilizada por el hombre como alimento y objeto de adorno, pero su área de distribución se ha ido restringiendo progresivamente desde comienzos del Holoceno (Colonese *et al.*, 2014) y, sobre todo, a lo largo de los siglos XIX y XX (Laborel-Deguen y Laborel, 1990a; 1991a; Porcheddu y Milella, 1991).

Hidalgo (1917), en su monografía sobre los moluscos marinos de España y Portugal,



cita *P. ferruginea* en Málaga, Cadaqués, Fornells y Mahón. Algunas de estas citas son dudosas o pueden estar basadas en ejemplares subfósiles, pues en esta obra se han detectado errores en la asignación de las localidades a muchas especies (Guallart *et al.*, 2006b). Por otro lado, en las colecciones del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid, donde se halla la colección de Hidalgo, sólo existen ejemplares de esta especie procedentes de Algeciras, Málaga, Punta Chullera, Adra, Melilla e Islas Chafarinas.

6.2. Distribución actual

Las primeras síntesis de la distribución histórica y de la reciente de *Patella ferruginea* fueron presentadas por Boudouresque y Laborel-Deguen (1986), Laborel-Deguen y Laborel (1990a, 1991a) y Porcheddu y Milella (1991). Recientemente, Espinosa *et al.* (2014) publicaron una distribución actualizada de la especie.

Patella ferruginea es una especie endémica del Mediterráneo occidental. La distribución geográfica conocida actual corresponde al litoral de los siguientes países: España, Francia, Italia, Marruecos, Argelia y Túnez.

Respecto a la distribución actual conocida de *P. ferruginea*, hay que destacar que, si bien es posible confirmar la presencia de la especie en una determinada localidad, aunque sea a partir de un número reducido de ejemplares (por ejemplo, Moreno, 1992; Espinosa *et al.*, 2009a), su ausencia es mucho más difícil de establecer con seguridad. En algunos casos en que se señala su ausencia en determinadas localidades, éstas corresponden a zonas con un litoral muy amplio (por ejemplo, Espinosa *et al.*, 2009a, para varias localidades españolas; Espinosa *et al.*, 2014, para zonas del litoral toscano o de la isla de Sicilia), por lo que deben considerarse de manera tentativa. En cualquier caso, la relevancia que ha adquirido la especie y su progresivo conocimiento por la sociedad, junto con el incremento del esfuerzo investigador, determina que el desconocimiento de su presencia en numerosas zonas del litoral mediterráneo europeo pueda interpretarse como confirmación de su probable ausencia actual (Templado, 2001).

6.2.1. España

La distribución de *P. ferruginea* en el territorio español se restringe a las comunidades autónomas más meridionales del Mediterráneo peninsular y, sobre todo, a los enclaves españoles en la costa norteafricana. En la actualidad, se considera ausente en todo el litoral mediterráneo correspondiente a las autonomías de Cataluña, de la Comunidad Valenciana, así como en las Islas Baleares (Templado, 2001). Altaba (1999) señaló la presencia de *P. ferruginea* en Mallorca, pero estos datos correspondían a una identificación errónea, pues los ejemplares proporcionados por este autor fueron identificados como *Patella ulyssiponensis*, tal y como indicó Templado (2001). En la costa de Murcia, Espinosa *et al.* (2009a) citaron por primera vez la presencia reciente de dos adultos en la isla Hormiga (Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas). Varios años más tarde y tras la finalización del Proyecto Cero, en 2014 se realizó el traslado experimental de 10 ejemplares a esta misma localidad (Guallart *et al.*, 2014) (ver



apartado 12.1.2). En 2016, sólo se pudo verificar la supervivencia de uno de los ejemplares resultantes del traslado llevado a cabo en 2014. Sin embargo, durante una prospección rápida de esta isla realizada en ese momento, se registró la presencia de otros 4 ejemplares adultos de *P. ferruginea* (Guallart *et al.*, 2016). En principio, tanto por la talla como por la localización de estos 4 ejemplares, ninguno de ellos podía corresponder a los dos adultos citados por Espinosa *et al.* (2009). Por lo tanto, las islas Hormigas parecen tener cierta potencialidad para recibir larvas de otras zonas geográficas de forma ocasional, a pesar de estar localizadas a más de 150 km (o unas 80 millas náuticas) de la localidad más cercana donde se han hallado otros ejemplares (punta del Bergantín, en Almería; CMA, 2012).

En realidad, la práctica totalidad de las poblaciones de *P. ferruginea* en la península ibérica se localizan actualmente a lo largo de las costas de Andalucía. La citas de la especie eran escasas a finales del siglo pasado: bahía de Algeciras (García Gómez, 1983), las costas de Málaga y Granada (Grandfils-Accino, 1982; Grandfils y Vega, 1982; Christiaens, 1983; Luque, 1986a, b) o el cabo de Gata (Moreno, 1992). Desde entonces, el conocimiento de la población de *P. ferruginea* en Andalucía ha ido aumentando considerablemente. Espinosa *et al.* (2005) realizaron un censo exhaustivo en la bahía de Algeciras y Gibraltar y hallaron un total de 140 ejemplares (de los cuales aproximadamente 131 serían adultos). Pero, sobre todo, hay que destacar el esfuerzo realizado desde la Junta de Andalucía, con su "Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz". En esta comunidad autónoma, la especie se ha citado recientemente, al menos de manera puntual, a lo largo de casi todo su extenso litoral mediterráneo, desde la punta del Bergantín (al norte del cabo de Gata) en Almería hasta el cabo de Gracia en Cádiz (formalmente, ya en aguas atlánticas) (CMA, 2012; 2014). El número de localidades y la estima total de ejemplares (CMA, 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016a; Moreno *et al.*, 2007; Moreno y Arroyo, 2008; Arroyo *et al.*, 2011; Fernández Casado *et al.*, 2017) han ido variando con los años, en parte sin duda debido a un mayor esfuerzo de muestreo, aunque con evidencias del aumento local de algunos contingentes de la población. Como resultado del estudio en el periodo 2004-2006, Moreno *et al.* (2007) indicaban la presencia de *P. ferruginea* en 55 localidades andaluzas, pero con solo un total de 715 ejemplares para los casi 700 km de costas mediterráneas de Andalucía, dato recogido en la Estrategia (MMAMRM, 2008). Estos datos, de acuerdo con los autores, indicaban que el contingente de ejemplares presentes en la región era muy reducido en cuanto a la viabilidad de la especie, sobre todo por tratarse de poblaciones muy fragmentadas y, por lo tanto, casi con seguridad reproductivamente inviables. Desde estas primeras evaluaciones en 2004-2006, las estimas más recientes han aumentado de forma considerable. Actualmente se considera que existen algunas localidades, como la bahía de Algeciras o las escolleras del puerto de Motril, donde pueden hallarse algunos contingentes de hasta varios centenares de ejemplares (CMA, 2014; Fernández Casado *et al.*, 2017). A ello hay que sumar la isla de Alborán que, aparte de su localización geográfica, corresponde administrativamente a Andalucía. En definitiva, se ha estimado recientemente que la población de Andalucía



podría llegar a ser de 7.666 adultos (CMA, 2014), de los cuales 3.010 (39,2%) correspondían al litoral de Cádiz (Fernández Casado *et al.*, 2017).

La isla de Alborán es, sin duda, un lugar singular desde diversos puntos de vista, entre ellos, como hábitat de *P. ferruginea*. Geográficamente es un pequeño islote de unos 2.000 m de perímetro litoral, situado en el centro del mar de Alborán, a una distancia de la costa más próxima de unos 85 km (unas 45 millas náuticas). En esta isla, la presencia de *P. ferruginea* fue destacada ya por diversos autores hace varias décadas, siendo inicialmente descrita como abundante (García Raso y Salas, 1984; Salas y Luque, 1986). En 1996 se censaron 28 ejemplares en toda la isla y en 1998 sólo 13, todos ellos de talla mediana o grande (Templado, 2001); en ambos casos se trató de prospecciones rápidas e improvisadas. Desde entonces, la población de la isla ha sido objeto de seguimiento por parte de la Junta de Andalucía, y el número de ejemplares registrado ha ido incrementándose hasta alcanzar 111 ejemplares en 2002 (Paracuellos *et al.*, 2003; Barba *et al.*, 2005), 137 en 2006 (Moreno *et al.*, 2007), 364 en 2007 (Moreno y Arroyo, 2008; Arroyo *et al.*, 2011), 506 en 2010 (CMA, 2010), y 957 ejemplares en 2014 (CMA, 2014).

Los territorios españoles en el norte de África corresponden a las Ciudades Autónomas de Ceuta y de Melilla, junto a otros tres pequeños enclaves considerados como “territorios de soberanía”, que son, de oeste a este, el peñón de Vélez de la Gomera, el peñón de Alhucemas y el archipiélago de las islas Chafarinas. En tres de estas cinco localidades se hallan las mejores poblaciones de *P. ferruginea* en el litoral español: islas Chafarinas, Melilla y Ceuta, por este orden.

En la Ciudad Autónoma de Ceuta, Christiaens (1973) citó varios ejemplares y Templado (2001) la consideró como relativamente rara, señalando su mayor frecuencia en la bahía sur, de influencia mediterránea. Posteriormente, Guerra-García *et al.* (2004a, b) presentaron los primeros datos numéricos de densidad de ejemplares, destacando la presencia en el interior de las instalaciones portuarias, algo que estaría asociado al peculiar diseño del puerto de Ceuta, con una importante circulación interna de agua al estar abierto al mar por dos extremos. Desde entonces, en Ceuta se han llevado a cabo numerosos trabajos dirigidos al estudio de su población y de diferentes aspectos de la biología de la lapa ferrugínea. Estos trabajos han puesto de manifiesto una población abundante, con una distribución de tallas/edad equilibrada (desde pequeños juveniles hasta adultos de gran tamaño) y un reclutamiento regular (Espinosa, 2006; Espinosa *et al.*, 2008a, 2009b, 2011; Rivera-Ingraham *et al.*, 2010b, 2011a, 2015a). Los últimos censos globales de la especie para su litoral indican un total de 43.992 ejemplares (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a), de los cuales se estima que aproximadamente 28.590 corresponderían a ejemplares adultos. Los resultados obtenidos durante los últimos tres lustros muestran al litoral de Ceuta como un enclave con una población en buen estado de conservación. A pesar de ello, hay que destacar que en su litoral ha habido mortalidades muy importantes asociadas a obras portuarias, a pesar de las “medidas compensatorias” adoptadas (Espinosa *et al.*, 2008a). Además, algunos modelos de población aplicados señalaban que, bajo las condiciones de principios de la década de



2010, y debido particularmente a la recolección humana, la población se podría extinguir en un plazo de 20 años (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011c) (ver apartado 10.4). Sin embargo, Rivera-Ingraham *et al.* (2015a), tras un programa de seguimiento de cinco años (2007-2011) en el litoral ceutí, señalaron un incremento notable de la población de adultos.

En la Ciudad Autónoma de Melilla la presencia de *P. ferruginea* fue también citada por Yus y Cabo (1986), Bueno del Campo y González García (1996) y Templado (2001), entre otros. Las primeras estimas de la población fueron realizadas por Guallart *et al.* (2006) y por González-García *et al.* (2006) y, aunque independientes, dieron como resultado unas estimas semejantes, del orden de 20.000 ejemplares totales, con una amplia distribución de tallas y la existencia de un reclutamiento importante. La población de Melilla ha sufrido desde entonces también algunos episodios graves de mortalidad debido a diversas obras realizadas por la Administración. Guallart *et al.* (2013c) estimaron que diferentes obras costeras realizadas entre 2006 y 2010 habrían supuesto la desaparición de unos 1.900 ejemplares adultos de *P. ferruginea* y un número no evaluado de juveniles. Las últimas estimaciones globales realizadas por Guallart *et al.* (2013c) señalaron la presencia de 32.821 adultos de *P. ferruginea* en el litoral de Melilla. Una parte muy importante de éstos, 22.361 (en torno al 68% del total), se localizarían en la parte exterior de la escollera del puerto. Cabe destacar que esta población está sujeta a una amenaza muy importante, debido a las obras de ampliación del puerto que se están planificando durante los últimos años (Autoridad Portuaria de Melilla. 2014b). Algunos trabajos recientes indican, aunque aportando poca información, la recolonización por *P. ferruginea* de los tramos del litoral afectados por las obras realizadas entre 2006 y 2010 (González-García *et al.*, 2014b, 2015).

La presencia de *P. ferruginea* en las islas Chafarinas ya fue citada por Pallary (1920) y Grandfils-Accino (1982), describiendo las conchas de algunos ejemplares. La importancia de la población de esta lapa en el archipiélago fue destacada por AA.VV. (1991, 1994) y Aparici-Seguer *et al.* (1995), que aportaron los primeros datos numéricos de abundancia. A partir de 1999 se iniciaron una serie de trabajos de seguimiento de la población (Guallart, 1999, 2000, 2001, 2002) y, desde 2005, comenzaron a desarrollarse varios proyectos en los que, además del seguimiento, se estudiaron diferentes aspectos de la biología de la especie y se desarrollaron metodologías para su manejo y gestión (Guallart, 2006, 2008, 2010). La evaluación de la población de la especie en el archipiélago se realizó principalmente a partir de muestreos en el año 2000, dando como resultado una estima de 42.230 ejemplares adultos (Guallart y Templado, 2016). Además de una estructura de la población con un amplio rango de tallas, desde juveniles hasta adultos de gran tamaño, en el archipiélago se tiene constancia de un reclutamiento regular, si bien con importantes variaciones interanuales. En algunos casos, las abundancias de reclutas observados fueron excepcionalmente elevadas (Guallart *et al.*, 2011, 2012a). Por estos motivos, en la primera versión de la Estrategia (MMAMRM, 2008) se definía al archipiélago como “un auténtico santuario para esta especie”.



La presencia de *Patella ferruginea* en el peñón de Vélez de la Gomera fue indicada inicialmente por Guallart *et al.* (2012d). Poco después, Orozco *et al.* (2013) publicaron el primer censo detallado de la especie en este pequeño enclave peninsular unido a la costa de Marruecos, que se halla dentro del Parque Nacional de Alhucemas (Marruecos). Estos autores indicaron la presencia de 169 adultos y un total de más 567 ejemplares, lo que le convertiría en el cuarto enclave español en importancia para la especie. La densidad de la especie en el peñón puede considerarse como moderada, pero se observó la existencia de un importante reclutamiento.

En el peñón de Alhucemas (que incluye en realidad tres islotes, del cual sólo uno está habitado por una pequeña guarnición militar) la especie no ha sido citada, aunque hasta la fecha no se han realizado muestreos detallados.

6.2.2. Marruecos

Los datos relativos a la presencia y abundancia de *P. ferruginea* en las costas marroquíes son bastante escasos, a pesar de que se ha señalado su presencia en diversas localidades de sus algo más de 500 km de costas mediterráneas. Pasteur-Humbert (1962) y Bellon-Humbert (1973) la citan entre las islas Chafarinas y Tánger, y Muñiz (1972, 1977) en diversos puntos, especialmente en la ensenada de Tetuán. Bazairi *et al.* (2004) la citaron, sin indicar su abundancia, a lo largo del litoral mediterráneo marroquí en los siguientes enclaves (de oeste a este): bahía de Mdiq, Cabo Negro, Punta Targha, Punta Mekkad, El Jabha, Alhucemas, cabo de Tres Forcas, Karyat Arekmane, cabo del Agua y Essaidia.

Bazairi *et al.* (2004) realizaron sobre todo una primera evaluación de la población de *P. ferruginea* presente en la isla de Cala Iris, localizada en el extremo occidental del Parque Nacional de Alhucemas, indicando la presencia de una densidad moderada-baja, de 0,24 ejs./m, y un censo total de 110 ejemplares. Otra aproximación a la distribución de la especie, esta vez en la mayor parte del Parque Nacional de Alhucemas, fue realizada por Guallart *et al.* (2012d), mostrando que la especie se hallaba bien representada y ampliamente distribuida a lo largo de toda la costa del Parque Nacional, si bien con densidades moderadas, generalmente en torno a 1 ej./m, y con aparente escasez tanto de juveniles como de adultos de elevada talla.

Bazairi *et al.* (2012), en un censo realizado en 2012 en Cala Iris, encontraron una población sensiblemente mayor a la hallada en 2004, con un total de 576 ejemplares y una densidad media de 1,22 ejs./m y una distribución de tallas bien estructurada. Por otra parte, señalaron la presencia de una importante población en la localidad portuaria de El Jebha (no estimada en su conjunto), donde la especie era particularmente abundante sobre sustratos rocosos artificiales (densidad media total 3,66 ejs./m, en comparación con los sustratos naturales próximos, con densidad media 0,29 ejs./m).

González-García *et al.* (2006) estudiaron la distribución de *Patella ferruginea* en la costa del cabo de Tres Forcas (incluyendo además la de la Ciudad Autónoma de Melilla) e indicaron su importante presencia en la vertiente oriental de este cabo y su casi total ausencia en la zona occidental del mismo. Estos autores indicaron que en el cabo de Tres



Forcas las máximas densidades de ejemplares y la máxima talla se alcanzaban en el extremo nororiental, en zona muy expuestas al hidrodinamismo y poco accesibles desde tierra.

6.2.3. Argelia

Los datos disponibles sobre la presencia de *Patella ferruginea* en las costas de Argelia son escasos, si bien cabe suponer que pueden localizarse actualmente importantes contingentes de población en distintas localidades litorales argelinas.

En el trabajo de Frenkiel (1975) sobre el ciclo reproductor de distintas especies de lapas, esta autora no dio datos directos de la abundancia de *P. ferruginea*, aunque pueden deducirse del texto. Los muestreos se centraron en el entorno de Ghazaouet y de la isla de Rachgoun (situada a unas 0,9 millas náuticas de la costa), y en ambos casos se capturó un importante número de ejemplares: se cita la recolección de “sólo” 485 ejemplares en Ghazaouet (“485 individus seulement ont été récoltés en 22 mois”, pp. 167-168) y de unos 1.500 ejemplares en la isla de Rachgoun (“[...] la population de l'île Raschgoun a fait l'objet de prélèvements mensuels de 300 individus durant 5 mois [...]”, p.168). Hay que destacar que en la fecha de realización de estos trabajos no se trataba, como en la actualidad, de una especie protegida y que procuraron hacer la extracción de ejemplares “sin poner en riesgo el equilibrio de la población” ([...] *sans mettre en danger l'équilibre de la population* [...], p. 156), lo cual denota el importante número de ejemplares que la autora debió hallar en aquel momento, sobre todo en la isla de Rachgoun.

Posteriormente, Frenkiel y Moueza (1982) aportaron información sobre la distribución de las diferentes especies de Patellidae presentes en distintas localidades de la costa de Argelia, aunque sin presentar datos cuantitativos. En este trabajo se destaca la abundancia de *Patella ferruginea* sobre todo en la isla de Rachgoun y en las islas Habibas, donde se consideró a *Patella ferruginea* como la especie dominante entre las lapas presentes. Indicaron también su presencia en los bloques del puerto de Ghazaouet, que consideraron “escasa” [*faible*], del orden de “3 a 5 ejemplares por bloque”, valores que podrían considerarse como abundantes en la actualidad en otras zonas geográficas. Sin embargo, estos autores indicaron que en la mitad oriental de las costas argelinas, al oeste del puerto de Tenès, *Patella ferruginea* es rara, y que encontraron ejemplares en la bahía de Argel, pero no al este de esa zona, por lo que consideraron en principio ese punto geográfico como el límite de distribución de la especie.

Hay que destacar que estos datos son relativamente antiguos, de hace más de 35 años, y que los datos recientes para la costa argelina se restringen sobre todo a determinadas islas.

Respecto a la isla de Rachgoun, existen algunos informes, pero son muy pobres metodológicamente. Taibi *et al.* (2013) indicaron una presencia moderada de la especie y no hallaron ejemplares de tallas superiores a 80 mm. Por su parte, Ramos-Esplá *et al.* (2016) indicaron una elevada abundancia de *P. ferruginea* en el litoral de la isla, si bien los datos numéricos aportados son escasos y poco comparables con otras zonas.



Por su parte, las islas Habibas han sido objeto de atención por diversos autores. En este pequeño archipiélago, situado a unas 5 millas náuticas del litoral, Boumaza y Semroud (2001) describieron la existencia de una abundante población de *P. ferruginea*. Estos autores registraron unas densidades elevadas en 100 m de costa (10 transectos de 10 m de longitud) con un promedio de 4,5 ej./m y un máximo de 13 ej./m. Posteriormente, Espinosa (2009) obtuvo una densidad media de 4,8 ej./m y una densidad máxima de 35,3 ej./m (577 ejemplares censados en total, con un porcentaje importante de juveniles) en los 120 m de costa muestreados del archipiélago (12 transectos de 10 m de longitud). Este autor, extrapolando a partir de este reducido número de censos (ver apartado 4.1), estimó que la población del archipiélago de las islas Habibas podría ser de unos 50.400 ejemplares totales. En definitiva, la información disponible indica que las islas Habibas presentan una población muy relevante de *P. ferruginea*, con una buena distribución de grupos de talla/edad y la existencia de reclutamiento frecuente y en ocasiones muy abundante.

Espinosa (2009) indicó también la presencia y abundancia de *P. ferruginea* en la isla Plana, una pequeña isla situada a unas 2,8 millas náuticas del continente. Este autor indicó que, en dos censos en transectos de 10 m de longitud, obtuvo una densidad media muy elevada (22 ej./m). No existe, sin embargo, una estima de la población de *Patella ferruginea* para esta isla y las rocas circundantes.

Respecto al conjunto de la costa continental argelina, aparte de los datos de Frenkiel y Moueza (1982) no parece haber información reciente. Existen algunos datos relativos a localidades del extremo occidental de Argelia. Por ejemplo, Mezali (2005) indicó su presencia en Stidia y Kallouche *et al.* (2014) señalaron su relativa abundancia en el entorno de Orán, incluyendo la escollera del puerto de la ciudad. Benguedda *et al.* (2011) realizaron un estudio de metales pesados tomando muestras de ejemplares de *P. ferruginea* en dos localidades de las costas occidentales argelinas, Ghazaouet y Beni-Saf (en las proximidades de Rachgoun), capturando en cada localidad 36 ejemplares.

La amplia extensión de la costa argelina, unos 1.000 km de longitud, hace pensar que podría albergar importantes poblaciones de la especie, aunque los datos actuales parecen indicar que se concentrarían sobre todo en su mitad occidental.

6.2.4. Túnez

La información disponible para las costas continentales de Túnez procede sobre todo de los estudios realizados por Fguiri *et al.* (2007), Tlig-Zouari *et al.* (2010a, 2010b) y Espinosa *et al.* (2013).

Fguiri *et al.* (2007) estudiaron 19 estaciones (localidades) en el noreste de Túnez (entre diciembre de 2005 y agosto de 2006), y sólo hallaron ejemplares en 5 de ellas: tres en el golfo de Túnez (Sidi Bou-Said, Port Prince y Korbous) y dos en el cabo Bon (El Haouira y Kelibia). En el golfo de Túnez, la presencia en Sidi Bou-Said y Port Prince se reduce al hallazgo de un reducido número de ejemplares, mientras que en Korbous se describe una población importante, con densidades del orden de 4,5 ej./m. En la zona del cabo Bon se han descrito también poblaciones con buenas densidades, en El Haouira



de 3,4 ej./m (si bien dominada por ejemplares de pequeña talla) y en las proximidades del puerto de Kelibia, de 2,5 ej./m.

Tlig-Zouari *et al.* (2010a) analizaron la presencia de *Patella ferruginea* en 21 localidades de la costa tunecina incluyendo la isla de Zembra, un área marina protegida. En la costa continental sólo detectaron la presencia de la especie en seis de las localidades, todas ellas en el golfo de Túnez y en la península del cabo Bon. A las indicadas por Fguiri *et al.* (2007) habría que sumar la presencia de la especie en el puerto de Sidi Daoud. No se hallaron ejemplares en la mitad noroccidental del país, en las localidades de las costas próximas a Tabarka o a Bizerta. Tampoco la encontraron en algunas localidades del golfo de Túnez, ni en localidades al sur del cabo Bon, por lo que en principio esta península sería el límite suroriental de *P. ferruginea* en las costas norteafricanas. Las densidades indicadas por Tlig-Zouari *et al.* (2010a) son semejantes a lo expuesto por Fguiri *et al.* (2007): la presencia en las escolleras de los puertos de Sidi Bou-Said y Sidi Daoud, así como en Port Prince, correspondería a un número reducido de ejemplares. Densidades moderadas, superiores a 2 ej./m. se hallaron en Korbous, El Haouira y Kelibia. Es de destacar que en los censos realizados en estas tres localidades se detectaron juveniles de pequeño tamaño (< 20 mm), indicativos de reclutamiento, pero sin embargo sólo en una de las localidades, Korbous, se encontraron ejemplares de talla superior a 50 mm.

Espinosa *et al.* (2013) muestrearon 9 localidades en la costa continental tunecina y sólo hallaron ejemplares en dos de ellas, ambas en el cabo Bon: 16 ejemplares en 100 m de litoral en El Haouaria y también 16 ejemplares en 100 m de costa en Kelibia. No se encontraron ejemplares en las otras 7 localidades, tanto al este como al oeste del golfo de Túnez.

En Zembra, una isla situada a unos 10 km (una 6 millas náuticas) de la costa tunecina cercana al cabo Bon, y establecida como área marina protegida desde 1977, Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) señalaron la existencia de una población importante de *P. ferruginea*. Estos autores aportaron información numérica a partir de un número reducido de transectos (36 transectos de 2 m, correspondientes a 72 m de litoral, censando un total de 51 ejemplares), con una densidad media de 0,7 ej./m. Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) realizaron asimismo una estima *grosso modo* a partir de estos datos de la población de la isla: con estas densidades promedio y un perímetro aproximado estimado de 30 km, la población de *P. ferruginea* en Zembra podría ser de en torno a 21.000 ejemplares (ver apartado 6.5). Más de dos décadas después, Espinosa y Bazairi (2009) realizaron de nuevo censos tanto en esta isla como en otras adyacentes de este pequeño archipiélago, con resultados que mostraban densidades incluso superiores y asimismo, una buena estructura de tallas, citando la presencia desde juveniles (< 10 mm) hasta adultos de talla grande (rango 80-90 mm). Otros autores posteriores han confirmado con sus estudios el buen estado de la población de *P. ferruginea* en Zembra, e incluso se ha valorado la tendencia positiva de la población de este enclave, relacionada con el "efecto reserva" para la isla (Tlig-Zouari *et al.*, 2010a; Espinosa *et al.*, 2013; Zarrouk *et al.* 2016; Zarrouk, 2017; Zarrouk *et al.*, 2018).



6.2.5. Francia

En la costa continental francesa, de acuerdo con Laborel-Deguen y Laborel (1990a, 1991a), *P. ferruginea* no se ha encontrado recientemente en ninguna localidad. Respecto a islas e islotes litorales, en 1987 se hizo un ensayo de reintroducción en el Parque Nacional de Port-Cros, un pequeño archipiélago situado a algo más de 4 millas náuticas de la costa, a unos 40 km de la ciudad de Tolón (Laborel-Deguen, 1988; Laborel-Deguen y Laborel, 1991c). Esta experiencia se describe con más detalle en el apartado 12.1.2. El resultado, apenas unos meses tras la experiencia, fue que permanecían vivos y localizados un total de 23 ejemplares, sólo un pequeño porcentaje. Por su parte Laborel-Deguen *et al.* (1993) señalaron la presencia en 1992 de un pequeño grupo de ejemplares de *P. ferruginea* en una isla próxima, la isla de Levant, apenas a media milla de Port-Cros. Se trataba de una decena de individuos de talla mediana-grande, distribuidos en el litoral de las islas, de varios kilómetros de longitud total. Los autores descartaron que pudieran proceder de larvas producidas por el pequeño contingente de ejemplares trasladado en años anteriores a Port-Cros; sin embargo se basaban en su tamaño y en una serie de datos (como la tasa de crecimiento) que actualmente se pueden considerar inexactos y desfasados. Finalmente, Meinesz *et al.* (2001b) indicaron en el islote de Bagaud en Port Cros la presencia de un total de 4 ejemplares para un perímetro de costa del islote estimado en unos 9,7 km. Por su parte, Cottalorda *et al.* (2004) citaron 2 ejemplares en Port-Cros, Gratiot *et al.* (2007) 3 ejemplares en la cercana isla de Porquerolles y Marion Peirache (Parc National de Port-Cros, com. pers., 2017) indica la presencia de un ejemplar en la île du Levant, lo que en conjunto confirma la presencia de *Patella ferruginea* en este grupo de islas, a la espera de próximos muestreos más detallados (ver también Astruch *et al.*, 2011; Bonhomme *et al.*, 2011; Andromede Oceanologie, 2012).

Respecto a Córcega y las islas aledañas, Laborel-Deguen y Laborel (1990a; 1991a) realizaron la primera descripción general de la distribución de *P. ferruginea*. Estos autores hicieron una valoración general, a partir de datos obtenidos en diferentes campañas. Dejando de lado la vertiente oriental de la isla (que estaría constituida mayoritariamente por hábitats no propicios para la especie), en el resto de zonas destacaron que la especie estaría mayoritariamente extinguida o en declive. Esta tendencia sería particularmente evidente en las zonas más turísticas, como la península de Cap Corse, y los golfos de Ajaccio y de Propriano. Por otra parte, todavía quedarían algunas poblaciones en buen estado en el área marina protegida de la Reserva Natural de Scandola y en algunos enclaves próximos en Galéria (noroeste de Córcega). En estos trabajos los autores no aportaron datos numéricos concretos, pero Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron densidades promedio de 0,79 ejs./m en campañas realizadas entre 1985 y 1987 (en 146 censos de 10 m de longitud; un total de unos 1.150 ejemplares censados). En la región de Galéria (en 113 muestreos) calcularon una densidad de 0,899 ejs./m. (unos 1.015 ejemplares censados), mientras que en algunas regiones turísticas de la costa occidental corsa la densidad promedio era menor, de 0,42 ejs./m. (en 33 muestreos; un total de unos 139 ejemplares censados). Las densidades máximas se



alcanzaron en un transecto en una zona no localizada pero descrita como de difícil acceso; fueron 44 ejemplares en un transecto de 10 m (densidad = 4,40 ejs./m.). Pocos años después, Laborel-Deguen *et al.* (1993) indicaron el aparente “empobrecimiento” de las poblaciones de *P. ferruginea* para distintos enclaves de Córcega, tanto en zonas en la península de Cap Corse (al norte de la isla) donde previamente ya habían descrito una rarefacción de la población, como en Galéria o en la Reserva Natural de Scandola (ambas al noroeste de Córcega), zonas donde se había señalado una población estable.

Desde entonces, la información disponible sobre la distribución de las poblaciones de *Patella ferruginea* se ha centrado en una serie limitada de enclaves, particularmente en algunas áreas marinas protegidas que han sido objeto de estudio o seguimiento.

Destacan los trabajos realizados en la Reserva Natural de las islas Lavezzi (establecida desde 1982), un pequeño archipiélago al sur de Córcega. Blachier *et al.* (1998) y Mari *et al.* (1998) realizaron un detallado trabajo de cartografiado y cuantificación de varias especies mediolitorales en la zona, entre ellas *P. ferruginea*. Para un total de 22 km de costa prospectados, hallaron 657 ejemplares de *P. ferruginea* (de los cuales 606 serían adultos > 30 mm), muy distribuidos por aproximadamente un 20% de sectores del litoral. La población presentaba una amplia distribución de tallas, incluyendo ejemplares mayores de 90 mm. Se registraron asimismo ejemplares del rango 20-30 mm, pero los menores de 20 mm simplemente no fueron registrados por cuestiones metodológicas (ver apartado 5.4). Estos trabajos han sido continuados en años posteriores, a menudo en zonas parciales de la Reserva Natural (Pascal, 2002 y trabajos citados en él) mostrando en el periodo 1999-2001 un mantenimiento de la abundancia y de la estructura de la población, en algunos casos con ligeros incrementos.

También son destacables los detallados trabajos para el estudio de la distribución de *P. ferruginea* llevados a cabo por Meinesz *et al.* (2010) en la Reserva Natural de Scandola (establecida en 1975), al noroeste de Córcega. Estos autores presentaron resultados de censos exhaustivos realizados en una zona de reserva integral de unos 10 km de longitud y los compararon con los resultados obtenidos en el periodo 1993-1995 y en 2009. Si en el primer periodo habían registrado un total de 591 ejemplares de *P. ferruginea* (432 adultos > 30 mm), unos 15 años más tarde censaron un total de 813 individuos (686 adultos > 30 mm). La estructura de tallas en ambos casos fue semejante, con escasos ejemplares de gran talla (destacando un ejemplar > 100 mm en 1993-1995) y la relativa abundancia de juveniles de 20-30 mm.

Por su parte, Giudicelli *et al.* (1999) analizaron la presencia de la especie en la bahía de Ajaccio, en concreto en la base militar de Aspretto y en el puerto de Tino Rossi. Se trata de zonas que no corresponden a áreas marinas protegidas, pero con una mínima accesibilidad a actividades humanas. En la zona de “tetrápodos” de la escollera de Aspretto localizaron la presencia de una población relevante, con una densidad de 1,82 ejs./m (para un total de 852 ejemplares contabilizados); si se suma a la de las zonas rocosas adyacentes, la densidad resultante era de 0,7 ejs./m (con un total de 1.831 ejemplares censados, de los cuales 1.697 serían adultos > 30 mm).

Espinosa *et al.* (2014) citaron recientemente la presencia de *P. ferruginea* en al menos



otras 4 localidades de Córcega. En dos de ellas las poblaciones fueron moderadas-bajas, censando en Galéria 40 ejemplares en 300 m de costa y en Cargese 10 ejemplares en 200 m. En las otras dos localidades sólo se hallaron ejemplares aislados: Tizzano (4 ejemplares en todo el espigón del puerto más 100 m de litoral) y Bonifacio (1 ejemplar juvenil en 400 m de litoral).

A pesar de los más de 1.000 km de costa de Córcega, no se dispone de más datos acerca de localidades donde se hallen poblaciones de *P. ferruginea*.

6.2.6. Italia

En la costa continental italiana, *Patella ferruginea* se ha considerado en general extinguida o prácticamente ausente. Curini-Galletti (1979) citó la presencia de algunos ejemplares en la costa de Toscana. También fue citado un ejemplar cerca de Castiglione de la Pescaia por Curini-Galletti (1979, en Biagi y Poli, 1986), en Quercianella por Terreni (1981, en Biagi y Poli, 1986) y en Piombino por Biagi y Poli (1986). Estos últimos autores concluyeron, a partir de las citas dispersas pero constantes en la zona, que probablemente *P. ferruginea* estuviera distribuida, aunque fuera con muy baja abundancia, por la mayor parte de la costa Toscana. De hecho, Hawkins *et al.* (2000) indicaron la observación de un ejemplar en Livorno en 1994. Asimismo, Porcheddu y Milella (1991) indicaron su presencia en pequeñas islas del archipiélago Toscano, como Capraia, Montecristo y Gorgona, sin aportar detalles; Warwick *et al.* (2003) también señalan su presencia en el archipiélago Toscano de forma genérica (Gorgona y Capraia). En la isla de Capraia también fue citada por Terreni (1981, en Biagi y Poli, 1986), que describe su presencia frecuente aunque de distribución irregular. Por otro lado, Porcheddu y Milella (1991) señalaron también su presencia en el promontorio de Portofino, cerca de Génova (citando una comunicación personal de Tunesi).

Sin embargo, toda esta información es considerablemente antigua, de hace más de 25 años. Espinosa *et al.* (2014) en una revisión reciente en cada una de estas localidades, no pudieron encontrar ningún ejemplar de *P. ferruginea*. De acuerdo con este trabajo, y aun con la posibilidad de que pudiera localizarse algún ejemplar que no hubiera sido detectado, puede considerarse que actualmente la especie está virtualmente extinguida en la costa continental de la península italiana.

Respecto a Cerdeña y las islas aledañas, de manera semejante a Córcega, la mayor parte de la información disponible se centra en determinados enclaves de su litoral y en pequeñas islas o archipiélagos adyacentes, destacando algunos que corresponden a áreas marinas protegidas. Porcheddu y Milella (1991) indicó diversas localidades de Cerdeña y su entorno donde se habían observado ejemplares de *P. ferruginea*: isla de Asinara (noroeste de Cerdeña), archipiélago de la Maddalena (norte de Cerdeña), y la Isola di Mal di Ventre (este de Cerdeña).

Cossu y de Luca (2014) hallaron un total de 4.734 ejemplares adultos de talla superior a 40 mm en la isla de Asinara, en un perímetro estimado de 110 km. Dichos autores realizaron unas extrapolaciones discutibles, estimando una población total de unos 8.500 ejemplares en la isla.



En el archipiélago de la Maddalena, declarado como Parque Nacional en 1994, Porcheddu y Milella (1991) estimaron unos 2.000 ejemplares de *P. ferruginea* en un censo realizado a lo largo de toda la costa (sin aportar datos detallados). En la reserva integral del pequeño islote de Spargiotto (0,098 km²), Cristo (2005) encontró 322 ejemplares de entre 15 y 85 mm. Años más tarde, Cossu *et al.* (2006, 2007) censaron en el archipiélago 736 ejemplares de un rango de talla amplio, entre 18 y 75 mm.

En el golfo de Olbia (noreste de Cerdeña), Cristo *et al.* (2007) realizaron un seguimiento de un pequeño contingente de ejemplares en el Capo Ceraso, en un tramo de costa de unos 3 km de longitud. En él señalaron 98 ejemplares (aproximadamente 69 adultos) en 2003, mientras que en 2007 registraron 69 ejemplares (aproximadamente 52 adultos), atribuyendo estas diferencias a la recolección por parte del hombre. Posteriormente, Cristo y Caronni (2008) presentaron datos para otro enclave del mismo golfo, dos islotes denominados "Scogli dei Magroni" (Issole di Portolucas), donde hallaron un total de 49 ejemplares (41 adultos).

Ceccherelli *et al.* (2011), en un estudio acerca de la influencia de las áreas marinas protegidas en la densidad de algunos gasterópodos litorales, citaron la presencia de *P. ferruginea* en el área marina protegida de Tavolara-Punta Coda Cavallo, al noreste de Cerdeña y, aunque no aportan datos precisos, dan a entender que se habrían censado del orden de decenas de ejemplares.

Coppa *et al.* (2012) realizaron un estudio y seguimiento de la población de *P. ferruginea* en el área marina protegida (establecida en 1982) "Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre" (al oeste de Cerdeña). En ese estudio se incluía un censo exhaustivo de la especie realizado en 2009, en algo más de 8 km de litoral correspondiente en la zona en principio más inaccesible del área marina protegida, en la que hallaron un total de 196 ejemplares (de los cuales, aproximadamente 185 serían adultos > 30 mm). Aunque los autores detectaron juveniles, la talla máxima entre los adultos fue moderada, no sobrepasando los 78 mm. Este último hecho, que fue atribuido a la recolección de ejemplares, incluso dentro de la zona de mayor protección de la reserva, unido a la relativa escasez de juveniles, fue considerado como indicativo del estado de amenaza de la especie. En un trabajo posterior, Coppa *et al.* (2016b) no realizaron censos exhaustivos, sino estimaciones de la población; en este caso, indicaron que en esa área marina protegida, en pocos años, *P. ferruginea* habría desaparecido de muchas zonas muy accesibles y que, de acuerdo con la estimación, la población total habría disminuido más de un 50%. Marra *et al.* (2016) por su parte analizaron la presencia histórica en el entorno de esta área marina protegida, hallando 9 ejemplares en el cabo de San Marco, al sur de esta zona. Dichos autores indicaron que esta localidad podría ser actualmente el límite de distribución meridional de *P. ferruginea* en la isla de Cerdeña.

En un trabajo reciente, Espinosa *et al.* (2014) citaron a *P. ferruginea*, aparte de en algunas de las localidades mencionadas en párrafos anteriores, en Capo Falcone, Cala Moresca, Porto Rafael y Capo Testa.

En lo que se refiere a Sicilia y las islas próximas, Espinosa *et al.* (2014) no hallaron ejemplares de *P. ferruginea* en los transectos realizados en el litoral de Sicilia. Sin



embargo, Giaccone y Sortino (1974, en Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986) citaron la presencia de esta especie en las islas de Egadi, situadas al oeste de Sicilia. Posteriormente, Espinosa y Bazairi (2009) y Espinosa *et al.* (2014) indicaron en estas islas unos 10 ejemplares.

En la isla de Pantelleria la presencia actual de *P. ferruginea* parece ser mínima. Citada por Giaccone *et al.* (1973, en Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986), recientemente Espinosa y Bazairi (2009) y Espinosa *et al.* (2014) sólo encontraron un ejemplar en la Punta Rosso di Nica. La presencia reciente, tanto en las islas Egadi como en Pantelleria, se ha atribuido a la relativa proximidad de la isla de Zembra, desde donde podrían arribar larvas de forma ocasional (Espinosa y Bazairi, 2009).

6.3. Síntesis de la distribución geográfica actual

La figura 6.1 sintetiza de forma interpretativa la información disponible de la distribución actual de la especie, a partir de los datos expuestos en el apartado 6.2, indicando el grado de abundancia.

Patella ferruginea está ausente en la mayor parte de la mitad septentrional del Mediterráneo occidental. En la costa continental francesa se puede considerar extinguida, a excepción tal vez de un pequeño grupo de ejemplares localizados en islas cercanas (Porquerolles, Port-Cros y la isla de Levante). También estaría en principio ausente de toda la península italiana.

Respecto a la península ibérica, su distribución se restringe a las costas más meridionales. Aparte de un pequeño grupo de ejemplares localizados en las islas Hormigas, junto al cabo de Palos, prácticamente toda la población existente se localiza en las costas andaluzas, entre la punta del Bergantín (Almería) y el estrecho de Gibraltar. En los aproximadamente 700 km que corresponden a las costas mediterráneas andaluzas, la población de *P. ferruginea* está bastante dispersa, a menudo en forma de ejemplares aislados. Sólo en algunas localidades se han localizado contingentes de decenas o incluso centenares de ejemplares (en ninguna, del orden de miles de ejemplares).

No se tiene noticia de su presencia en las islas Baleares, ni tampoco en otras islas o pequeños archipiélagos del Mediterráneo español (islas Medas, islas Columbretes, isla de Tabarca).

La pequeña isla de Alborán, a mitad de distancia prácticamente entre las costas africanas y europeas, presenta actualmente una población del orden de cientos de ejemplares adultos, que se ha incrementado en los últimos años; los reclutas que se detectan regularmente podrían proceder de la población local o de otras localidades más alejadas.

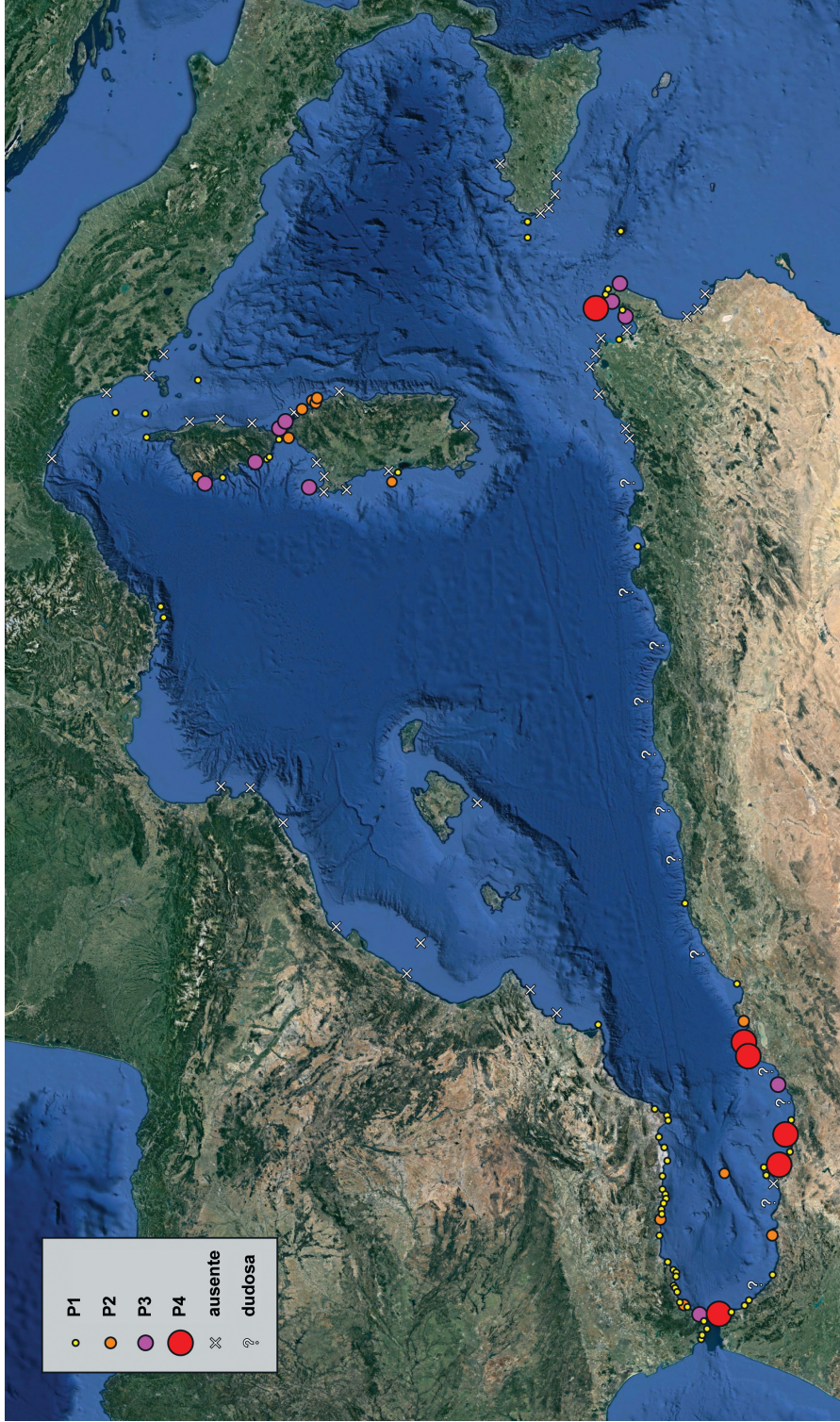


Figura 6.1. Mapa interpretativo de síntesis de la distribución actual conocida de *Patella ferruginea*. La abundancia en las localidades donde se ha registrado recientemente la especie se ha categorizado de acuerdo al siguiente rango: **P1**, ejemplares aislados, como máximo unas pocas decenas o, si son más abundantes, la población está formada casi exclusivamente por juveniles (probablemente procedentes de larvas llegadas de otras zonas); **P2**, grupos de decenas o centenares de adultos, pero con escasa presencia de juveniles (población con dudosa "autosuficiencia" en el reclutamiento); **P3**, poblaciones de al menos centenares de adultos y con presencia habitual de juveniles (probable reclutamiento regular); **P4**, zonas de especial importancia para la especie, con poblaciones de miles o decenas de miles de adultos y evidencias de reclutamiento regular y abundante; **x**, "ausente", zonas en las que se han publicado búsquedas recientes pero no se han hallado ejemplares; **?**, "dudosa", falta de datos, zona insuficientemente explorada. En el litoral donde no se indica ningún signo, la especie se considera ausente, aunque no se conozcan publicaciones que lo aseguren. Las categorías P1 a P3 son tentativas y, en cierto modo, subjetivas (sobre todo P2 y P3), dado que los datos disponibles son a menudo insuficientes o poco comparables.



En el litoral norteafricano se hallan las mejores poblaciones de *P. ferruginea*, si bien su distribución es muy heterogénea. De oeste a este, partiendo del estrecho de Gibraltar, en la Ciudad Autónoma de Ceuta se ubica una de las poblaciones más numerosas. Con decenas de miles de ejemplares y un reclutamiento regular, es sin duda uno de los “puntos calientes” (“hotspots”) de la distribución de la especie. Esta localidad tiene dos singularidades: 1) la especie se desarrolla en un régimen de mareas mucho más amplio que en casi todo el resto de su área de distribución, por su elevada influencia atlántica; y 2) buena parte de la población se localiza sobre sustratos artificiales y, en particular, en el interior de instalaciones portuarias, algo inhabitual pero que podría tener relación con la presencia de un canal en el puerto de Ceuta que permite la renovación del agua.

En la costa mediterránea de Marruecos, *Patella ferruginea* se ha citado en distintas localidades. Sin embargo, en ninguna de ellas se han descrito poblaciones particularmente abundantes. Sólo en algunas zonas, como en El Jebha o en el Parque Nacional de Alhucemas se han descrito densidades moderadas que, en conjunto, podrían constituir poblaciones reproductivamente viables. El pequeño enclave del peñón de Vélez de la Gomera, integrado geográficamente en ese Parque, tiene una población moderada pero bien estructurada, que debe considerarse como representativa del potencial del resto del Parque, que ha sido menos estudiado. Entre el Parque Nacional de Alhucemas y el cabo de Tres Forcas prácticamente no existe información; solamente algunos autores destacan la práctica ausencia de la especie en la parte occidental del cabo de Tres Forcas. En cambio, en la zona oriental del cabo existen algunos enclaves con poblaciones relevantes, que alcanzan su máximo en la Ciudad Autónoma de Melilla. Ésta constituye otro de los escasos “puntos calientes” para la especie. En esta última localidad se encuentra una población de varias decenas de miles de adultos, si bien sujeta a diversas amenazas por obras en su litoral, tanto en la última década (durante la que las actuaciones financiadas por la Administración supusieron la muerte directa de casi 2.000 ejemplares adultos), como en planes inmediatos futuros.

Hacia el este, la costa marroquí está formada sobre todo por playas de arena pero en las zonas acantiladas la distribución de *P. ferruginea* ha sido poco estudiada. En el Proyecto Cero (2015) se menciona la toma de muestras para genética de 30 ejemplares en un punto intermedio entre Kariat y cabo del Agua, cerca de las islas Chafarinas.

El archipiélago de las islas Chafarinas, ubicado a algo menos de 2 millas náuticas de la costa norteafricana y ya cerca de la frontera con Argelia, representa posiblemente la población en mejor estado de conservación de la especie. En este “santuario” para *Patella ferruginea* se ha descrito con detalle su presencia a lo largo de la mayor parte del litoral, con una estructura de tallas equilibrada y un reclutamiento regular, que llega a ser en ocasiones excepcional.

Continuando hacia el este, los datos sobre la distribución de *P. ferruginea* en aguas argelinas son escasos, y sólo se conoce actualmente en un reducido número de localidades, algunas de ellas de gran importancia. Destacan de nuevo algunas islas litorales, como la de Rachgoun, las islas Habibas y la isla Plana; todas ellas serían probablemente también “puntos calientes” de la especie, al menos las islas Habibas, con



decenas de miles de adultos y una buena tasa de reclutamiento.

Respecto a la costa continental argelina, la información es mucho más escasa. Hay indicios de que su presencia es más o menos abundante en su mitad occidental, hasta aproximadamente Ténès. A partir de ahí y hacia el este, *P. ferruginea* podría ser una especie infrecuente, cuya rarefacción tendría posiblemente continuidad por toda la costa nororiental de Túnez, al menos hasta el cabo Bizerte. En el litoral continental tunecino se hallarían de nuevo algunos enclaves con pequeñas poblaciones de *P. ferruginea* en la costa correspondiente al golfo de Túnez y el cabo Bon. Este último parece ser el límite oriental actual de distribución actual de la especie en la costa norteafricana.

En cambio, en la isla de Zembra se encuentra una excelente población de la especie, sin duda la más oriental con estas características. Otras pequeñas islas, como Pantelleria en el estrecho Siculo-tunecino, o las islas Egadi, al este de Sicilia, parecen presentar poblaciones muy escasas (más bien ejemplares aislados), posiblemente dependientes de la llegada de larvas desde la población de Zembra o zonas próximas. Algo semejante parece ocurrir en las costas de Sicilia, donde prácticamente se hallaría extinguida.

Las otras dos zonas donde se localizan algunas poblaciones relevantes de *P. ferruginea* son las islas de Córcega y Cerdeña y, sobre todo, en algunos islotes y archipiélagos aledaños. En todos estos casos, las poblaciones de *P. ferruginea* parecen restringidas a pequeñas áreas, sobre todo áreas marinas protegidas o lugares relativamente poco accesibles por otros motivos. Los ejemplos más representativos son la Reserva Natural de las islas Lavezzi (Córcega), la Reserva Natural de Scandola (Córcega), el Parque Nacional del archipiélago de la Maddalena (Cerdeña), las áreas marinas protegidas de Tavolara-Punta Coda Cavallo (Cerdeña), de la Isola dell'Asinara (Cerdeña), y de la Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre (Cerdeña), así como algunos enclaves poco accesibles, como el litoral de la base militar de Aspretto en la bahía de Ajaccio (Córcega). En todas estas zonas, las densidades y la abundancia total de ejemplares son relativamente reducidas en comparación con los "puntos calientes" señalados en los enclaves norteafricanos citados anteriormente. En algunas localidades, a pesar de su carácter de área marina protegida, las poblaciones de *P. ferruginea* se consideran en riesgo debido a una vigilancia insuficiente o ineficaz.

6.4. Evolución reciente de algunas de las poblaciones objeto de seguimiento

La evolución de las poblaciones de *Patella ferruginea* a partir de los estudios realizados debe tomarse con cierta cautela. En general, hay al menos dos tipos de trabajos científicos que aportan información en este sentido. El primero de ellos es el seguimiento de la población de *P. ferruginea* en una localidad por un determinado equipo investigador, siguiendo una metodología específica dirigida a analizar su evolución. En el apartado 4.1 se discuten algunos aspectos metodológicos al respecto. Un segundo caso se refiere a la existencia de censos exhaustivos en determinadas zonas bien delimitadas, en particular pequeñas islas, realizados en unos pocos momentos temporales y cuyas diferencias en los resultados se atribuyen a distintas tendencias o



motivos coyunturales locales. Por último, en otras ocasiones la información procede de observaciones en determinadas localidades, de extensión más o menos amplia, llevadas a cabo por equipos diferentes y con metodologías que pueden llegar a ser muy distintas. Estas diferencias metodológicas a su vez pueden ser de origen bastante diverso.

En general pueden considerarse varios parámetros de relevancia a determinar en estos trabajos de seguimiento. Entre ellos habría que destacar:

1) Abundancia de ejemplares. Se puede plantear desde distintos puntos de vista: a) densidad o recuento de ejemplares; y b) abundancia de ejemplares totales o sólo de adultos.

2) Abundancia de juveniles de pequeño tamaño ("reclutas"), lo que sería indicativo de la existencia de reclutamiento, de manera más o menos regular.

3) Estructura de tallas de la población.

6.4.1. Evolución de series históricas

Existen varios ejemplos de estudios de evolución a medio plazo de poblaciones de *P. ferruginea*, siguiendo una planificación y una metodología de seguimiento más o menos bien definida. Posiblemente el caso con una metodología más regular y establecida es el relativo a los trabajos llevados a cabo por la Junta de Andalucía para el seguimiento de *P. ferruginea*, al menos desde 2006, y particularmente desde 2011. Dentro del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, se establecieron para *P. ferruginea* una serie de acciones de seguimiento, como los censos anuales en transectos en una serie de tramos de costa definidos (en 2014 un total de 38 localidades) y, cada cuatro años, un censo general en toda el área de estudio (en principio, toda la costa andaluza, de más de 800 km de extensión). En el último censo global, se estimó la cifra de 7.666 adultos para todo el litoral de Andalucía (incluyendo la isla de Alborán) (CMA, 2014, 2016). Estos datos son sensiblemente superiores a los de años precedentes: 1.800 ejemplares en 2010 (Arroyo *et al.*, 2011) y 1.064 en 2008 (Moreno y Arroyo, 2008; MMAMRM, 2008). En realidad, los datos obtenidos en 2014 fueron el resultado de una extrapolación realizada por primera vez. Así, si los datos de la década anterior se referían al total de ejemplares hallados en toda la costa de Andalucía, en 2014 se ensayó por primera vez una estimación de la población total de la región "multiplicando la densidad obtenida por la longitud del tramo no censado [...], y el número de individuos en localidades donde no se ha realizado censos mediante criterio experto a través de densidades previas obtenidas en esa localidad". No obstante, la evolución de los contingentes locales de *P. ferruginea* en Andalucía se aprecia de manera más clara en los trabajos de seguimiento anual. Una revisión de todos los informes (CMA, 2006a, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016a; Arroyo *et al.*, 2011; Fernández Casado *et al.*, 2017) muestra numerosos ejemplos, tanto de incremento local de la población como la desaparición de pequeños grupos de ejemplares previamente detectados en otros enclaves. Las valoraciones son diversas en el conjunto de informes pero, en general, el aumento local se asocia a la existencia de fenómenos esporádicos de reclutamiento importantes, especialmente en los dos o tres años anteriores al censo de 2014. En esos años, se



detectó un elevado reclutamiento en todas las provincias andaluzas, lo que sin duda contribuyó a los elevados valores registrados en 2014, con muchos individuos de tallas entre 20 y 40 mm. Otro factor que puede explicar el aumento local es el descenso del marisqueo ilegal.

La isla de Alborán es uno de los enclaves que puede ser utilizado como referencia de esta evolución (ver apartado 6.2.1). La población de la isla ha aumentado notablemente desde los primeros estudios en que se registraron apenas unas decenas de ejemplares (Salas y Luque, 1986; Templado, 2001), hasta alcanzar 111 ejemplares en 2002 (Paracuellos *et al.*, 2003; Barba *et al.*, 2005), 137 en 2006 (Moreno *et al.*, 2007), 364 en 2007 (Moreno y Arroyo, 2008; Arroyo *et al.*, 2011), 506 en 2010 (CMA, 2010), y 957 ejemplares en 2014 (CMA, 2014). Al hablar de la evolución de la población de la isla de Alborán hay que señalar que la guarnición militar de la isla se fue en 1992 y no volvió de forma permanente hasta 1996 (Paracuellos *et al.*, 2006, p. 55), por lo que la población pudo verse afectada en ese periodo sin vigilancia y mejorar notablemente después. Asimismo, en el informe de CMA (2014) se indicaba que el número de adultos se había duplicado en determinados tramos de seguimiento, pasando de a 52 adultos en 2010 a unos 115 en 2014. Los datos de la distribución de tallas en determinados transectos (CMA, 2016a) indicaban una peculiar estructura de la población, formada mayoritariamente por ejemplares de gran tamaño y con un reclutamiento muy reducido. El conjunto de estos datos es, sin duda, positivo, con una tendencia creciente de la población; pero, de cualquier modo, refleja una situación que apenas habría cambiado en las últimas décadas: una población de unos pocos centenares de ejemplares y con un escaso reclutamiento de carácter esporádico.

En las islas Chafarinas se ha llevado a cabo un seguimiento de la población basado en el estudio regular de un reducido número de censos en transecto. Aparte de la estima de la población total del archipiélago realizada en el año 2000 (Guallart y Templado, 2016), este seguimiento se ha basado posteriormente en censos en tres transectos que en total apenas cubren 30 m del litoral. Esta serie de censos, realizada entre 1999 y 2013 (Guallart, 2010; datos no publicados del Proyecto Cero), suponen posiblemente la serie más larga disponible hasta el momento para *P. ferruginea*. Los resultados obtenidos presentan, aparte de la elevada variabilidad interanual en lo referente al reclutamiento (ver apartado 10.2), una evolución del contingente de adultos variable, con tendencias de densidad creciente en la mayoría de los años, pero con algunos casos de descenso de la población. En concreto, Guallart (2010) describió un evento de una importante mortalidad de ejemplares en el archipiélago, de origen desconocido. Sin embargo, la serie de datos de estos 15 años muestra una tendencia de la población de Chafarinas a permanecer estable.

En Ceuta existen datos de abundancia procedentes de diferentes autores (Guerra-García *et al.*, 2004a, 2004b; Espinosa *et al.*, 2009b, Rivera-Ingraham *et al.*, 2010b, 2010c, 2011a). Rivera-Ingraham *et al.* (2015a) presentaron datos de un seguimiento descrito como a "largo plazo" ("*long-term monitoring*"), pero que correspondía a 5 años (2007-2011). En estos trabajos se analizaron resultados de censos en siete enclaves con



diferentes niveles de accesibilidad por el hombre y en tres transectos de 10 m en cada uno de ellos (210 m de litoral, en total). Según las conclusiones de Rivera-Ingraham *et al.* (2015a), en ese periodo se produjo un incremento de la población en los enclaves estudiados, del orden del 9% de adultos en los más accesibles y de hasta el 80-100% en los de acceso más difícil. De acuerdo con los autores, la información obtenida indicaba que en Ceuta la población de *P. ferruginea* podría duplicarse en un periodo de 10 años. Estos datos contrastan con el modelo de viabilidad poblacional utilizado por Rivera-Ingraham *et al.* (2011c), en el que los mismos autores y con datos semejantes (correspondientes a los censos de los años 2007-2009, realizados por ellos mismos) indicaban que en Ceuta la población de *P. ferruginea* podría extinguirse en un plazo de 20 años (*"We determined that the species is clearly overexploited in the study area, and may face local extinction within the next 20 if harvesting activities are not controlled."*). No obstante, se argumentaba a partir de esta tendencia que las previsiones de dinámica de la población deberían hacerse a partir de una serie temporal más larga (*"On the other hand, the PVA model of Rivera-Ingraham et al. (2011d) was developed with a 2-year data series, which once more emphasizes the necessity of obtaining long-term datasets for reliable PVA and to obtain more precise models that will inform management decisions."*, p. 5). En cualquier caso, los resultados del seguimiento realizado por Rivera-Ingraham *et al.* (2015a) indican que la población de *P. ferruginea* en el litoral de Ceuta se mantiene en principio estable, que existe un reclutamiento importante, aunque variable entre años, y que existe una buena estructura de tallas en la población, que sería del orden de decenas de miles de ejemplares adultos.

Otros ejemplos de seguimiento menos regular corresponden a varias áreas marinas protegidas de Córcega y Cerdeña. En la Reserva Natural de las islas Lavezzi, Blachier *et al.* (1998) y Mari *et al.* (1998) llevaron a cabo un detallado censo y cartografiado de *P. ferruginea*, dividiendo todo el litoral (unos 22 km) en sectores de longitud definida. Estos censos, que mostraron como resultado una población bien estructurada pero del orden de sólo algunos cientos de ejemplares adultos, fueron seguidos en los años siguientes mediante censos parciales (Pascal, 2002, y trabajos citados en él). Los resultados, aunque no estrictamente comparables, indicaron en general un mantenimiento de la estructura de la población y de la densidad de ejemplares.

En la Reserva Natural de Scandola, Meinesz *et al.* (2010) presentaron el resultado de la comparación de censos exhaustivos (en unos 10 km de reserva integral) llevados a cabo en 1993-1995 y 2009. Los resultados indicaron el mantenimiento de la estructura de la población e incluso un incremento del número de adultos de casi el 60%. De cualquier modo, estos resultados apenas suponían variación acerca del estado general de la población: del orden de centenares de adultos en un litoral de unos 10 km.

En el área marina protegida de Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre (Cerdeña occidental, Italia), Coppa *et al.* (2012) llevaron a cabo un censo de *P. ferruginea* en 2009 de un tramo superior a 8 km de litoral, correspondiente a la zona con mayor protección (*"no take-no entry"*). Este censo (unos 185 adultos), fue repetido en 2011 y 2013, pero de manera parcial y extrapolando los resultados obtenidos. Las conclusiones de este último



trabajo (Coppa *et al.*, 2016a, b), que se presentaron como un indicio para valorar si el establecimiento de áreas marinas protegidas es suficientemente efectivo para posibilitar la conservación de especies como *P. ferruginea*, indicaban una reducción de ejemplares. Los cálculos, aunque las metodologías eran diferentes, indicaban una reducción de casi el 50% del total de la población. En cualquier caso, tratándose de una población de sólo un par de centenares de adultos y habiéndose utilizado unas metodologías diferentes para las comparaciones, las conclusiones obtenidas deben considerarse con ciertas reservas. Si se tiene en cuenta, además, que los autores señalan la existencia de un marisqueo ilegal frecuente dentro de esta área marina protegida, entre otras especies dirigido a *P. ferruginea*, la tendencia de una población tan reducida (< 200 adultos en 2009) requiere sobre todo actuaciones directas para evitar su desaparición.

6.4.2. Censos sucesivos

Existen asimismo casos que pueden considerarse como de seguimiento, a partir de censos en años diferentes, en una determinada localidad bien definida y por parte del mismo equipo. Un ejemplo sería el relativo a la isla de Cala Iris, en el Parque Nacional de Alhucemas (Marruecos). Bazairi *et al.* (2004) realizaron un censo en la isla registrando un total de 110 ejemplares, de los cuales aproximadamente 95 serían adultos. En un muestreo posterior en 2012, Bazairi *et al.* (2012) hallaron un total de 576 ejemplares en esta isla y atribuyeron esta diferencia a una evolución positiva debido al “efecto reserva” del Parque Nacional. No se dispone de información de la estructura de tallas del segundo censo, y, por otra parte, el “efecto reserva” podría ser considerado como dudoso, dada la evidencia de marisqueo incontrolado señalado en la misma isla por Guallart *et al.* (2012d).

En el golfo de Olbia (noreste de Cerdeña), Cristo *et al.* (2007) llevaron a cabo censos en un tramo de unos 3 km del litoral de Capo Ceraso en 2003 y en 2007. Los resultados mostraron un ligero descenso en la abundancia de ejemplares (98 en 2003, 69 de ellos adultos; 69 en 2007, 52 de ellos adultos), que atribuyeron a la presión por recolección humana.

6.4.3. Evolución comparativa entre varias fechas por diferentes equipos

En este apartado se trata de casos en los que se toma como representativo un pequeño número de censos en transecto que supone un porcentaje muy bajo del litoral de la localidad estudiada, y, en trabajos posteriores llevados a cabo por otros equipos, se consideran los resultados como comparables para analizar la evolución de la población local de *P. ferruginea*, aunque no exista ninguna referencia de que se hayan estudiado los mismos tramos de costa. Aunque se pueden citar varios ejemplos (como en las islas Habibas: Boumaza y Semroud, 2001; Espinosa, 2009), el caso de la isla de Zembra, un área marina protegida emblemática establecida en 1977, es posiblemente uno de los ejemplos más representativos de este tipo de comparaciones.

El primer estudio de la población de *P. ferruginea* en la isla de Zembra se debe a Boudouresque y Laborel-Deguen (1986). Estos autores realizaron censos en 72 m de costa (36 transectos de 2 m), contabilizando 51 ejemplares y obteniendo una densidad



media de 0,71 ej./m (ó 0,50 ads. > 30 mm/m). A partir de estos datos, los autores estimaron, de manera muy tentativa, que si la costa de Zembra tiene un perímetro de 30 km, la población total de *P. ferruginea* en la isla podría ser del orden de 20.000 ejemplares (unos 15.000 adultos). Más de dos décadas después, Espinosa y Bazairi (2009) estudiaron la población en cuatro enclaves de la isla (más uno en la isla Zembretta) mediante censos en transectos, cuya longitud total suponía 320 m de litoral, pero no hay evidencia de que la localización de los transectos coincidiese con los previos de Boudouresque y Laborel-Deguen (1986). En estos cinco enclaves, Espinosa y Bazairi (2009) censaron 850 ejemplares, de los que en realidad 231 (27,2%) correspondían a juveniles (< 30 mm). Estos datos conllevarían una densidad media de 2,65 ej./m o de 1,93 ads./m. Estos autores interpretaron una evolución muy positiva de la especie, no sólo por los datos de densidad sino, además, por la composición de tallas, pasando de una moda del intervalo 20-30 mm en 1986 (Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986), a 40-50 mm en 2003 (Limam *et al.*, 2004), y al intervalo 50-60 mm en 2009 (Espinosa y Bazairi, 2009). Además, estimaron una población que podría ser de unos 34.450 ejemplares y, si se tomara en consideración el cálculo del litoral utilizado por Boudouresque y Laborel-Deguen (1986), podría alcanzar 92.220 ejemplares.

Tlig-Zouari *et al.* (2010a) realizaron también censos en la isla de Zembra (en tres transectos de 10 m de longitud, de nuevo no necesariamente comparables con la ubicación de los trabajos anteriores) y constataron densidades elevadas de *P. ferruginea*, superiores a las señaladas por Boudouresque y Laborel-Deguen (1986); sin embargo, no intentaron evaluar la población total de la isla.

Finalmente, Zarrouk *et al.* (2016) intentaron resumir la evolución de la población de *P. ferruginea* en Zembra. Estos autores consideraron que la población de *P. ferruginea* habría pasado de unos 20.000 ejemplares (los señalados por Boudouresque y Laborel-Deguen, 1986) a 34.450 ejemplares (los citados por Espinosa y Bazairi, 2009, y Espinosa *et al.*, 2014), o 38.559 (según Zarrouk *et al.*, 2016), 43.790 en 2012, 27.359 ejemplares en 2013, 33.170 en 2014 y 40.404 ejemplares en 2015. Sin embargo, los datos entre 2012 y 2015 presentados por Zarrouk *et al.* (2016) se basaban de nuevo en sólo 6 estaciones de muestreo correspondientes a 300 m del litoral, siguiendo a Espinosa *et al.* (2014) (y no, por ejemplo, a Espinosa y Bazairi, 2009). Hay que tener en cuenta también que todos estos datos incluyen a la isla Zembretta, mientras que los de Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) se limitaban solo a la isla de Zembra.

En definitiva, el análisis de esta información, basada en censos a menudo llevados a cabo en zonas diferentes y que intentan evaluar la población de una localidad a partir de un porcentaje muy reducido del litoral (en torno al 1%, según el procedimiento de cálculo del perímetro total), sugiere que los datos obtenidos deben considerarse meramente orientativos. De cualquier modo, el hecho de que las estimas para la isla de Zembra, utilizando diferentes metodologías, indiquen la presencia de varias decenas de miles de ejemplares de *P. ferruginea* (junto con los datos de la buena estructura de la población y la existencia de reclutamiento regular), indican al menos el mantenimiento de una situación "estable" para la especie en esta área marina protegida.



6.4.4. Algunas recomendaciones acerca de los trabajos de seguimiento

Resulta evidente la necesidad de realización de trabajos de seguimiento de una especie amenazada como *P. ferruginea* en distintos enclaves de su área de distribución, en particular en aquellos con poblaciones en mejor estado de conservación. También es importante realizar seguimientos en otros puntos con potencialidad para la colonización actual de la especie, en particular áreas marinas protegidas. Éstas constituyen excelentes zonas para evaluar la capacidad de recolonización natural de *P. ferruginea*, e incluso podrían ser potenciales zonas receptoras en futuros proyectos de reintroducción de la especie.

Cabe llamar la atención sobre la necesidad de que estos trabajos se realicen con una continuidad y una metodología homogénea, de manera que produzcan series de datos comparables a medio y largo plazo. En la actualidad, la única zona donde este tipo de trabajos se está llevando a cabo es en el litoral de Andalucía. En cambio, en los lugares donde existen las mejores poblaciones del litoral español, las islas Chafarinas, Melilla y Ceuta no parece haber ningún plan de seguimiento estable, al contrario de lo que establece la Estrategia (MMAMRM, 2008).

Asimismo, los censos en los trabajos de seguimiento deberían realizarse con un rigor acorde con la importancia de la especie, y llevarse a cabo por personal cualificado en el empleo de metodologías de censos en el litoral y en la identificación de especies de lapas en sus distintos grupos de tallas, cualificación sin duda difícil de establecer. De hecho, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) recomendaron que el seguimiento de las poblaciones de *P. ferruginea* debería realizarse, en la medida de lo posible, por la misma persona o equipo, y comentaron que otros autores, como Wienecke *et al.* (2009) destacan que este enfoque es muy importante para evitar variaciones en los datos que dependan de la habilidad personal para detectar ciertas partes de la población o para reconocer ciertos individuos. A ello, sin duda, hay que añadir, como se ha destacado anteriormente, que el uso de metodologías heterogéneas, sobre todo basadas en el muestreo de tramos del litoral de extensión poco representativa de cada localidad, aporta en realidad información poco fiable acerca de la evolución de las poblaciones de la especie.

Como ejemplo, se puede citar lo referente a la presencia de *P. ferruginea* en dos rocas situadas junto a la playa de Horcas Coloradas, en Melilla. Ante un proyecto de estabilización de la playa mediante la construcción de un espigón artificial, la Consejería de Medio Ambiente de Melilla (CMAM) publicó una nota de prensa indicando que en esas rocas, que serían afectadas por las obras, se localizaban en mayo de 2013 un total de 102 ejemplares (<http://www.naturahoy.com/naturaleza/detectan-102-ejemplares-de-lapa-ferruginea-en-melilla/>). Se solicitó el contraste de esta información por parte de Guelaya-Ecologistas en Acción, dado que datos recientes habían indicado un número muy superior de ejemplares en las mismas rocas (Guallart *et al.*, 2013c). Así, un censo llevado a cabo en junio de 2013 (un mes tras el censo de la CMAM) certificó que en ambas rocas se localizaba al menos una población de 284 ejemplares de *P. ferruginea* (Guallart, 2013a, b), casi el triple de las indicadas por la CMAM. Las diferencias en los



resultados no pueden ser atribuidas a cuestiones metodológicas, pues ambas rocas presentaban un perímetro apenas superior a 40 m, lo cual hacía casi imposible un censo tan inexacto. Este ejemplo debería tomarse en cuenta para establecer no sólo la cualificación para el censo de *P. ferruginea*, sino también la responsabilidad profesional que implica la redacción de informes rigurosos de esta especie estrictamente protegida, y que deberían ser realizados por biólogos independientes de los organismos promotores de las obras.

6.5. Valoración general del estado actual de la especie

La información obtenida acerca de la evolución de las poblaciones de *P. ferruginea* en distintos enclaves de su área de distribución actual puede sintetizarse en varias conclusiones.

La primera de ellas es que en las últimas dos décadas, a pesar del incremento de la investigación y de la creciente sensibilización social sobre la conservación de *P. ferruginea*, la situación prácticamente no ha cambiado. Los datos obtenidos para prácticamente todas las localidades indican a menudo pequeñas variaciones, en algunos casos en el sentido del aumento de la población y en otros en su disminución, pero cambian muy poco el estado de las poblaciones locales.

Como conclusión general, puede considerarse que el mayor problema para la conservación de *Patella ferruginea* procede sin duda de la existencia en la actualidad de sólo un reducido grupo de localidades donde la especie presenta un buen estado de conservación y en las que la reproducción tiene lugar de manera regular y abundante. Las consideraciones acerca de cuáles son las características para que una población sea reproductivamente viable se discuten en el apartado 10.6. En la actualidad, posiblemente se puedan considerar como tales las siguientes poblaciones:

- Islas Chafarinas
- Melilla
- Ceuta.
- Isla Plana (Argelia).
- Islas Habibas (Argelia)
- Isla de Rachgoun (Argelia)
- Isla de Zembra (Túnez)

En otras localidades donde se hallan poblaciones importantes, con centenares de adultos y con un reclutamiento escaso pero regular, existen dudas de si estas poblaciones serían "autosuficientes" desde un punto de vista reproductor o, si en realidad, podrían ser dependientes de la llegada de larvas desde algunas de las zonas anteriores, como por ejemplo, la isla de Alborán o algunas áreas marinas protegidas en el entorno de las islas de Córcega y Cerdeña. Se trata de cuestiones que todavía la investigación científica debe determinar.

Por otra parte, puede existir una percepción en algunos de estos escasos "puntos calientes" para la especie, y en particular en localidades con poblaciones humanas importantes como Ceuta o Melilla, de que *Patella ferruginea* es allí abundante y por tanto las obras y actuaciones que se hagan en su litoral no tienen particular relevancia para la conservación de la especie. Desde luego, eso no es así, dado el mínimo número de localidades existentes con poblaciones claramente viables.



La elevada fragmentación de estos núcleos reproductores haría a la especie extremadamente sensible a la eventualidad de sucesos catastróficos (por ejemplo, vertidos masivos de hidrocarburos debidos a algún accidente de navegación). Incluso puede considerarse que algunos de estos enclaves actúen de manera sinérgica en el flujo reproductor o larvario (Chafarinas – Melilla – Rachgoun – Habibas – Isla Plana), lo cual reduciría todavía más el número de localidades de referencia en buen estado para la especie.

6.6. Evaluación de la población total de *P. ferruginea* en España

Durante la redacción de la Estrategia de conservación de *Patella ferruginea* (MMAMRM, 2008) se intentó realizar un primer cálculo de la población total de ejemplares en el litoral español. Los resultados obtenidos indicaban que la población existente podría estar entre 89.000 y 108.000 ejemplares en total.

Guallart y Templado (2012) realizaron una revisión de estos datos para la ficha relativa a las “Especies de interés comunitario en España”, estimando la población total de ejemplares adultos en 80.767. Este valor sería en principio semejante o incluso superior al anterior, teniendo en cuenta que en este caso se incluyeron sólo ejemplares adultos (excluyendo juveniles menores de 30 mm).

En la tabla 6.1 se resumen las estimaciones más recientes de los contingentes de las poblaciones de *P. ferruginea* en España, organizadas por Comunidades y Ciudades autónomas y otros territorios españoles, y se comparan con las estimaciones previas realizadas para la primera versión de la Estrategia (MMAMRM, 2008).

Con las debidas reservas debido a las diferencias en la metodología utilizada para los censos, la tabla 6.1 refleja algunos aspectos que deben ser destacados:

- La presencia de *P. ferruginea* en la isla Hormiga, en la región de Murcia, previamente señalada por Espinosa *et al.* (2009), se confirma y se amplía, no solo por el traslado de algunos ejemplares procedentes del proyecto Cero (Guallart *et al.*, 2014) sino, sobre todo, por el hallazgo de otros ejemplares adultos en la isla durante los trabajos realizados (Guallart *et al.*, 2016).
- La población de Andalucía muestra un incremento importante de ejemplares entre los censos de 2008 (1.064) y 2010 (1.800) y el de 2014 (7.666), que puede deberse al aumento de la población en algunos enclaves de su litoral por los elevados reclutamientos registrados entre 2011 y 2013; el fuerte incremento en 2014 puede atribuirse en parte a la extrapolación por primera vez de los datos obtenidos en los tramos censados al resto del litoral andaluz con un hábitat adecuado.
- La población de la ciudad autónoma de Ceuta parece estable en el número de ejemplares, a pesar de que en la estima de 2008 se consideró el total de ejemplares mientras que en la tabla 6.1 se consideran sólo ejemplares adultos. Los trabajos realizados han producido resultados muy dispares: en menos de cuatro años se ha pasado de concluir que la población de Ceuta se podría extinguir en un plazo de 20 años, a afirmar que en 10 años podría llegar a duplicarse.



- En Melilla existe un aparente incremento sustancial de la población, que contrasta de nuevo con la comparación entre ejemplares totales y ejemplares adultos. A pesar de las obras realizadas en el litoral en la última década, que habrían supuesto la muerte directa de al menos 2.000 ejemplares, este aumento debe atribuirse al mayor detalle de la cartografía de la especie desde el primer censo hasta los últimos realizados.
- La población de las islas Chafarinas parece mantenerse estable, pero el censo general más reciente disponible corresponde al año 2000, previo a la aprobación de la Estrategia. En ese año, las islas reunían la población más importante de las costas españolas, con 42.230 individuos adultos, y entre 53.000 y 62.500 ejemplares en total.

El peñón de Vélez de la Gomera, una plaza de soberanía dependiente administrativamente de la Administración General del Estado, en concreto de los ministerios de Fomento, Defensa y del Ministerio para la Transición Ecológica (ver apartado 13.2.7), presenta una población significativa de *P. ferruginea*, en principio la cuarta en importancia numérica en el litoral español (junto a la población de la isla de Alborán).

Tabla 6.1. Síntesis de los datos conocidos actualmente acerca de las poblaciones de *Patella ferruginea* en las costas españolas. Se indican los datos para las Comunidades y Ciudades Autónomas y los territorios de soberanía donde está presente; se considera ausente en las comunidades autónomas de Cataluña, Islas Baleares y Comunidad Valenciana. Tampoco ha sido detectada en el territorio de soberanía del peñón de Alhucemas, en las costas norteafricanas. Se indica el año del último censo o estima de la población y el número de adultos (ejemplares > 30 mm). En los trabajos en los que no se aporta directamente este dato, se ha calculado a partir de la estima total de ejemplares y del porcentaje de juveniles registrado en el último censo⁽¹⁾. La presencia de juveniles, indicativa de reclutamiento, ha sido categorizada como “-”. no detectados, “+”, poco abundantes o “++” abundantes. En la última columna se indica la estimación realizada para la redacción de la estrategia (MMAMRM, 2008), correspondiente a ejemplares totales, no sólo adultos (estos datos no corresponden a las referencias citadas en la columna de referencias).

Comunidad o territorio	Referencia	Año	Nº adultos	Juveniles	Nº total ejemplares (MMAMRM, 2008)
Región de Murcia	Guallart <i>et al.</i> (2016)	2016	5	-	-
Andalucía (incluye isla de Alborán)	CMA (2014)	2014	7.666	+	1.064
Ceuta	Rivera-Ingraham <i>et al.</i> (2011)	2006-2010	28.590 ⁽¹⁾	++	> 30.000
Peñón de Vélez de la Gomera	Orozco <i>et al.</i> (2013)	2012	169	++	-
Melilla	Guallart <i>et al.</i> (2013)	2010	32.281	++	23.000
Islas Chafarinas	Guallart y Templado (2016)	2000	42.230	++	60.000
TOTAL			110.941		89.000-108.000

7. AUTOECOLOGÍA



7.1. Hábitat

7.1.1. Zonación, tipología del hábitat y comunidad asociada

Patella ferruginea es una especie marina que habita en la franja mediolitoral superior (Pérès y Picard, 1964; Augier, 1982; Bellan-Santini, 1994) sobre superficies rocosas estables (naturales o artificiales), por lo que está ausente en playas de arena y guijarros, así como en zonas de bolos y de bloques no consolidados. Tiene preferencia por las superficies de diverso grado de inclinación, en zonas expuestas al oleaje, pero no en exceso, y donde la franja mediolitoral se encuentra bien desarrollada y estructurada. Suele situarse por encima de la banda del alga rodofita incrustante *Neogoniolithon brassica-florida* y del gasterópodo vermético *Dendropoma lebeche* (anteriormente llamado *Dendropoma petraeum*), que coincide con el nivel medio del mar, en el horizonte de los balanos (*Chthamalus* spp.). En esa franja casi las únicas algas erectas presentes son las rodofitas *Rissoella verruculosa* y *Nemalion elminthoides*, de carácter estacional, las feofíceas *Ralfsia verrucosa*, formando costras y *Mesospora macrocarpa*, y la cianofícea *Rivularia atra*, que forma pequeñas protuberancias (figura 7.1). *Rissoella verruculosa*, endémica del Mediterráneo, falta en la zona del Estrecho y en las costas de Cádiz y Málaga. Por el contrario, en estos enclaves de fuerte influencia atlántica y en este mismo nivel puede encontrarse el alga atlántica *Fucus spiralis*, sobre todo en la zona del Estrecho. En cualquier caso, se trata de algas con una escasa cobertura en los niveles donde habita *P. ferruginea*, pues la lapa ocupa superficies con escasa o nula vegetación erecta donde establece su huella, y desarrolla su actividad ramoneadora sobre la película microbiana ("biofilm") que constituye su alimento (ver apartado 7.3). Aunque apenas se ha estudiado, la presencia de *P. ferruginea* y su actividad trófica limita probablemente a su vez el desarrollo de macroalgas al eliminar del sustrato sus pequeños propágulos. Sin embargo, se ha comprobado que *P. ferruginea* tiende a desaparecer en zonas eutrofizadas o contaminadas con rápidas proliferaciones masivas de algas verdes de los géneros *Enteromorpha* o *Chaetomorpha* (Guallart y Acevedo, 2006; ver apartado 11.3.1).

En sus desplazamientos tróficos, *P. ferruginea* puede descender al nivel del cinturón de *Neogoniolithon-Dendropoma*, pero sin llegar a la banda de algas rodofíceas del infralitoral superior (*Gelidium* spp. o *Corallina* spp.), nivel en el que estas algas erectas presentan una cobertura próxima al 100%. Asimismo, los reclutas o primeras fases bentónicas de la lapa después de su asentamiento en el sustrato se observan preferentemente en la zona de *Neogoniolithon-Dendropoma* (Guallart et al., 2017), desplazándose progresivamente al nivel de *Chthamalus* en fases posteriores (ver apartado 10.2).



Figura 7.1. Dos grupos de ejemplares de *Patella ferruginea* en su hábitat, el piso mediolitoral superior, en las islas Chafarinas. En la fotografía inferior pueden observarse cuatro ejemplares, con el alga *Rissoella verruculosa* en la mitad superior de la imagen y otras especies acompañantes (*Chthamalus* sp. y el gasterópodo *Phorcus turbinatus*). Fotografías: superior, Javier Guallart (en Guallart y Templado, 2016); inferior, Ángel Luque.



Otras especies de lapas que coexisten con *Patella ferruginea* en la mayor parte de su área de distribución son *P. caerulea*, *P. ulyssiponensis*, *P. rustica* y *Cymbula safiana* (= *C. nigra*). En lo que se refiere a la repartición del hábitat, *P. rustica* suele situarse en un nivel más elevado, que se extiende incluso al supralitoral, aunque su rango de distribución llega a solaparse con el de *P. ferruginea*. Por otro lado, *P. ulyssiponensis* y *P. caerulea* suelen situarse en el mediolitoral inferior, extendiéndose ésta última hasta unos 4 o 5 m de profundidad, mientras que la primera se distribuye en una franja mucho más estrecha. Por otro lado, *Cymbula safiana* tiene preferencia por niveles infralitorales superiores y casi siempre se encuentra por debajo del nivel del mar (Templado *et al.*, 2004; Templado, 2011), por lo que no suele solaparse en su distribución vertical con *P. ferruginea*. *Cymbula safiana*, originaria de la costa occidental de África, presenta un comportamiento distinto al de las demás especies de lapas europeas; se trata de una especie territorial que come algas erectas y presenta un curioso aprovechamiento de su recurso trófico, de forma que siempre quedan zonas de su territorio con cobertura de algas (comportamiento denominado por los anglosajones "gardening"). En la zona del estrecho de Gibraltar, *P. ferruginea* coincide con la especie atlántica *P. depressa* (= *P. intermedia*), que puede ocupar su mismo nivel (Ocaña *et al.*, 2009; Templado, 2011).

Patella ferruginea coexiste también con el pulmonado intermareal *Siphonaria pectinata* ("falsa lapa", figura 7.7) en un nivel similar (ver apartado 7.4). Otro gasterópodo frecuente en la franja ocupada por *P. ferruginea* es el tróquido *Phorcus turbinatus* (figura 7.1), que es reemplazado por *Phorcus articulatus* en zonas con menor hidrodinamismo, en las que también el balano *Chthamalus stellatus* puede estar acompañado por su congénere *C. montagui* o ser sustituido por éste.

Como se ha dicho, *P. ferruginea* se distribuye en la franja de *Chthamalus* spp., pero ocupa una franja de anchura algo menor que la del cirrípedo, que se distribuye generalmente en una franja comprendida entre +10 cm y +80 cm sobre el nivel medio del mar, con una mayor cobertura en la parte superior y que disminuye hacia niveles más bajos. Por su lado, *P. ferruginea* ocupa casi siempre la franja comprendida entre +10 y +50 cm, sobrepasando raramente +40 cm (Guallart *et al.*, 2006b).

En Ceuta, Espinosa (2006) sitúa la franja ocupada por *P. ferruginea* en niveles superiores (entre +75 y +105 cm, con una media de +90 cm sobre el nivel medio), a los observados, por ejemplo, en las islas Chafarinas. Estas diferencias pueden ser debidas a que las mareas son más acusadas en el Estrecho (amplitud máxima de 1,5 m) que en las Chafarinas (amplitud máxima de unos 50 cm). Por otro lado, la composición de especies acompañantes en estos niveles presenta algunas diferencias. Por ejemplo, en el litoral norte de Ceuta, *Patella depressa*, una lapa de origen atlántico, es abundante en el mediolitoral superior y puede desplazar a *P. ferruginea* hacia niveles más altos. Sin embargo, esta lapa atlántica no está presente en las islas Chafarinas, donde las otras especies de lapas ocupan niveles inferiores.



7.1.2. Asignación de *Patella ferruginea* a las tipologías de hábitats de las clasificaciones oficiales de hábitats marinos europeos

En una clasificación preliminar de las comunidades marinas españolas, Capa y Luque (2006) incluyen esta especie en la “comunidad de la roca mesolitoral superior”. En la tabla 7.1 se resume la asignación de *Patella ferruginea* a las tipologías de hábitats de las clasificaciones EUNIS, Convenio de Barcelona y Lista Patrón de los hábitats marinos presentes en España.

Tabla 7.1. Asignación de *Patella ferruginea* a las tipologías de hábitats de las clasificaciones EUNIS, Convenio de Barcelona y Lista Patrón de los hábitats marinos presentes en España.

EUNIS (clasificación de los hábitats del “European Union Nature Information System”)
A1.1 High energy littoral rock.
A1.13 Mediterranean communities of upper mediolittoral rock.
Tipos de hábitat marinos para la región Mediterránea (“Classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean Region”, propuesta en el marco del Convenio de Barcelona)
II. Mediolitoral
II.4. Sustratos rocosos o duros
II.4.1. Biocenosis de la roca del mediolitoral superior
Lista Patrón de los hábitats marinos presentes en España
0201 Piso mediolitoral rocoso y otros sustratos duros
020102 Roca mediolitoral moderadamente expuesta
02010214 Horizonte de <i>Chthamalus</i> spp. sobre roca mediolitoral

La clasificación EUNIS (Davies y Moss, 1999; Davies *et al.*, 2004), ha sido sobre todo seguida para las costas atlánticas europeas, pues fue elaborada mayoritariamente por expertos anglosajones, por lo que presenta un sesgo con un mayor nivel de detalle en los hábitats atlánticos, mientras que los mediterráneos quedan peor representados. Por ello, resulta difícil asignar *P. ferruginea* a algunas de las categorías del hábitat de un nivel inferior al señalado. Por otro lado, esta especie se asocia al Hábitat de Interés Comunitario 1107 Arrecifes de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los *hábitats* naturales y de la fauna y flora silvestres).

La clasificación de los hábitats marinos mediterráneos (UNEP, 2006) define la franja mediolitoral superior como aquella barrida por las olas, pero que raramente queda sumergida. Limita en su parte superior con la roca supralitoral (I.4.1) y en su parte inferior por la franja mediolitoral inferior (II.4.2). Según esta definición, *P. ferruginea* podría no considerarse una especie del mediolitoral superior, dado que regularmente, incluso con la moderada amplitud de las mareas mediterráneas, muchos ejemplares quedan



permanentemente sumergidos durante considerables periodos de tiempo. Dentro del hábitat de la roca mediolitoral superior, esta clasificación considera cuatro asociaciones, de las cuales la que englobaría sobre todo a *P. ferruginea* es la asociación II.4.1.3 con *Nemalion elminthoides* y *Rissoella verruculosa*. Sin embargo, en la adaptación de la clasificación mediterránea a las costas francesas (Michez *et al.*, 2014), se añade dentro la roca mediolitoral superior una "facies" de *Patella* spp. y *Chthamalus* spp. (II.4.1.e) en la que encajaría mejor el hábitat de *P. ferruginea*.

En lo referente a la Lista Patrón de hábitats marinos españoles (Templado *et al.*, 2012), aunque *P. ferruginea* se asignaría preferentemente a la tipología señalada (Horizonte de *Chthamalus* spp. sobre roca mediolitoral, 02010214), puede encontrarse también en los horizontes de *Rissoella verruculosa* (02010215), *Ralfsia verrucosa* (02010216) o de *Nemalion elminthoides* (02010222).

Asimismo, como se ha comentado, las fases juveniles tempranas parecen ocupar un nivel intermedio entre la "biocenosis de la roca mediolitoral inferior" de la clasificación mediterránea (II.4.2) y la "biocenosis de la roca mediolitoral superior" (II.4.1). En las zonas más cálidas del Mediterráneo occidental (como el levante español o el norte de África) es común que en el límite entre ambos niveles se desarrollen concreciones del gasterópodo vermético *Dendropoma lebeche* junto a *Neogoniolithon brassica-florida*. En la Lista Patrón, esta asociación se corresponde con los hábitats "arrecife biógeno de *Dendropoma petraeum* sobre roca mediolitoral (02010223) y "horizonte de *Neogoniolithon brassica-florida* y/o *Dendropoma petraeum*" (02010226). Cabe aclarar que el nombre correcto para la especie que en el Mediterráneo occidental se denominaba *Dendropoma petraeum* es *Dendropoma lebeche* (Templado *et al.*, 2016).

7.1.3. Grado de exposición al hidrodinamismo

La mayoría de autores coinciden en indicar que *Patella ferruginea* es una especie que prefiere zonas con un hidrodinamismo moderado o elevado, pero no extremo. Entre los autores que inciden en este aspecto cabe citar a Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) en la isla de Zembra, Porcheddu y Milella (1991) en las islas Maddalena (norte de Cerdeña), Mari *et al.* (1998), Pascal (2002) y Blachier *et al.* (1998) en las islas Lavezzi (Reserve Naturelle des Lavezzi, Córcega), Giudicelli *et al.* (1999) en la bahía de Ajaccio (Córcega), Boumaza y Semroud (2001) en las islas Habibas, Guallart *et al.* (2013) en Melilla o Guallart y Templado (2016) en las islas Chafarinas. De manera general, este aspecto es también recogido por Templado (2001), Templado *et al.* (2004), Moreno y Arroyo (2008), y Guallart y Templado (2012), entre otros. Por su parte, Tlig-Zouari *et al.* (2010) hallaron las máximas densidades en enclaves con un elevado grado de exposición al oleaje en varias localidades de Túnez, aunque no establecieron una correlación entre la densidad de ejemplares y el grado de exposición al hidrodinamismo). Guallart y Templado (2016), en un estudio detallado de los factores determinantes de la distribución de *P. ferruginea* en las islas Chafarinas, señalaron que la densidad de adultos presentaba diferencias significativas en función del grado de exposición al hidrodinamismo, con una marcada menor densidad en zonas relativamente abrigadas frente a las zonas entre expuestas y muy expuestas.



En contraste con esta idea más o menos generalizada, en algunos casos se han hallado importantes contingentes de esta lapa en zonas relativamente confinadas. Tal vez el más destacable sea el de la población existente en Ceuta. En esta localidad, con una importante población de *P. ferruginea*, algunos autores indicaron que las mayores densidades se alcanzan en el interior del área portuaria (Guerra-García *et al.*, 2004b; Espinosa, 2006) donde el hidrodinamismo es muy reducido. Se trata, sin embargo, de un puerto singular, pues presenta una doble entrada de agua (la bocana principal, al norte, y el foso de San Felipe, al sur) que permite la existencia de notables corrientes de flujo y reflujos en su interior, algo inhabitual en el interior de zonas portuarias. Por otro lado, un trabajo posterior llevado a cabo por Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) indicaba que en Ceuta las mayores densidades se localizaban fuera del puerto, en zonas de la bahía sur. Asimismo, en determinadas localidades donde la abundancia de *P. ferruginea* llega a alcanzar valores muy elevados, la especie se encuentra también en zonas abrigadas, aunque en densidades mucho más moderadas, como en el interior del puerto de Melilla (Guallart *et al.*, 2013; Paredes Ruiz *et al.*, 2014a) o en las islas Chafarinas (Guallart y Templado, 2016).

7.1.4. Inclinación del sustrato y anchura de la franja mediolitoral

El grado de inclinación del sustrato es otro factor que puede influir en la distribución de la especie, aunque ha sido poco estudiado y los resultados son parcialmente contradictorios. Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) analizaron la influencia de la inclinación del sustrato y de la anchura de la franja mediolitoral sobre *P. ferruginea* en la isla de Zembra (Túnez), pero no hallaron diferencias en la densidad de las poblaciones de esta lapa en función de este parámetro. En cambio, Doneddu y Manunza (1992) indicaron que esta lapa prefiere las superficies horizontales frente a las verticales o fuertemente inclinadas. Asimismo, Boumaza y Semroud (2001) señalaron que en las islas Habibas (Argelia) la mayor densidad de ejemplares se obtuvo en un transecto realizado en sustrato subhorizontal, con numerosas anfractuosidades, factores que de acuerdo con los autores serían propicios para la especie; sin embargo no llegaron a establecer una correlación significativa entre el grado de inclinación y la densidad de ejemplares. Por su parte, Orozco *et al.* (2013) indicaron que en el Peñón de Vélez de la Gomera las únicas zonas en que *P. ferruginea* estaba ausente eran las que presentaban una pendiente vertical y/o extraplomada en los ambientes más expuestos al hidrodinamismo, sugiriendo que la energía del olaje al impactar durante los temporales en este tipo de superficies casi verticales sería particularmente elevada y limitaría su distribución. También Guallart y Templado (2016) observaron que en las islas Chafarinas las mayores densidades se encontraban en zonas con pendiente moderada o baja, siendo menor en las superficies verticales. Sin embargo, este hecho podía deberse a un "artefacto metodológico", dado que generalmente la densidad de la especie se expresa como "número de ejemplares por metro lineal de costa" (ver apartado 4.1.2) y, en las zonas de escasa pendiente, la anchura de la franja mediolitoral es más amplia y la especie dispone de una mayor superficie que en los enclaves de paredes verticales. En esta línea, Moreno y Arroyo (2008) indicaron que *Patella ferruginea* prefiere los sustratos



más tendentes a horizontales que a los verticales, ya que en los primeros la superficie disponible para la alimentación es mayor y además en ellos la probabilidad de quedar emergida por calmas prolongadas es menor. Algunas observaciones realizadas en las islas Chafarinas apoyan esta idea.

7.1.5. Tipo de sustrato

El tipo de sustrato sobre el que tiende a localizarse *Patella ferruginea* es un tema todavía controvertido. Bajo este epígrafe cabe agrupar distintos aspectos. Buena parte de lo publicado en referencia al "tipo de sustrato" se centra en si se trata de sustratos artificiales (escolleras, espigones, diques) o sustratos naturales (litoral rocoso estable). En cambio, existe mucha menos información, sobre todo directa o experimental, acerca del tipo de sustrato preferido por la lapa ferrugínea.

7.1.5.1. Naturaleza del sustrato (litología)

La presencia de la lapa ferrugínea se ha descrito sobre materiales rocosos diversos. Al margen de su presencia en sustratos artificiales, tales como el hormigón, se indican a continuación las referencias existentes sobre las distintas tipologías de sustratos rocosos naturales sobre los que se ha citado esta especie.

Las poblaciones más septentrionales de *P. ferruginea* se encuentran en algunas localidades de Córcega, como las islas Lavezzi (Pascal, 2002) o la Reserva Natural de Scandola (Meinesz *et al.*, 2010), donde la lapa se asienta mayoritariamente sobre rocas volcánicas de diversas características. Porcheddu y Milella (1991) la citaron en varias zonas de las costas italianas sobre sustratos de origen ígneo, tanto rocas plutónicas (granito), como volcánicas (riolita). Doneddu y Manunza (1992) y De Sabata *et al.* (2015) señalan que, si bien la mayor parte de ejemplares de *P. ferruginea* se encuentran sobre sustratos carbonatados o graníticos en varias localidades del norte de Cerdeña, la especie puede estar presente en tipos de materiales muy diversos y que, "probablemente son capaces de vivir casi sobre cualquier tipo de roca". Por su parte, las islas Chafarinas o las Habibas (Argelia), donde se hallan algunas de las poblaciones más importantes de la especie (Guallart *et al.*, 2016; Boumaza y Semroud, 2001; Espinosa, 2009), están constituidas también en su mayor parte por rocas volcánicas, sobre todo andesitas, en el caso de las Chafarinas (Barrera y Pineda, 2006), o dacitas y riolitas en las Habibas (Ben Haj y Bernard, 2005). Asimismo, en la isla de Alborán, de naturaleza volcánica constituida por andesitas, se asienta también una población importante de esta lapa (Paracuellos *et al.*, 2003).

Sin embargo, Tlig-Zouari *et al.* (2010) señalaron en las costas tunecinas la presencia de *P. ferruginea* sobre sustratos calizos, o formados por areniscas con diferentes características, concluyendo que estos dos tipos de rocas serían los preferidos por la especie. Asimismo, en las prospecciones realizadas por Espinosa *et al.* (2013) en diversos puntos del Mediterráneo central (Córcega, Cerdeña, Sicilia, Pantelleria y Túnez) señalan la presencia de la especie en transectos realizados en todos los casos sobre rocas calizas, salvo el ejemplar encontrado en Pantelleria sobre roca volcánica (ver Espinosa *et al.*, 2013: Tabla S1).



No hemos encontrado referencias claras respecto a la litología del material rocoso de los hábitats naturales en Ceuta, donde se localiza una de las principales poblaciones de la especie. Espinosa *et al.* (2011), en una experiencia llevada a cabo en esta localidad sobre reclutamiento de distintas especies de lapas en sustratos experimentales, indicaron que los juveniles de *P. ferruginea* prefieren asentarse en “sustratos naturales, tales como granito o caliza”.

En definitiva, de la revisión bibliográfica y de nuestras propias observaciones, y coincidiendo con Doneddu y Manunza (1992) y De Sabata *et al.* (2015), se puede concluir que *P. ferruginea*, aunque pueda presentar algunas preferencias por una litología concreta, tiene capacidad para adaptarse a distintos tipos de sustratos rocosos o, simplemente, estables. Por tanto, posiblemente sean otros factores los que condicionen la distribución y abundancia de la especie, como la exposición al oleaje, la pendiente, la rugosidad, la composición de la película microbiana (“biofilm”) que recubre la roca, o la accesibilidad para el hombre.

7.1.5.2. Textura

Existe cierta dificultad a la hora de definir este parámetro. Algunos autores lo tratan bajo los términos de “rugosidad” o también como “heterogeneidad del sustrato”. Aunque existe una percepción intuitiva de lo que podrían ser casos extremos de este parámetro (desde una superficie completamente lisa, con una mínima rugosidad; hasta a una superficie muy irregular o muy abrasiva, con una rugosidad máxima), las maneras de definirlo, de medirlo y categorizarlo no son fáciles, dependen de la escala empleada y, sobre todo, no son equiparables entre autores. En principio, la rugosidad debería estar referida a una escala pequeña (centímetros) y la “heterogeneidad del sustrato” a una escala mayor (metros) y podría interpretarse como la “microtopografía”, es decir, al grado de irregularidad de la superficie en función de la presencia o no de grietas o anfractuosidades de tamaño diverso, lo cual también presenta dificultades de medición. Otros aspectos, como la “porosidad” del sustrato pueden ser también relevantes, pero no han sido tratados para esta especie.

El grado de rugosidad del sustrato en relación a *P. ferruginea* ha sido estudiado en Ceuta por Rivera-Ingraham *et al.* (2011a). Estos autores midieron la rugosidad mediante el “índice de heterogeneidad topográfica” de Blanchard y Bourget (1999), pero sin indicar la escala utilizada para estimarla, mientras que los autores canadienses se refieren a tres escalas diferentes (alta, referida a kilómetros; media, a metros; y pequeña, a centímetros) señalando la diferente influencia que puede tener cada una de ellas en la estructura de las comunidades intermareales. Ello dificulta la interpretación de los resultados obtenidos en Ceuta. Una rugosidad alta (a pequeña escala) puede ser favorable (o no) para los reclutas o juveniles de la lapa y no para los adultos, pero podría suceder al revés (o no) a una escala mayor (alto grado de heterogeneidad en una escala de metros).

Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) no hallaron diferencias en cuanto a la densidad de ejemplares adultos en zonas correspondientes a las tres categorías diferentes que consideraron respecto al grado de rugosidad. En cambio, estos autores encontraron que



la densidad de ejemplares juveniles fue significativamente menor en las superficies más lisas (menos rugosas), mientras que la talla media de los adultos fue significativamente mayor, por lo que concluyeron que una mayor rugosidad estaba asociada con una mayor presencia de juveniles y, por tanto, favorecía el reclutamiento de la especie, pero no favorecía la presencia de ejemplares de tallas grandes. Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) sugirieron que este hecho podría ser una estrategia para disminuir la competencia por el sustrato y favorecer la existencia de elevadas tasas de reclutamiento como las observadas en Ceuta. Esta argumentación parece sugerir que, para *Patella ferruginea*, determinadas zonas o superficies serían propicias para el asentamiento de los juveniles y otras distintas para el mantenimiento de la población adulta. Esta idea debe ser contrastada, porque nunca se ha descrito que exista dicha segregación espacial por tallas a lo largo del litoral o la existencia de áreas de crías ("nursery") en esta lapa, dada la limitada capacidad de desplazamiento de los ejemplares. Por otra parte, algunos autores han indicado que las estructuras artificiales de hormigón de superficie lisa presentan en promedio una menor densidad de ejemplares que las de sustratos artificiales más heterogéneos o de sustratos naturales próximos (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a; Guallart *et al.*, 2013c).

Otro tipo de estudio relativo a la naturaleza rugosa o lisa del sustrato llevado a cabo en Ceuta se centró en el éxito del reclutamiento de las distintas especies de lapas, para lo que se utilizaron superficies experimentales (Espinosa *et al.*, 2011). Sin embargo, el número de reclutas obtenidos de *P. ferruginea* (menos de una veintena a lo largo de todo un año) no permitía llegar a conclusiones significativas relativas a esta especie.

De cualquier modo, la textura del sustrato rocoso, artificial o natural, o bajo los diferentes aspectos que se consideren, debe tener influencia en las poblaciones de *Patella ferruginea*, pues ello puede afectar a distintos aspectos de su forma de vida, como el mayor o menor éxito del reclutamiento, la mayor o menor capacidad de adherencia, el tipo de recubrimiento de algas que tienden a generar y, por lo tanto, a los recursos tróficos, y también a la accesibilidad a los mismos, entre otros.

Por otro lado, la existencia de tramos de costa de topografía muy irregular, con numerosas grietas de diferente tamaño, puede favorecer la presencia de *P. ferruginea* (Boumaza y Semroud, 2001; Guallart *et al.*, 2006b). En las islas Chafarinas, muchos ejemplares se localizan en el interior de grietas u oquedades, lo que multiplica la superficie disponible para la especie. Por ello, la densidad de ejemplares por metro lineal de costa resulta comparativamente sobredimensionada en los tramos de costa con estas características (Guallart y Templado, 2016). La presencia de grietas puede suponer, además, un factor favorable en zonas de hidrodinamismo elevado, porque estos pequeños refugios pueden mitigar el efecto directo del oleaje durante los temporales.



7.1.5.3. Relación con otras especies características de la franja mediolitoral (*Chthamalus* spp. y *Dendropoma lebeche*)

En las islas Chafarinas, Guallart y Templado (2016) señalaron una asociación significativa entre la densidad de adultos de *P. ferruginea* y el grado de cobertura de los balanos (*Chthamalus* spp.). Guallart y Templado (2016) también observaron una menor densidad de la lapa en aquellas zonas donde *Dendropoma lebeche* está ausente, mientras que su máxima densidad se halló en las zonas en las que el vermético se presenta en forma de bandas más o menos continuas, aunque con escaso desarrollo vertical.

Es posible que esta relación positiva entre estas tres especies comunes en la franja intermareal de las islas Chafarinas (los balanos, el vermético y la lapa) se deba a que todas ellas precisan de unas condiciones similares. Tanto *Chthamalus* spp. como *Dendropoma lebeche* son especies filtradoras que requieren sustratos rocosos donde exista vaivén de las olas (Templado *et al.*, 2004), lo cual se da sobre todo en zonas sometidas a un cierto grado de hidrodinamismo y donde el sustrato no es excesivamente vertical. Ello coincide también con las condiciones señaladas como óptimas para esta lapa. En cualquier caso las interacciones de *Patella ferruginea* con el conjunto de especies del mediolitoral rocoso de su entorno geográfico debe ser abordada con rigurosidad en futuros estudios.

7.1.5.4. Sustratos naturales y sustratos artificiales

Un aspecto controvertido sobre el que han incidido numerosos autores es la presencia de *Patella ferruginea* sobre sustratos artificiales. Éstos pueden definirse, de manera general, como estructuras en el litoral construidas por la acción humana. Entre ellas se incluirían todo tipo de infraestructuras portuarias (desde las escolleras rompeolas hasta los muros de las dársenas interiores de los puertos), así como espigones creados con distintos fines, a menudo para controlar el flujo de sedimentos en playas regeneradas artificialmente o para la construcción de paseos marítimos.

Se ha citado la presencia de la lapa ferrugínea en escolleras de numerosos puertos de su área de distribución actual: Orán (Amati, 1979, en Doneddu y Manunza, 1992), Aspetto y Ajaccio, en el sureste de Córcega (Giudicelli *et al.*, 1999), La Línea y Algeciras (Espinosa *et al.*, 2005; Arroyo *et al.*, 2011), Gibraltar (Espinosa *et al.*, 2005, 2009), Tarifa, Sotogrande, Marbella, Málaga, Motril, Almería (Arroyo *et al.*, 2011), Ceuta (Guerra-García *et al.*, 2004b; Espinosa *et al.*, 2009, 2011; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a) y Melilla (Guallart *et al.*, 2006a; González-García *et al.*, 2006, 2014b, 2015; Guallart *et al.*, 2013c), entre otros. En algunas de estas escolleras portuarias se han descrito poblaciones muy importantes de la lapa, siendo de destacar los dos últimos casos citados de los puertos de las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla (figura 7.2). Algunos autores han destacado el hecho de la presencia abundante de la lapa ferrugínea en estructuras litorales artificiales como indicativo de que éstas son un hábitat importante para su conservación (Guerra-García *et al.*, 2004b; González-García y Paredes, 2013; González-García *et al.*, 2014a). De hecho, se ha llegado a proponer dotar de figuras legales de protección a algunas de estas estructuras como medida de conservación de la especie (García-Gómez *et al.*, 2011, 2015; Espinosa *et al.*, 2013; ver apartado 12.3).



Figura 7.2. A, vista aérea de la escollera exterior del puerto de Melilla, donde se localiza una importante población de *Patella ferruginea*. Fotografía: Carlos Villalón. B, Ejemplares de *Patella ferruginea* (y algunos de *P. rustica*) en un bloque de la escollera exterior del puerto de Melilla. Fotografía: Javier Guallart.

Tlig-Zouari *et al.* (2010) no hallaron ejemplares de *P. ferruginea* en las escolleras de distintos puertos prospectados en Túnez, pues todos los ejemplares fueron detectados sobre sustratos naturales del litoral. Por su parte, Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) no hallaron diferencias significativas en la densidad de ejemplares entre zonas de sustratos



artificiales y naturales en la costa de Ceuta y, en un análisis general de su área de distribución, tampoco la encontraron Espinosa *et al.* (2013).

En este contexto y en función de la información disponible, surgen los interrogantes de si la lapa ferrugínea se asienta preferentemente sobre sustratos naturales o artificiales y si existen diferencias entre las poblaciones sobre unos u otros sustratos (en cuanto a supervivencia, crecimiento o reproducción, por ejemplo), lo cual ha suscitado debates en el seno del Grupo de Trabajo para la Estrategia de conservación de *Patella ferruginea* en España. A la hora de abordar esta discusión y de valorar los datos es preciso partir de dos hechos evidentes:

- 1) *Patella ferruginea* se conoce en el registro fósil desde el comienzo del Pleistoceno (hace unos dos millones de años) (Cuerda, 1987; Forli *et al.*, 2004), y ha evolucionado y prosperado sobre sustratos naturales desde entonces hasta tiempos muy recientes, en los que han comenzado a proliferar las estructuras artificiales costeras, coincidiendo, al menos en el tiempo, con la época de regresión de la especie.
- 2) En la época actual asistimos a una progresiva (y alarmante) sustitución en la costa de los sustratos y ambientes naturales por los artificiales, por lo que es lógico pensar que cada vez vayan quedando menos poblaciones (o ejemplares) en los sustratos naturales y más en los artificiales.

En referencia al segundo punto hay que señalar que las principales poblaciones de *Patella ferruginea* ubicadas en sustratos artificiales (del orden de decenas de miles de ejemplares) corresponden a Ceuta y Melilla, donde el litoral rocoso natural de estos territorios españoles en el norte de África ha sido muy alterado y las estructuras artificiales ocupan buena parte de su litoral.

Otro aspecto a considerar es el material con el que están contruidos estos sustratos. Bajo el término de "sustratos artificiales" pueden incluirse tipos bastante heterogéneos de estructuras. Dos ejemplos contrapuestos lo pueden constituir por un lado los diques contruidos en el siglo XIX en las islas Chafarinas a partir de materiales obtenidos en canteras establecidas en las islas y que, por lo tanto, están formados por el mismo material rocoso del archipiélago, y, por otro lado, los bloques de hormigón, de superficie con características más o menos heterogéneas (morfología, inclinación, rugosidad), utilizados en diferentes escolleras y obras portuarias de Ceuta y de Melilla. Aunque en ambos casos deben considerarse como "sustratos" o "estructuras artificiales", cabe esperar, y de hecho se han observado, diferencias relevantes en cuanto a la ocupación por *P. ferruginea* (Rivera-Ingraham, 2011a; Guallart *et al.*, 2013c). En este sentido, se ha propuesto la utilización de materiales similares a los naturales y de superficie irregular para la construcción de estructuras artificiales, aspecto sobre el que existe no poca bibliografía (Chapman y Blockley, 2009; Martins *et al.*, 2009; Chapman y Underwood, 2011; Perkol-Finkel y Sella, 2014, 2015; Firth *et al.*, 2016, Sempere-Valverde *et al.*, 2016, 2018, entre otros), dentro de lo que se viene denominando "ingeniería ecológica" ("*ecological engineering*", Moschella *et al.*, 2005; Coombes *et al.*, 2009; Browne y Chapman, 2011, entre otros), o "mejora ecológica" ("*ecological enhancement*", Naylor *et al.*, 2012).



Otra cuestión a tener en cuenta es que los análisis de algunos estudios sobre este aspecto mezclan diferentes factores correlacionados entre sí, sin que ello sea tenido en cuenta a la hora de analizar los resultados. A modo de ejemplo, si en una zona de una escollera portuaria (artificial), poco accesible a visitantes y expuesta a un hidrodinamismo moderado se hallara una densidad de ejemplares de *P. ferruginea* mayor que en otra zona próxima de litoral natural muy accesible y resguardada al hidrodinamismo, no es posible *a priori* determinar si estas diferencias son debidas al carácter artificial o natural del sustrato, a la mayor o menor accesibilidad de los visitantes, a las preferencias en cuanto al hidrodinamismo de la especie o a otros posibles factores no considerados. Por ejemplo, Giudicelli *et al.* (1999), en las dos localidades del sur de Córcega que estudiaron, hallaron el mayor número de ejemplares en sustratos artificiales, sobre todo en escolleras poco accesibles para la población, señalando a este último factor como el determinante de esta distribución.

También se han planteado algunos factores subjetivos, difíciles de valorar, para explicar la abundancia de ejemplares en las zonas portuarias. Por ejemplo, Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) sugirieron que la recolección de ejemplares de especies como *Patella ferruginea* en hábitats portuarios podría ser menor que en los ambientes naturales, por ser los primeros considerados como zonas poco atractivas para el marisqueo, debido a la percepción de unas aguas más contaminadas y, por lo tanto, menos idóneas para la captura de especies de cara a su consumo.

Por otro lado, Guallart *et al.* (2013c) plantearon la hipótesis de que las estructuras artificiales, particularmente aquellas dispuestas en perpendicular a la costa (por ejemplo, las escolleras para el mantenimiento del sedimento en las playas regeneradas y también algunas estructuras portuarias), podrían actuar como “trampas de larvas”. Así, durante la época de reproducción, las larvas planctónicas de la lapa podrían quedar retenidas en estos salientes artificiales de la costa, alterando, y en cierto modo perjudicando, el flujo natural de la dispersión larvaria de la especie por las corrientes costeras. La alta densidad de ejemplares de *P. ferruginea* señalada por Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) en los espigones de estabilización de playas de la bahía sur de Ceuta podría apoyar esta hipótesis.

De todo lo anterior, puede concluirse que la consideración de sustratos artificiales o naturales en relación con *Patella ferruginea* es un aspecto complejo que debe ser analizado y argumentado con cautela a la hora de valorar su importancia (tanto en un sentido positivo como en el negativo) en la distribución de la especie. En cualquier caso, sería necesario realizar experimentos cuidadosamente diseñados para dilucidar qué factores serían responsables de los patrones observados.

7.1.6. Cobertura orgánica del sustrato

Un factor que no se ha analizado y que, sin duda, influye en la distribución de *P. ferruginea* es el tipo de cobertura orgánica del sustrato. La lapa ferrugínea se alimenta del recubrimiento de algas y de cianobacterias epilíticas y endolíticas presentes en la roca, si bien los datos concretos en este sentido son muy escasos (ver apartado 7.3). La



lapa no se encuentra en las paredes del interior de las distintas cuevas de las islas Chafarinas (Guallart y Templado, 2016), que presentan un grado diverso de exposición al hidrodinamismo, desde muy abrigadas a bastante expuestas. El factor determinante de la ausencia de la especie en el interior de las cuevas podría ser, pues, la escasez y el tipo de cobertura de algas y microbiana propias de estos ambientes umbríos.

7.1.7. Consideraciones finales

En buena parte de los estudios realizados, las diferencias observadas en la distribución de la lapa se basan en análisis estadísticos sencillos que establecen una relación causa-efecto directa de un solo factor sin correlacionarlo con otros que pueden estar influyendo, o que incluso pudieran ser más determinantes. La ecología continuamente nos demuestra que los ecosistemas rara vez operan de una manera simple y lineal (Templado, 2014). Son muchos los factores que actúan sinérgicamente, y dilucidar cómo interactúan y cuáles son sus efectos combinados es un aspecto complejo que todavía no se ha abordado en el caso de *Patella ferruginea*.

Es preciso señalar también que, al analizar el hábitat preferencial de *Patella ferruginea*, hay que tener en cuenta que aquellos lugares donde la lapa presenta mayores densidades pueden no ser necesariamente los óptimos o más idóneos para la especie (ver en este sentido Howe y Davies, 1991; Pullain y Danielson, 1991; Dias, 1996). Utilizando una expresión coloquial, *P. ferruginea* “no está donde quiere, sino donde puede”. El acceso de las larvas pelágicas de esta especie a los diferentes enclaves del litoral es un factor determinante para su asentamiento y ello depende del trazado de la línea de costa, de la incidencia las corrientes costeras sobre ella, del contingente de larvas que transporten las corrientes y de otros factores estocásticos. Un lugar óptimo para la lapa puede no albergar poblaciones si las larvas no tienen acceso a él. Por el contrario, en un lugar menos apto puede haber una alta densidad de ejemplares si a él llega un aluvión de larvas y si las condiciones ambientales no impiden su viabilidad. Un ejemplo muy elocuente de lo anterior puede verse en las figuras 2 y 3 del trabajo de Rivera-Ingraham *et al.* (2011a). En dichas figuras se observa que los puntos de mayor densidad de ejemplares de la lapa en Ceuta se sitúan siguiendo una línea coincidente con la corriente dominante de reflujo que entra por la bocana del puerto, en la bahía norte, y sale a la bahía sur por el foso de San Felipe. Por tanto, conocer las características del “pool” de larvas de *P. ferruginea* y su movimiento, tanto en el sistema de corrientes general como en el hidrodinamismo costero de carácter local, sigue siendo la principal carencia en lo relativo al conocimiento que se posee sobre la especie.

7.2. Comportamiento

7.2.1. Fidelidad a la huella (“homing behaviour”)

Dentro de los patrones de comportamiento descritos para las especies de lapas (Branch, 1981), *Patella ferruginea* presenta el definido como “de fidelidad a la huella” (“homing behaviour”, en inglés) (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b, 1991b; Templado,



2001; Templado *et al.*, 2004; Guallart y Acevedo, 2006; Espinosa *et al.*, 2008b; Moreno y Arroyo, 2008). El comportamiento de fidelidad a la huella consiste en que los ejemplares eligen un lugar del sustrato al que adaptan completamente el contorno de la concha y que sólo abandonan ocasionalmente. Este tipo de comportamiento correspondería en principio a una doble estrategia: minimizar las pérdidas de humedad en los momentos en los que las lapas están fuera del agua (en marea baja y mar en calma) y protegerse de potenciales depredadores naturales. Branch (1981) indicó que en realidad este comportamiento posiblemente no responda a una sola causa sino a un conjunto de ellas.

Los ejemplares, al adaptarse a un determinado punto y permanecer mucho tiempo sobre éste, crean en la roca una "huella" ("home scar" en inglés), es decir, una marca que queda en la superficie de la roca donde se han establecido. Cuando el ejemplar está fuera de su huella se observa en la roca una forma ovalada, generalmente libre de epibiontes y contorneada por algo así como una aureola de color más claro (figura 7.3). Esta última correspondería al desarrollo de coralináceas incrustantes en la zona correspondiente a la cavidad paleal, situada entre el borde del pie y el margen de la concha (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b; 1991b; Templado, 2001).

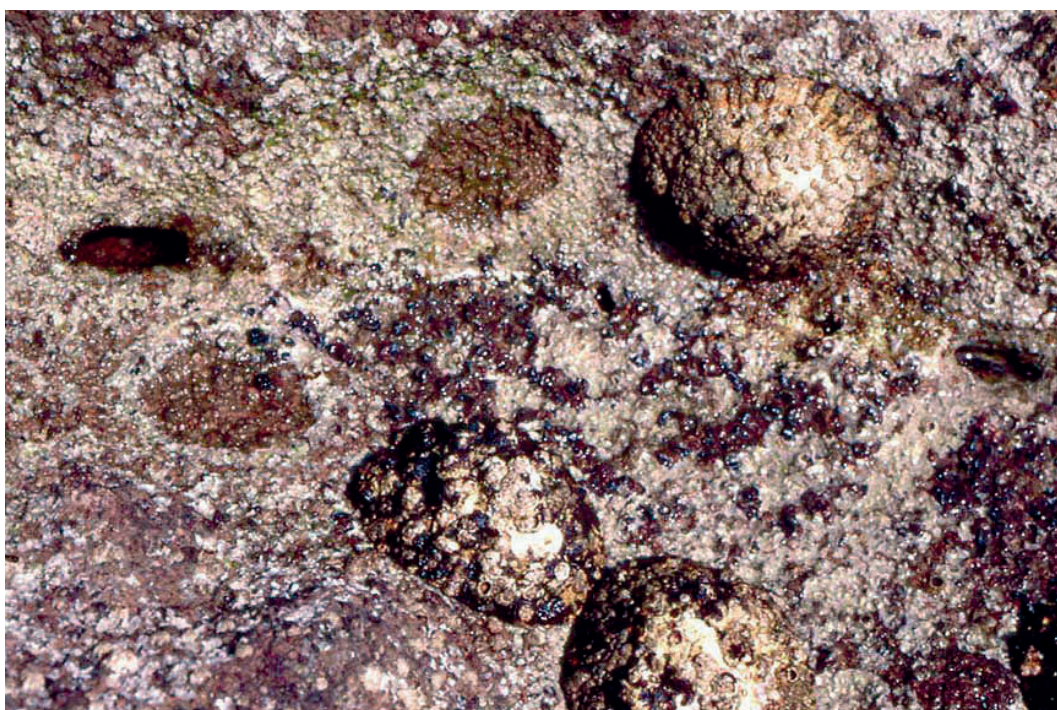


Figura 7.3. Ejemplares adultos de *Patella ferruginea* desplazándose fuera de sus "huellas", dos de las cuales se observan en el cuadrante superior izquierdo de la fotografía. Islas Chafarinas. Fotografía: Vicent Aparici (de Guallart, 2014).

Las lapas así adaptadas realizan "excursiones tróficas" periódicas (desplazamientos en la roca litoral del entorno, con objeto de alimentarse), pero regresan a este punto concreto al que tienen adaptada completamente la forma de la concha, su "huella". Las características de este comportamiento han sido descritas con un cierto detalle por



Guallart (2006), Guallart y Acevedo (2006), Espinosa *et al.* (2007a, 2008b) y Rivera-Ingraham (2010). Por su parte, Peña *et al.* (2012) describieron para *Patella ferruginea* que este comportamiento tiene lugar incluso en condiciones de laboratorio, en los tanques de cultivo, tanto en ejemplares juveniles como en adultos. A pesar de ello, tal y como se expone en el apartado 7.2.3, algunos ejemplares realizan periódicamente y con una cierta estacionalidad “cambios de huella”, lo cual implica la necesidad de adaptar rápidamente la concha a un nuevo lugar del sustrato.

7.2.2. Desplazamientos, en particular desplazamientos tróficos

Laborel-Deguel y Laborel (1990b, 1991b) describieron que *P. ferruginea* presenta dos tipos de movimientos: movimientos respiratorios y desplazamientos tróficos. Los movimientos respiratorios pueden considerarse como los más sencillos. Los ejemplares simplemente levantan la concha ligeramente del sustrato, permitiendo que el agua circule bajo ésta y oxigene las branquias. En este caso no se produce un desplazamiento fuera de la huella o, si acaso, pueden cambiar ligeramente la orientación de la concha sin que se produzca desplazamiento del pie (Laborel-Deguel y Laborel, 1990b, 1991b). Los desplazamientos tróficos presentan mayor complejidad, ya que el animal abandona su huella, realiza recorridos por la superficie rocosa (figura 7.4), y permanece un tiempo expuesto a los factores de riesgo que tienden a evitar con su comportamiento de fidelidad a la huella (deseccación y depredación).



Figura 7.4. Ejemplares de *Patella ferruginea* (junto con los gasterópodos *Phorcus turbinatus*) desplazándose fuera de su “huella” en una excursión trófica, con el oleaje batiendo el litoral. Islas Chafarinas. Fotografía: Javier Guallart (en Guallart, 2014).



Durante los desplazamientos tróficos, Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron que *P. ferruginea* puede moverse fuera de su huella varios metros y que la duración de estos desplazamientos era variable y podía ser incluso superior a diez días.

Guallart y Acevedo (2006) indicaron en las islas Chafarinas que la duración de las excursiones tróficas solía tener una duración de entre 2 y 6 horas, sólo excepcionalmente de más de 24 horas, tras las que regresaban a su huella y, con posterioridad, generalmente permanecían varios días sin desplazarse. La distancia máxima alcanzada respecto a la huella para los ejemplares estudiados osciló entre 0,15 y 0,88 m (media= 0,44 m), pero no se detectó correlación con la talla de los ejemplares. El área de campeo calculada para los ejemplares fue de entre 0,017 y 0,336 m² (media= 0,092 m²), observándose que los ejemplares de mayor talla utilizaban un área de campeo mayor.

Espinosa *et al.* (2008b) señalaron para *P. ferruginea* en Ceuta algunos aspectos relevantes de su comportamiento durante los desplazamientos tróficos. Así, indicaron que los ejemplares en general no retornaban a su huella siguiendo su propio recorrido original, sino por otros recorridos alternativos. También indicaron que la distancia máxima alcanzada respecto a la huella era menor en los ejemplares de pequeña talla (menores de 40 mm) en comparación con los mayores, que podían realizar tanto desplazamientos cortos como largos. El área de campeo también presentaba, según esos autores, correlación positiva con la talla de los ejemplares. Por último, concluyeron que la dirección de los desplazamientos se orientaba preferentemente hacia áreas del litoral con mayor productividad, es decir, con mayor concentración de clorofilas.

Respecto a los momentos en que se realizan estos desplazamientos, en las islas Chafarinas Guallart (2006), Guallart y Acevedo (2006) y Guallart *et al.* (2006b) señalaron que los ejemplares tendían a comenzar sus excursiones tróficas sobre todo cuando el litoral era batido por el oleaje. Por orden de importancia, los factores que determinarían el inicio de las excursiones tróficas serían: 1) cuando los ejemplares son bañados por el oleaje, 2) en marea alta, y 3), con menor importancia, durante la noche.

En el litoral de Ceuta, varios estudios han obtenido resultados algo diferentes (Espinosa *et al.*, 2006a, 2007a, 2008b; Rivera-Ingraham, 2010). Se ha indicado que en esta zona, con una amplitud de mareas mucho mayor que en las islas Chafarinas, los desplazamientos tróficos tienen lugar casi exclusivamente durante los periodos de pleamar. Así, en los casos excepcionales en que se hallaron desplazamientos fuera de la huella en marea baja se debían a factores externos (por ejemplo, otro ejemplar de la especie había ocupado su huella durante el desplazamiento). De acuerdo con los autores anteriores, los desplazamientos con fines tróficos fueron menos frecuentes en otoño, periodo correspondiente a la maduración gonadal, y también en los ejemplares menores de 40 mm. A su vez, los movimientos fueron mayores durante el día que durante la noche, lo cual lo atribuyeron a la actividad depredadora del decápodo *Pachygrapsus marmoratus* (ver apartado 7.5). Por otra parte, las condiciones de fuerte oleaje fueron sugeridas como inductor del movimiento de los ejemplares de *P. ferruginea*.



Un aspecto destacado por Guallart (2006) en las islas Chafarinas fue que los desplazamientos con fines tróficos no tienen lugar de una manera simultánea para toda la población. Por el contrario, este autor describe como “muy raros los casos en que casi todos los ejemplares están desplazándose al mismo tiempo” y que generalmente, incluso en condiciones en principio óptimas, sólo un porcentaje relativamente bajo realiza desplazamientos fuera de su huella. Resultados semejantes pueden extraerse de los estudios realizados en Ceuta (Espinosa *et al.*, 2006a, 2007a, 2008b; Rivera-Ingraham, 2010), dado que en ninguna de las gráficas presentadas se describe el desplazamiento de más del 40% de los ejemplares simultáneamente. Este hecho fue destacado por Guallart (2014) por su relevancia para aspectos de manejo de ejemplares de la especie (ver apartado 12.1).

7.2.3. Cambio de huella

Los “cambios de huella” suponen una situación de estrés para los individuos, dado que temporalmente pierden las ventajas obtenidas por su “fidelidad a la huella” (protección frente a la desecación en marea baja y mar en calma y frente a los depredadores). Por este motivo, cuando un ejemplar realiza un cambio de huella pasa por un periodo con mayor probabilidad de pérdidas de humectación (en marea baja y mar en calma) y mayor sensibilidad a la acción de depredadores. Los ejemplares, además, deben invertir un cierto gasto de energía en hacer crecer la concha para adaptarse a una nueva “huella”, que previsiblemente deben hacer con rapidez para abreviar el tiempo sujeto a estos riesgos. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) estimaron que esta adaptación a su nueva huella podía tener lugar en un periodo del orden “de varios días a varias semanas”.

Guallart (2006) y Guallart y Acevedo (2006) analizaron los motivos por los que los ejemplares pueden realizar el cambio de huella, así como la frecuencia y las épocas del año en que preferentemente tiene lugar. Estos autores describieron para las islas Chafarinas al menos cuatro motivos que pueden inducir al cambio de huella:

- Limitaciones de espacio en la microtopografía local de la huella inicial que impiden físicamente el crecimiento de la concha.
- Proliferación abundante e inusual de macroalgas sobre el litoral, en particular de algas verdes del género *Enteromorpha*, obligando a los ejemplares a trasladarse decenas de metros a otras zonas litorales próximas con menos proliferación de macroalgas.
- Ocupación accidental de la huella por otro ejemplar de *P. ferruginea*, obligando al ejemplar a ocupar una nueva ubicación en el sustrato y crear una nueva huella.
- Desplazamiento de ejemplares adultos de gran talla a zonas en principio menos propicias, pero con menor densidad de ejemplares y por lo tanto con una menor competencia por los recursos.

Por otra parte, en los trabajos de Guallart (2006) y Guallart y Acevedo (2006) se indicó la existencia de una marcada diferencia estacional en el porcentaje de ejemplares que



realizaban un cambio de huella. Éstos tuvieron lugar mayoritariamente en invierno (22% de ejemplares) y en menor medida en otoño (16%) y primavera (13%). En cambio, no se detectaron cambios de huella durante el periodo estival. La distancia a la nueva huella oscilaba entre 0,05 y 2,30 m (media= 0,43 m). La diferencia estacional en la tasa de cambio de huella se ha atribuido a varios posibles factores. La ausencia durante el periodo estival ha sido achacada al estrés térmico y el riesgo de desecación que pueden sufrir los ejemplares y que sería particularmente importante durante el periodo desde el cambio de huella hasta el crecimiento de la concha para adaptarse a su nueva ubicación (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b, 1991b; Guallart, 2006; Guallart y Acevedo, 2006). En cambio ha sido considerado como llamativo que un cierto porcentaje de adultos realicen un cambio de huella durante el otoño, cuando al gasto energético asociado a la maduración gonadal se sumaría el del crecimiento de la concha para adaptarse a la nueva huella (Guallart, 2006; Guallart y Acevedo, 2006).

Asimismo, Guallart (2014) destacó la importancia que esta información puede tener en tareas de manejo de la especie que impliquen el traslado de ejemplares (dentro de los términos que se indican en el apartado 12.1), por haber épocas en que los ejemplares de manera natural tendrían mayor tendencia o capacidad para adaptarse a adquirir una nueva huella.

7.3. Ecología trófica

Los datos relativos a la alimentación de *P. ferruginea* son en general escasos, si bien se considera que, de manera general, se alimenta de la película microbiana que recubre la roca mediolitoral, formada básicamente por cianobacterias y propágulos de algas (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b; 1991b; Templado *et al.*, 2004; Burgos-Rubio *et al.*, 2014).

La información directa procedente de contenidos estomacales o esofágicos, método habitualmente utilizado para analizar la ecología trófica de las especies es, en el caso de *P. ferruginea*, bastante escasa. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) presentaron un primer listado basado en 7 ejemplares capturados en Córcega: 1 ejemplar de las islas Lavezzi (hacen referencia a datos de Frick *et al.*, 1986) y 6 de la Reserva de Scandola. En él destacaron la presencia de cianobacterias (sobre todo en forma de mamelones) y macroalgas, sobre todo *Ralfsia verrucosa* y *Rissoella verruculosa*, así como especies de Corallináceas.

Recientemente Burgos-Rubio *et al.* (2014, 2015) analizaron el contenido estomacal de 20 ejemplares de *P. ferruginea* procedentes de la escollera del puerto de Ceuta (ejemplares capturados entre 2004 y 2009 con otros fines y conservados en la colección de la Universidad de Sevilla). Entre los organismos presentes se incluían cianobacterias, diatomeas y diversas algas, incluyendo tanto rodofíceas como feofíceas, y esporas de algas. Destacaron además la presencia de restos de animales sésiles, en este caso de esponjas.

Por otra parte, puede inferirse información adicional de manera indirecta, manteniendo en acuario ejemplares de *P. ferruginea* alimentándose de una cierta



diversidad de cobertura de algas. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron que mantuvieron ejemplares varias semanas alimentándose sobre todo de *Ralfsia* y de clorofíceas filamentosas. Pérez *et al.* (2012b) y Peña *et al.* (2013) mantuvieron en cautividad durante varios años ejemplares de *P. ferruginea*, consiguiendo su crecimiento y que alcanzaran la maduración sexual, proporcionándoles una cierta diversidad de coberturas de algas incrustantes en las paredes de los tanques, no determinadas a nivel específico, pero generadas bajo condiciones muy heterogéneas (tipo de sustrato, luz natural vs. artificial, agua enriquecida con nutrientes vs. agua cruda).

El conjunto de estos datos parece indicar que *Patella ferruginea* presenta una dieta relativamente amplia alimentándose de diversos grupos de organismos que recubren el sustrato, principalmente cianobacterias, algas incrustantes y probablemente propágulos de macroalgas. Se puede afirmar que no se alimentan de macroalgas bien desarrolladas o erectas, como otras especies de lapas (Branch, 1981).

Guallart y Templado (2016) plantearon la hipótesis de que la ausencia de esta especie en el interior de pequeñas cuevas litorales en las islas Chafarinas podría deberse no tanto al ambiente relativamente escíafilo, sino a la escasez y composición de la cobertura de algas sobre la superficie rocosa que se genera en este entorno.

Por su parte, Laborel-Deguen y Laborel (1991b) plantearon que, si existe una afección de los vertidos industriales a la presencia y distribución de *P. ferruginea*, ésta podría ser debida más que a los efectos directos sobre la especie, a la alteración de la cobertura de algas sobre el sustrato presente en la zona, haciéndola inadecuada por no proporcionar la fuente de alimentación requerida por la especie.

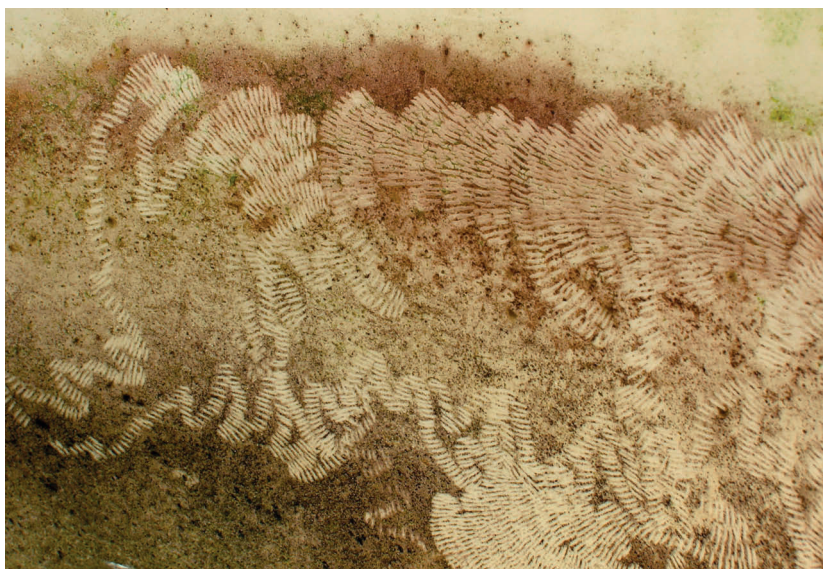


Figura 7.5. Patrón de marcas que deja la actividad trófica de *Patella ferruginea* sobre el sustrato y la biopelícula orgánica que lo recubre. Fotografía realizada en un tanque de cultivo en el Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal (CSIC) (Javier Guallart).

Las observaciones en acuarios (Peña *et al.*, 2013) han permitido conocer el comportamiento por el cual se alimenta *P. ferruginea*. Los ejemplares se fijan al sustrato en un punto y desplazan radialmente la cabeza a la vez que raspan la superficie del



sustrato con la rádula; así, tras alcanzar un arco de unos 90°, avanzan y describen un arco paralelo al anterior. Un ejemplo de este comportamiento puede observarse en el enlace de Youtube: <https://www.youtube.com/watch?v=FXQtk37UGI>. El resultado es un patrón de marcas sobre la biopelícula del sustrato muy característico (figura 7.5).

En todo caso, la alimentación de *P. ferruginea* es, sin duda, uno de los aspectos básicos de su biología sobre el que falta información y acerca del cual deberían centrarse futuros estudios.

7.4. Competencia y diferencias generales con otras especies de lapas mediterráneas

La mayor competencia interespecífica directa de *Patella ferruginea* en lo que se refiere a los recursos tróficos proviene de otras especies de gasterópodos ramoneadores de la franja mediolitoral rocosa, principalmente de otras especies de lapas y, en menor medida, de tróquidos intermareales (las especies del género *Phorcus* que viven en el hábitat de *P. ferruginea*). En el caso de especies próximas taxonómicamente y que cohabitan en una misma zona, la competencia suele evitarse mediante la segregación de los nichos ecológicos (Firth y Crowe, 2008). Estos autores comprobaron, por ejemplo, que en el caso de *Patella vulgata* y *P. ulyssiponensis*, lapas muy comunes en la franja intermareal de las costas atlánticas europeas, la primera ocupaba superficies rocosas expuestas, mientras que la segunda tendía a ocupar cubetas o zonas con anfractuosidades de un nivel inferior. En el caso de *P. ferruginea*, las especies de lapas con las que comparte la mayor parte de su área de distribución son *P. caerulea*, *P. ulyssiponensis*, *P. rustica* y *Cymbula safiana* (figura 7.6). La competencia con estas especies se evita en parte por una segregación espacial relativa a la altura que cada una ocupa con respecto al nivel medio del mar. Como se indicó en el apartado 7.1, *Patella rustica* suele situarse en el nivel supralitoral, aunque su rango de distribución llega a solaparse con el de *P. ferruginea*. Por otro lado, *P. ulyssiponensis* y *P. caerulea* suelen habitar en el mediolitoral inferior, y sólo ocasionalmente en el mediolitoral superior. Esta última especie puede extenderse a niveles infralitorales (hasta unos 4 o 5 m de profundidad) y se sitúa en superficies libres de vegetación erecta, mientras que *P. ulyssiponensis* se distribuye en una franja mucho más estrecha, en zonas más expuestas y con cierta cobertura de algas (Templado, 2011). Por otro lado, *Cymbula safiana* tiene preferencia por niveles infralitorales superiores y casi siempre se encuentra por debajo del nivel del mar, por lo que no suele solaparse en su distribución con *P. ferruginea*, aunque Gonzalez-García *et al.* (2015) han descrito un cierto grado de competencia entre ambas especies en el proceso de colonización de escolleras de reciente construcción en el litoral de Melilla.

En la zona del estrecho de Gibraltar, la lapa ferrugínea coincide con la especie atlántica *P. depressa* (= *P. intermedia*), que puede ocupar su mismo nivel. Quizá por la competencia entre ambas especies, *P. ferruginea* presente aquí el límite occidental de su distribución y no pueda prosperar hacia aguas atlánticas, mientras que *P. depressa* tiende a desaparecer hacia el interior del Mediterráneo (sólo llega hasta Calahonda, en Málaga, por el norte, y apenas sobrepasa el Estrecho por el sur) (Templado, 2011).



Figura 7.6. Tres especies de lapas que coexisten en Melilla: a la izquierda, *Patella caerulea*, en el centro *Patella ferruginea* y, a la derecha, *Patella rustica*. El ejemplar de *Patella ferruginea* es un adulto de unos 40 mm. Fuente: Templado y Guallart (2010).

Todo lo expuesto anteriormente se basa en observaciones y en lo que se conoce sobre la distribución de las especies de lapas de nuestro entorno geográfico. El único estudio experimental sobre la competencia de *P. ferruginea* con otras lapas fue realizado por Espinosa *et al.* (2006c). Esta investigación se llevó a cabo en Ceuta, donde dichos autores señalaron que *Patella caerulea* solapa su nicho con *P. ferruginea* y es la única lapa que puede ejercer alguna influencia sobre ella. De hecho, estos autores concluyeron que existe una competencia asimétrica entre ambas especies, siendo *P. caerulea* un competidor superior sobre *P. ferruginea*. Sin embargo, el estudio se llevó a cabo dentro del puerto de Ceuta, entorno donde posteriormente Espinosa *et al.* (2007c), en un estudio sobre el efecto de la contaminación sobre las distintas especies de lapas, concluyeron que *P. ferruginea* era la especie más sensible y *P. caerulea* la más resistente. Por ello, sería necesario comprobar si en ambientes libres de contaminación la asimetría en la competencia entre ambas especies se equilibra o se invierte.

En cualquier caso, Espinosa *et al.* (2006c, 2007c) no mencionaron a *P. depressa* entre las especies de lapas que encontraban en Ceuta. Esta especie es más abundante y conspicua que *P. caerulea* en este enclave geográfico, y la que principalmente solapa su distribución espacial con *P. ferruginea* (Guallart *et al.*, 2006b). Por ello, posiblemente la especie que Espinosa *et al.* (2006c, 2007c) denominaron *P. caerulea* sea en realidad *P. depressa*. Precisamente, en el apartado 7.1.1, dedicado al hábitat, se señala que en Ceuta *P. depressa* es más abundante que *P. caerulea*, sobre todo en la bahía norte, y *P. ferruginea* parece ser relegada hacia niveles más altos que en enclaves mediterráneos.



Figura 7.7. Cinco ejemplares de *Siphonaria pectinata* y una puesta de esta especie (masa blanquecina) en su hábitat, el piso mediolitoral superior, en el que puede aparecer junto a *Patella ferruginea*. Islas Chafarinas. Fotografía: Javier Guallart.

Patella ferruginea también coexiste con el pulmonado intermareal *Siphonaria pectinata* ("falsa lapa"), que también está presente en el mediolitoral superior (figura 7.7). Sin embargo, aunque ambas especies se hallan frecuentemente juntas, el pulmonado tiene preferencia por enclaves de aguas protegidas del hidrodinamismo y soporta ciertos niveles de contaminantes y de eutrofización, mientras que *P. ferruginea* se sitúa preferentemente en lugares más expuestos y es menos tolerante a la contaminación. Por otro lado, la rádula de *S. pectinata* es mucho más débil que la de las lapas y no puede acceder a los organismos endolíticos e incrustantes que come *P. ferruginea* (Ocaña y Fa, 2003).

Asimismo, los tróquidos que pueden coincidir con *P. ferruginea* (casi siempre *Phorcus turbinatus* y, más ocasionalmente, *P. sauciatu*s y *P. articulatus*), probablemente no sean competidores de las lapas también por su rádula más débil. Además, su mayor movilidad les permite desplazarse a lugares más inaccesibles para las especies de *Patella*. En este sentido, Arrontes *et al.* (2003) comprobaron que las lapas compiten con ventaja frente a las especies de *Gibbula* (género muy próximo a *Phorcus*) intermareales en el norte de España.

Algunos autores (Branch, 1975; Underwood *et al.*, 1983; Boaventura *et al.*, 2003, entre otros) han puesto de manifiesto que la principal competencia en las lapas es la intraespecífica y que ésta se da principalmente entre las distintas clases de talla (los ejemplares grandes tienden a excluir a los más pequeños). Dichos autores señalaron que, para evitar esta competencia entre clases de talla, el reclutamiento suele tener lugar



en un nivel inferior al que habitan los adultos. Como se indica en el apartado 10.2.4, este tipo de segregación espacial también ha sido señalado parcialmente en *P. ferruginea* (Guallart *et al.*, 2006b, 2017) y ha sido descrito en otras especies de lapas, como *Patella vulgata* (Delany *et al.*, 1998) o *P. depressa* (Silva *et al.*, 2003) y, en general, para otros gasterópodos intermareales (Underwood, 1979). Asimismo, la frecuente foresis en *P. ferruginea* puede interpretarse como un mecanismo para evitar la acción negativa de los ejemplares grandes sobre los pequeños (ver el apartado 10.2.6).

Espinosa *et al.* (2006c) consideraron que la competencia intraespecífica en *P. ferruginea* era muy baja, lo que explicaría su tendencia a la distribución gregaria. Sin embargo, posteriormente, si bien Rivera-Ingraham *et al.* (2011c, 2011d, 2015a) observaron una relación positiva entre el número de reclutas y el número de ejemplares adultos, indicaron asimismo que en zonas con una menor densidad de ejemplares de mayor talla el reclutamiento era mayor.

7.5. Depredadores naturales

El número de depredadores conocido de *Patella ferruginea* es relativamente reducido: un molusco gasterópodo, un par de especies de cangrejos y, ocasionalmente, algunas aves marinas (gaviotas).

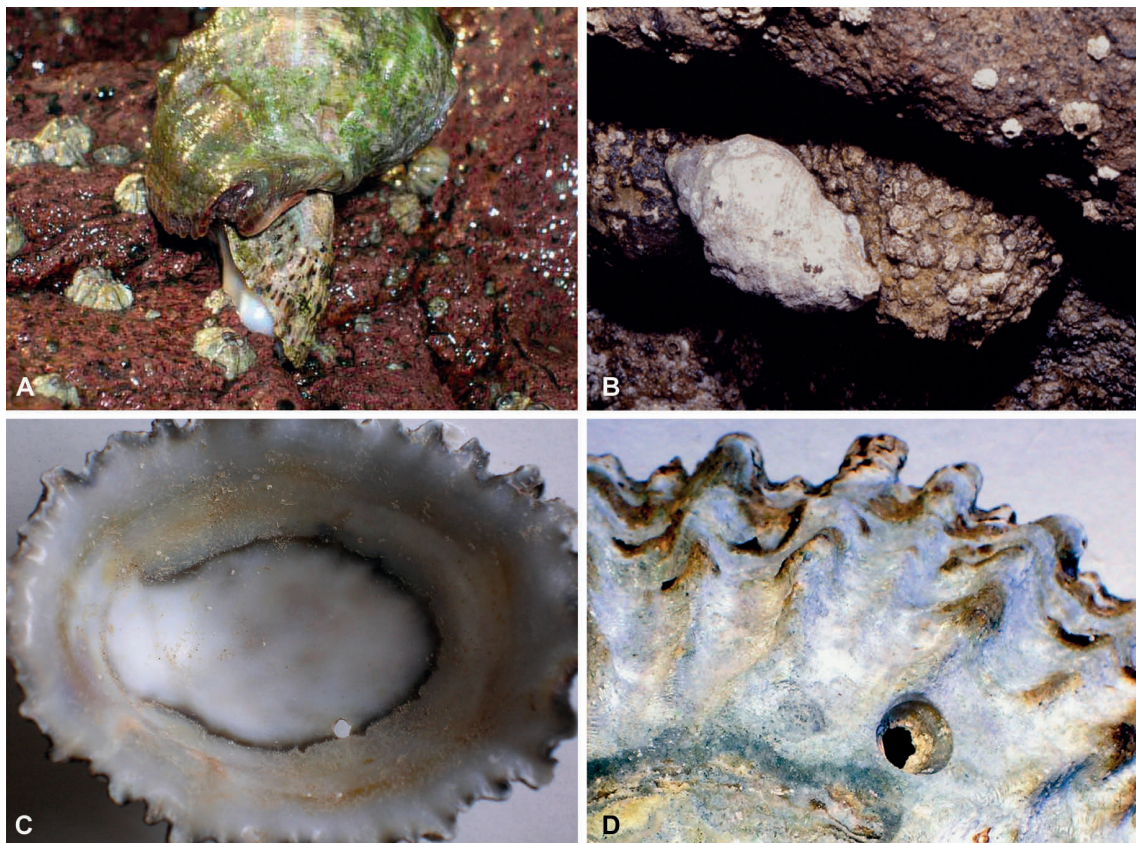


Figura 7.8. A, ejemplar de *Stramonita haemastoma* depredando un juvenil de *Patella rustica*. B, ejemplar de *S. haemastoma* sobre la concha de un ejemplar de *Patella ferruginea*. C, interior de la concha de un ejemplar de *P. ferruginea* de 57 mm DM, mostrando el orificio realizado por *S. haemastoma*. D, detalle de la perforación anterior, de 2 mm de diámetro interno, vista desde el exterior de la concha. Islas Chafarinas. Fuente: Guallart (2006).



Uno de los depredadores más conocidos de *P. ferruginea* es el caracol marino *Stramonita haemastoma* (Templado *et al.*, 2004; Guallart y Acevedo, 2006; Guallart, 2006, 2008; Zarrouk, 2017). De acuerdo con Guallart y Acevedo (2006), en las islas Chafarinas esta especie se alimenta de *Patella ferruginea* (y también de otras lapas y balanos) de manera diferente en función de la talla de esta última. En los ejemplares de pequeña talla los ataca levantando la concha, mientras que en los ejemplares de talla mediana-grande realiza una perforación en la misma (figura 7.8). Sin embargo, no se observaron ejemplares de *P. ferruginea* con esta perforación característica por encima de la talla de 55 mm, lo cual sugeriría que los de mayor talla podrían no ser atacados por esta especie. Zarrouk (2017) destaca a este gasterópodo como uno de los principales depredadores de *P. ferruginea* en los trabajos experimentales de reubicación de ejemplares. En este sentido, Guallart (2008) destacó la importancia de realizar trabajos de eliminación local de estos depredadores en zonas concretas donde se estuvieran llevando a cabo experiencias científicas de particular relevancia para la especie.

Doneddu (2015) ha descrito recientemente con detalle un caso de depredación de *P. ferruginea* por parte del gasterópodo infralitoral *Hexaplex trunculus*. En esta observación, realizada el norte de Cerdeña, un ejemplar de 25 mm de *P. ferruginea* fue depredado mediante perforación de la concha por un ejemplar del murícido. Sin embargo, *Hexaplex trunculus* muy raramente puede encontrarse en el mediolitoral rocoso superior que habita la lapa ferrugínea, por lo que esta cita puede considerarse como un caso excepcional.

También se ha descrito la depredación por algunas especies de cangrejos (Templado *et al.*, 2004). De entre ellas, la especie más citada es el cangrejo espinoso *Eriphia verrucosa* (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b, 1991b; Templado, 2001; Guallart, 2006; Guallart y Acevedo, 2006). Guallart y Acevedo (2006) citaron la observación de la captura en varias ocasiones de ejemplares adultos de *P. ferruginea* cuando estaban desplazándose fuera de su huella y, por tanto, poseían menor capacidad para adherirse fuertemente al sustrato.

Por otra parte, Espinosa *et al.* (2006a, 2007b) indicaron en Ceuta también la depredación de *P. ferruginea* por parte del cangrejo *Pachygrapsus marmoratus*, argumentando que la mayor actividad diurna indicada para *P. ferruginea* en esta localidad estaría relacionada con los patrones de la actividad depredadora de este crustáceo.

También se ha señalado, si bien hasta ahora de manera indirecta, la depredación por gaviotas. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron este hecho de manera breve citando una comunicación personal de M. Thibault. Guallart y Acevedo (2006) y Guallart (2008) en las islas Chafarinas sugirieron la depredación de *Patella ferruginea* por parte de gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*), basándose en la observación de grupos de conchas de lapas recientemente depredadas, localizadas varios metros sobre el nivel del mar, en enclaves del archipiélago casi inaccesibles a los humanos, pero junto a una importante colonia de esta especie. A esto se sumaba la observación ocasional de gaviotas patiamarillas situadas en el litoral en marea alta, aparentemente alimentándose



sobre las rocas litorales sumergidas bajo el agua. No obstante, esta información debe ser todavía confirmada.

Por último, Coppa *et al.* (2012) indicaron como principales depredadores de *P. ferruginea* a una serie de especies a las que, además de las antes citadas, hay que sumar el cangrejo *Carcinus mediterraneus* y el gasterópodo *Lunatia poliana* (actualmente, *Euspira nitida*). Estos autores no aportan datos propios, sino que hacen referencia a diferentes trabajos, en los cuales aparentemente no se hallan referencias a la depredación de estas especies sobre *P. ferruginea*. Además, la primera especie es característica de ambientes lagunares o estuarios, mientras que el gasterópodo habita en sustratos sedimentarios.

8. REPRODUCCIÓN



8.1. Estrategia reproductora

Las lapas, como muchos invertebrados marinos y peces, tienen fecundación externa, es decir, durante la reproducción emiten los gametos al mar (tanto huevos como espermatozoides), donde se produce la fecundación (Branch, 1981); este tipo de estrategia reproductora recibe en inglés el nombre de “broadcast spawning”, y las especies que la presentan se denominan “broadcast spawners”. En cambio, el modo de reproducción de las diferentes especies de lapas puede ser algo más heterogéneo. Si bien hay especies gonocóricas (de sexos separados), la mayor parte de ellas son hermafroditas. En este último caso, algunas pueden presentar hermafroditismo simultáneo, aunque casi todas presentan hermafroditismo proterándrico, por el cual, al alcanzar la madurez sexual, lo hacen como machos y, posteriormente, cambian de sexo a hembras (Branch, 1981).

En el caso de *Patella ferruginea*, ha existido en las últimas décadas una controversia importante acerca del modo de reproducción. Laborel-Deguen y Laborel (1990b) señalaron que *P. ferruginea* presentaba un marcado hermafroditismo proterándrico, de manera que, al madurar con una talla de en torno a 20 mm eran machos y se transformaban en hembras al alcanzar 35-45 mm. Esta información no correspondía a datos propios, sino que aparentemente hacía referencia al trabajo de Frenkiel (1975) en las costas de Argelia. Estos datos fueron asumidos por autores posteriores con algunas implicaciones destacadas. Por ejemplo, Templado (2001) asumió que la población de la isla de Alborán, que estaba constituida de acuerdo con censos recientes sólo por ejemplares de tallas comprendidas entre 40 y 90 mm, sería una población reproductivamente inviable, al estar formada mayoritariamente por hembras.

A principios de este siglo, Guallart (2006) y Guallart *et al.* (2006a, b) en las islas Chafarinas, y Espinosa (2006) y Espinosa *et al.* (2006b) en Ceuta, indicaron que esta información era inexacta. Así, en las poblaciones estudiadas en ambas localidades norteafricanas se observó que no existía una segregación de sexos por talla tan clara como la indicada por Laborel-Deguen y Laborel (1990b). En estos trabajos se mostraba que los machos, aunque en proporción tendían a disminuir conforme aumentaba la talla, podían estar representados incluso en los grupos de talla mayores, por encima de 90 mm. Estos autores señalaban que un análisis detallado del texto de Laborel-Deguen y Laborel (1990b) mostraba que la interpretación que aparentemente hacía referencia a datos de Frenkiel (1975) era errónea o había sido malinterpretada, ya que esta última autora no aportó ninguna información en este sentido.

Guallart (2006) y Guallart *et al.* (2006a) llegaron a plantear, como habían hecho autores precedentes para otras especies de lapas (Orton *et al.*, 1956; Branch, 1981, entre otros), que la distribución de tallas observada (una disminución del porcentaje de machos con respecto a las hembras conforme aumentaba la talla) no era suficiente evidencia de que la especie presentara hermafroditismo proterándrico. Así, estos datos



también podrían hallarse en especies gonocóricas (con, por ejemplo, una mayor tasa de crecimiento y supervivencia en el caso de las hembras) y que, de cualquier modo, ambas hipótesis, gonocorismo vs. hermafroditismo, deberían ser evaluadas en el futuro.

Pocos años después se obtuvo información determinante sobre este aspecto, gracias al empleo en *Patella ferruginea* de la técnica no letal de sexado propuesta por Wright y Lindberg (1979). En este caso, se trataba tanto de determinar el sexo de ejemplares (sexar) siguiendo esta técnica (ver apartado 4.4), como de su marcado (ver apartado 4.2), todo ello minimizando la posibilidad de mortalidad asociada a su manejo. De este modo, esos ejemplares podrían volver a ser sexados un año más tarde y determinar si habían cambiado de sexo (ver apartado 8.4, acerca de la brevedad del periodo reproductor de la especie, que determina que el cambio de sexo debe ser comprobado entre años sucesivos). Así, Guallart (2008) comprobó el cambio de sexo de macho a hembra de un ejemplar de *P. ferruginea* en las islas Chafarinas, y Espinosa *et al.* (2008c) comprobaron el cambio en este mismo sentido en dos ejemplares de Ceuta. En ambos casos, parecía confirmarse la hipótesis de hermafroditismo proterándrico, frente al gonocorismo.

Sin embargo, posteriormente Guallart (2010) y Guallart *et al.* (2010b, 2013b) comprobaron mediante el seguimiento continuado de diversos ejemplares en las islas Chafarinas que, además de los machos que habían cambiado a hembras durante el periodo de estudio, varios ejemplares inicialmente sexados como hembras habían cambiado a machos en años posteriores. Este dato suponía un cambio relevante en el conocimiento del modo de reproducción de *P. ferruginea*. Así, frente a un patrón de hermafroditismo proterándrico, en el cual el cambio de sexo de macho a hembra podría dilatarse en el tiempo y explicaría que hubiera machos entre los grupos de mayor talla, se ponía de manifiesto la evidencia de la posibilidad del cambio de sexo en ambos sentidos, por lo cual se podía considerar un modelo de hermafroditismo alternante (*sensu* Hoagland, 1984). En este caso, los ejemplares de *P. ferruginea*, una vez alcanzada la madurez sexual (en principio, inicialmente como machos), tendrían la capacidad para cambiar de sexo en un sentido u otro entre años, en función de diferentes factores ambientales, todavía por determinar (ver apartado 8.3).

Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) no recogen en su artículo de síntesis sobre la biología de la conservación de lapas de gran tamaño (incluida *Patella ferruginea*) la información procedente del trabajo de Guallart *et al.* (2013b). En este caso, el modo de reproducción atribuido a la especie (Espinosa y Rivera-Ingraham, 2017, Tabla 2B, p. 128) es de "hermafrodita proterándrico, de acuerdo con el entorno social", citando como referencias a Espinosa *et al.* (2009b), Frenkiel (1975) y Rivera-Ingraham *et al.* (2011d). No obstante y como se ha dicho anteriormente, Frenkiel (1975) no planteó ninguna hipótesis, ni aportó datos acerca del modo de reproducción de *P. ferruginea*.

De cualquier modo, el conocimiento actual de la reproducción de la lapa ferrugínea influye en muchos de los planteamientos acerca de la gestión de la especie; entre ellos, afectaría particularmente a los modelos de dinámica poblacional, tales como los Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA, ver apartado 10.5).



8.2. Talla de madurez sexual

Frenkiel (1975) indicó que, en aguas de Argelia, todos los ejemplares estudiados del rango de talla 15-18 mm eran inmaduros, mientras que los mayores de 24 mm eran adultos. Por su parte, Laborel-Deguen y Laborel (1990b) indicaron, sin aportar datos propios (y probablemente haciendo referencia a Frenkiel, 1975), que la maduración tendría lugar a partir de una talla superior a 20 mm (*“Les premières maturations n’ont lieu que pour une taille supérieure à 20 mm”*, pp. 58-59).

Este dato fue recogido en trabajos generales posteriores, donde se cita que la madurez sexual tiene lugar cuando la talla supera los 20 mm (Templado, 2001; Templado *et al.*, 2004) o en torno a los 25 mm (Templado, 2001; Moreno y Arroyo, 2008). Por su parte, Espinosa *et al.* (2006) señalaron para el litoral de Ceuta que los machos maduran a una talla inferior a 30 mm (*“Mature individuals appeared as males from sizes under 30 mm, [...]”*, p. 86).

Por otro lado, Guallart (2008) y Guallart *et al.* (2013b) en las islas Chafarinas indicaron que, durante el periodo reproductor, el adulto de menor talla registrado fue de 24,7 mm, mientras que el inmaduro de mayor tamaño fue de 33,2 mm, señalando por tanto que el rango a partir del cual se produce la maduración sexual sería de 24,7-33,2 mm y la talla a la que el 50% de los ejemplares alcanzaba la madurez sexual (L50), como machos, estaría en torno a los 28 mm. Estos datos son una de las bases para que algunos autores hayan propuesto el valor de 30 mm como referencia para discriminar de manera general entre ejemplares juveniles y adultos, sobre todo a la hora de realizar censos y describir parámetros poblacionales en diferentes localidades (Guallart *et al.*, 2013c; CMA, 2014; Guallart y Templado, 2016) (ver apartado 4.1.2).

8.3. Talla del primer cambio de sexo

Frenkiel (1975) señaló que todas las hembras de *Patella ferruginea* halladas en Argelia eran de una talla superior a 40 mm. Laborel-Deguen y Laborel (1990b), en principio haciendo referencia a Frenkiel (1975), señalaron que los individuos cambian de sexo cuando el diámetro de la concha alcanzaba 35-45 mm. En general, diversas publicaciones consideran la talla de aproximadamente 40 mm como referencia del primer cambio de sexo en el sentido de macho a hembra (Templado, 2001; Templado *et al.*, 2004; Moreno y Arroyo, 2008).

En las islas Chafarinas, los diversos trabajos realizados durante casi una década obtuvieron una talla semejante, próxima a 40 mm, para la hembra adulta de menor talla encontrada (Guallart, 2006, 2008, 2010; Guallart *et al.*, 2006a, 2013b). Por su parte, en el litoral de Ceuta, Espinosa (2006) y Espinosa *et al.* (2006b) hallaron solamente hembras de talla superior a 60 mm. Estudios posteriores realizados por Rivera-Ingraham *et al.* (2011b) señalaron que, en esa zona, este primer cambio de sexo tendría una variabilidad importante, en el rango 40-60 mm. En la figura 8.1 se resumen gráficamente estos resultados. Rivera-Ingraham *et al.* (2011b) mostraron la existencia de una relación entre la densidad de ejemplares en determinados tramos del litoral y la talla mínima de las hembras, sugiriendo a partir de ello que el cambio de sexo estaría regulado

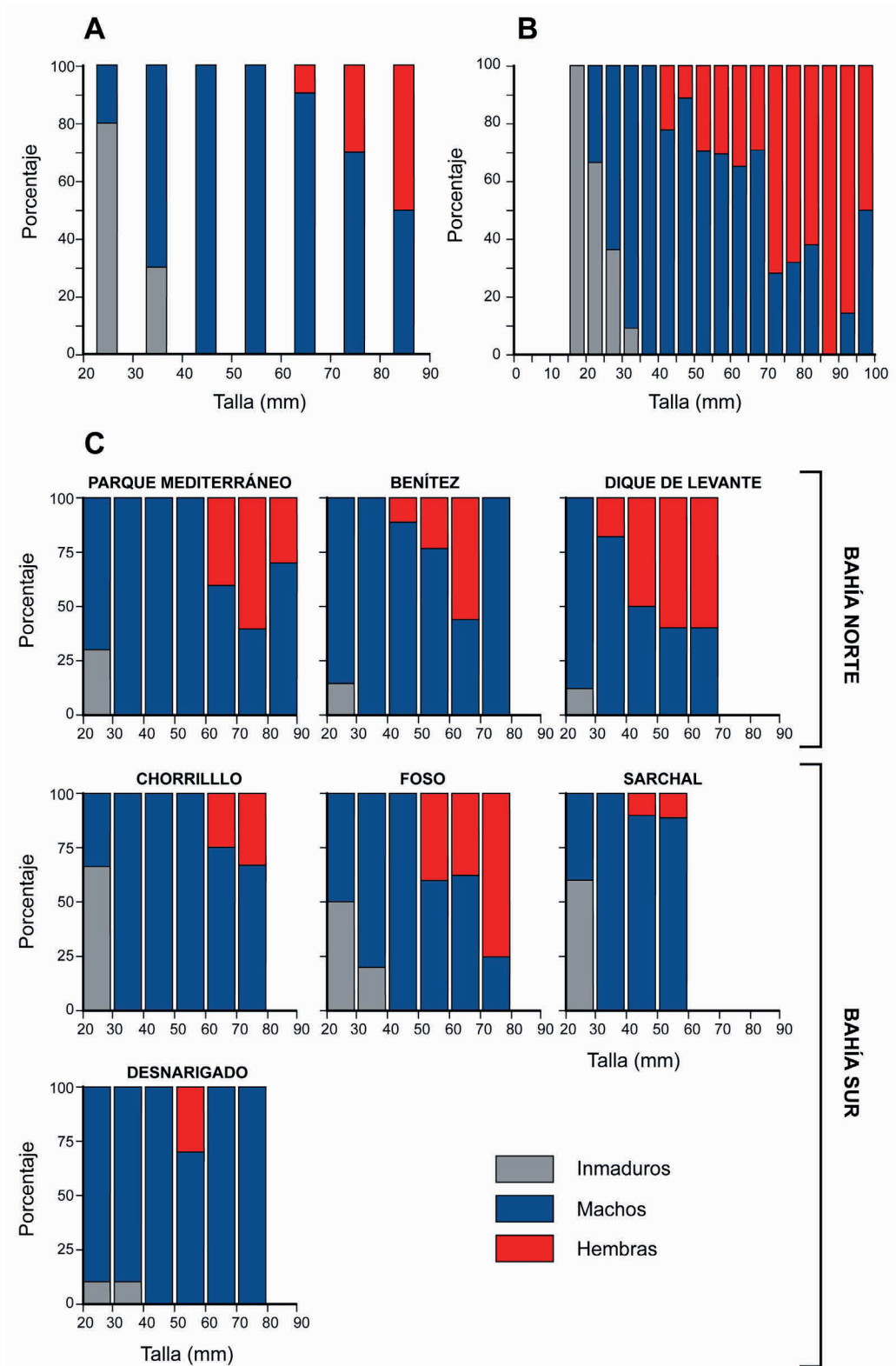


Figura 8.1. Evolución del porcentaje de sexos en *Patella ferruginea* en función del rango de talla, de acuerdo con algunos estudios realizados en diferentes áreas geográficas. **A**, cambios en la proporción de machos y hembras en Ceuta (redibujado de Espinosa *et al.*, 2006c). **B**, variación del porcentaje de sexos por rangos de talla en las islas Chafarinas (redibujado de Guallart *et al.*, 2013a). **C**, diferencias en la proporción de machos, hembras e inmaduros en siete puntos de muestreo en Ceuta (redibujado, de Rivera-Ingraham *et al.*, 2011b).



ambientalmente. De este modo, concluyeron que la densidad de ejemplares, particularmente de los de mayor talla, sería uno de los factores principales que influirían en el cambio de sexo de la especie, de manera que éste se produciría en tallas menores en zonas donde los ejemplares grandes eran menos abundantes. Estas conclusiones han sido recogidas en una revisión reciente por Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) y apuntan hacia una determinación ambiental del sexo, como se ha citado en otras especies de gasterópodos hermafroditas (ver Richter y Luque, 2004) y, entre ellas, en una gran lapa territorial, *Lottia gigantea* (Wright, 1989).

Sin embargo, los datos aportados por Rivera-Ingraham *et al.* (2010a, 2011b) deben tomarse con cautela. Por una parte, Guallart *et al.* (2013b) mostraron que el cambio de sexo en *P. ferruginea* puede tener lugar en ambos sentidos (ver apartado 8.1), de manera que el porcentaje de hembras no debe responder sólo a un “único momento de cambio de sexo”, sino que puede ir variando a lo largo del crecimiento de los ejemplares. Por otra parte, se podría pensar que los datos de Rivera-Ingraham *et al.* (2010a, 2011b) pueden referirse al “primer cambio de sexo”, asumiendo que la especie es hermafrodita proterándrica y que las hembras de menor talla corresponderían a las que habrían cambiado de sexo por primera vez. No obstante, en realidad la información aportada por estos autores es muy escasa y se basa en datos indirectos (se centra simplemente en la existencia de una correlación entre la densidad de ejemplares mayores de 50 mm y la talla de las hembras de menor tamaño halladas en cada zona). Aunque otros estudios, como el de Lindberg y Wright (1985) sobre *Lottia gigantea*, han demostrado la influencia entre las características demográficas y el proceso de cambio de sexo en algunas especies de lapas, en general asociado a comportamientos de territorialidad, interpretar la correlación observada con la existencia de un control poblacional del cambio de sexo es muy aventurado. El trabajo de Lindberg y Wright (1985) evidencia de manera directa estos cambios, mediante marcado de ejemplares, sexados sucesivos y estudios de las condiciones demográficas. Por el contrario, una simple correlación entre la talla mínima de hembras y la densidad de ejemplares no puede considerarse como una evidencia de este tipo de fenómeno en *Patella ferruginea*.

De cualquier modo los datos de Rivera-Ingraham *et al.* (2010a, 2011b) indican que, en Ceuta, la talla mínima de las hembras (que en principio hay que considerar como primera talla de cambio de sexo), es semejante a la descrita en otras zonas como Argelia y las islas Chafarinas, en torno a los 40 mm.

8.4. Fenología reproductora

8.4.1. Época de reproducción

Los primeros datos acerca del ciclo reproductor de *P. ferruginea* fueron aportados por Frenkiel (1975), en un trabajo clásico en el que comparó la fenología reproductora de cuatro especies de lapas (*Patella caerulea*, *P. rustica*, *P. ferruginea* y *Cymbula safiana*) en la costa occidental de Argelia. Esta autora destacó que *P. ferruginea* presentaba un periodo reproductor relativamente corto, en el que el comienzo de la maduración tenía lugar a finales de agosto o principios de septiembre y que culminaba con la freza



generalizada a final de noviembre o incluso en diciembre. El resto del año, desde enero hasta agosto, el reposo gonadal era completo (figura 8.2A). En comparación con las otras especies estudiadas por esta autora, la fenología reproductora era muy semejante a la de *P. rustica* (especie muy próxima filogenéticamente a *Patella ferruginea*), tanto en la brevedad del ciclo reproductor como en la época en que tenía lugar. Por el contrario, *P. caerulea* y *C. safiana* presentaban una actividad reproductora más extendida a lo largo de todo el año. Esta información ha sido recogida en diversas publicaciones (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b, 1991b; Templado, 2001; Templado *et al.*, 2004).

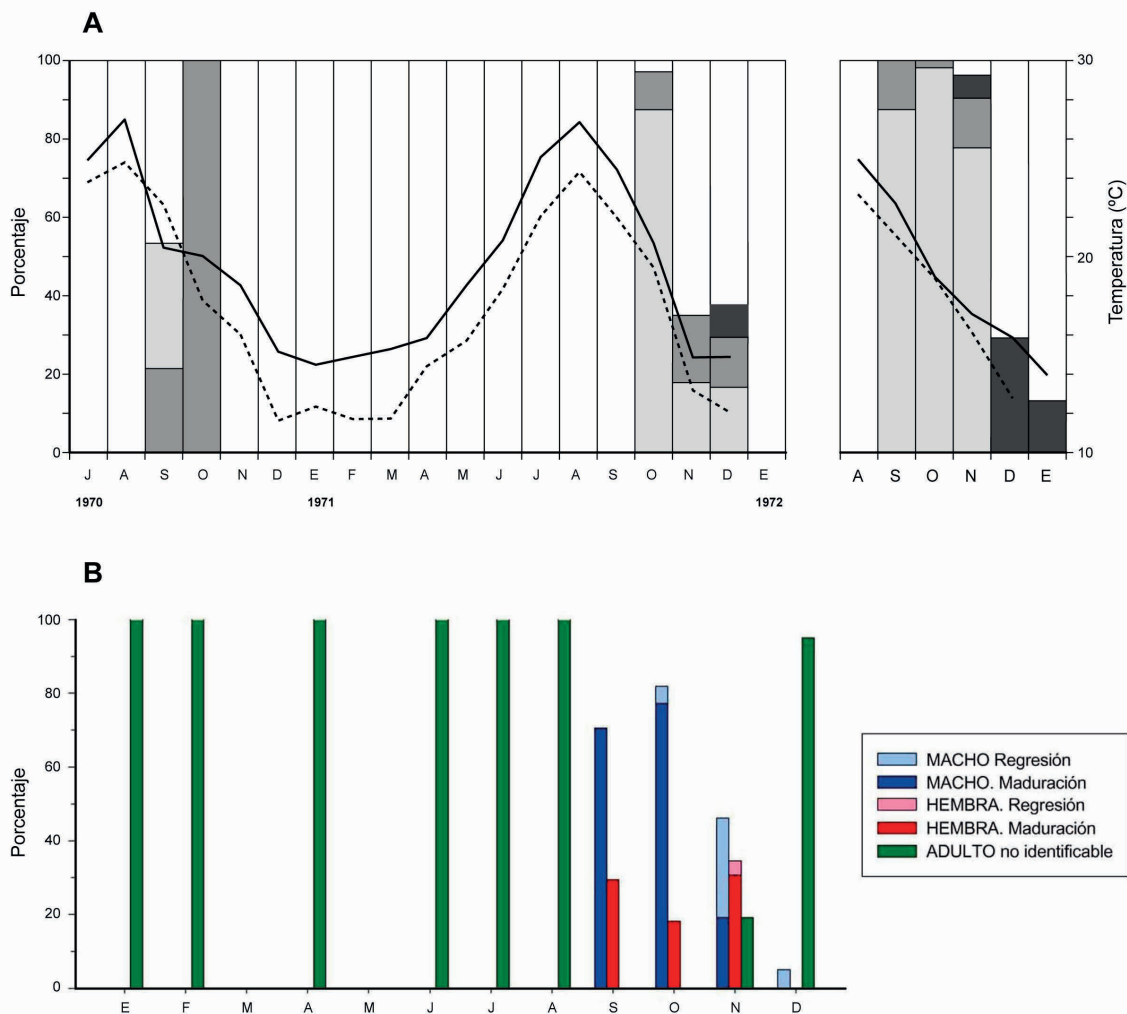


Figura 8.2. Fenología reproductora de *Patella ferruginea*. **A**, datos para dos localidades de Argelia; en gris oscuro, estado 3; gris medio, estado 2; gris claro, estado 1; blanco, estado 0; temperatura del agua, trazo continuo; temperatura del aire, trazo discontinuo (redibujado de Frenkiel, 1975). **B**, datos para las islas Chafarinas (de Guallart, 2006).

En las islas Chafarinas, zona relativamente cercana a los enclaves de estudio de Frenkiel (1975), Guallart (2006) y Guallart *et al.* (2006a) presentaron resultados muy semejantes (figura 8.2B). De acuerdo con estos autores, la maduración gonadal en *P. ferruginea* comienza en ese archipiélago a finales de agosto o principios de septiembre y durante el mes de octubre es posible detectar indicios de freza parcial por parte de



algunos machos, mientras que la freza generalizada para la población, tanto en machos como hembras, tendría lugar durante noviembre. Pero, a diferencia de lo señalado por Frenkiel (1975), a mediados de diciembre prácticamente todos los ejemplares se encontraban en una fase de postfreza, encontrándose sólo algún macho todavía sexualmente maduro. A partir de enero, y hasta agosto, todos los ejemplares presentaron una fase de reposo sexual, con un grado mínimo de desarrollo de las gónadas.

Los primeros datos presentados para el litoral de Ceuta por Rivera-Ingraham (2010) mostraban algunas diferencias respecto a los anteriores. Esta autora señaló que el periodo reproductor, considerado como el periodo desde el comienzo de la maduración gonadal hasta la freza de los últimos ejemplares, se extendería desde comienzos de septiembre hasta mediados de febrero. De acuerdo con este trabajo, eso explicaría la percepción de una elevada variabilidad temporal en la aparición de reclutas en el litoral de Ceuta, que se extendería a lo largo de varios meses del año (Espinosa *et al.*, 2011).

8.4.2. Factores desencadenantes de la freza

El hecho de que *P. ferruginea* tenga fecundación externa implica la necesidad de que haya algún condicionante ambiental que desencadene y sincronice, al menos parcialmente, la freza.

Frenkiel (1975) sugirió que en el este de Argelia la emisión de gametos se produciría a finales de otoño, coincidiendo con la bajada brusca de la temperatura superficial del mar que tiene lugar localmente entre los meses de octubre y noviembre, y sobre todo, con la llegada de los primeros temporales otoñales importantes durante el mes de noviembre. Dicha información coincide con las observaciones realizadas en las islas Chafarinas, una zona relativamente próxima (Guallart *et al.*, 2006a; Guallart, 2008). Este tipo de estímulos, en particular los temporales, han sido descritos como el principal factor desencadenante y sincronizador para otras lapas litorales (Orton *et al.*, 1956; Thompson, 1980; Bowman y Lewis, 1986; Shanks, 1998; Prusina *et al.*, 2014) y para otros gasterópodos intermareales (Grange, 1976). Según Branch (1981) y Shanks (1998), entre otros, los temporales suelen ser un factor desencadenante de la freza en especies que viven en los niveles superiores del intermareal.

8.5. Fecundación, desarrollo embrionario y larvario

No se sabe en realidad nada del proceso de fecundación de *P. ferruginea* en el medio natural. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron que los ovocitos de *P. ferruginea* serían relativamente voluminosos y densos. Esta elevada densidad, que determinaría que los huevos tras la freza tiendan a hundirse en el agua, podría plantear la hipótesis de dónde se produce la fecundación de manera más frecuente. Una de ellas sería que se produjera en el fondo marino; la otra consistiría en que, al coincidir la freza con temporales, la elevada agitación del agua haría posible que la fecundación y las primeras fases del desarrollo embrionario tuviesen lugar en la columna de agua.



Espinosa *et al.* (2010) realizaron un ensayo de fecundación controlada de *P. ferruginea* en laboratorio (ver apartado 12.2.1). En la discusión de los resultados plantean como posible hipótesis que el escaso éxito del ensayo pudiera ser resultado no tanto de su inexperiencia en estas técnicas como de “restricciones biológicas” (“biological constraints”) de la propia especie [“Further studies are required in order to establish if these results can be imputed to the necessity of improving the methodology or to biological constraints of the species”].

Con el fin de intentar detectar larvas o embriones de *P. ferruginea* tras el periodo de freza, Guallart (2008) llevó a cabo varios muestreos mediante redes de plancton en las islas Chafarinas. En ninguno de los arrastres, efectuados en estratos superficiales de la columna de agua, se pudo hallar larvas atribuibles al género *Patella*. La única información disponible, tanto de las primeras fases tras la fecundación como del desarrollo larvario, proceden en realidad de experiencias de fecundación controlada en laboratorio (y que, en parte, se tratan en el apartado 12.2.1).

Guallart *et al.* (2006a) y Espinosa *et al.* (2010) aportaron datos iniciales sobre el desarrollo, según los cuales las larvas trocóforas se desarrollaban a las pocas horas tras la fecundación. Posteriormente, Guallart *et al.* (2010b) obtuvieron larvas pedivelígeras reptantes a las 65 horas de la fecundación, es decir, tras algo menos de 3 días (figura 8.3).

Siguiendo esta línea de investigación, Guallart *et al.* (2013d, 2013e, 2017) consiguieron completar la fase larvaria planctónica hasta la fase de postlarvas. Guallart *et al.* (2013d) indicaron que, a pesar de que las larvas reptantes tendrían capacidad para iniciar la metamorfosis transcurridos unos tres días, algunas podían mantener el estado de pedivelígera reptante (y por lo tanto, con capacidad de desplazarse tanto sobre el sustrato como nadando) hasta más de 7 días.

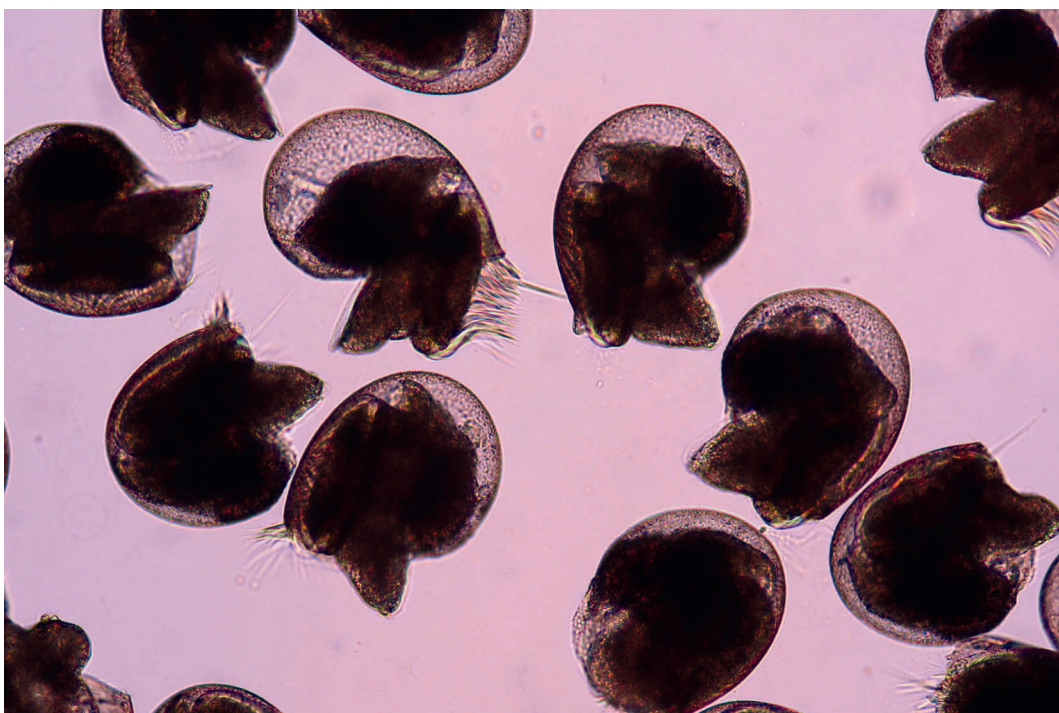


Figura 8.3. Larvas pedivelígeras de *Patella ferruginea*. Fotografía: Javier Guallart (Guallart, 2010a).



En diversas especies de invertebrados bentónicos se ha comprobado que las larvas pueden prolongar su fase pelágica hasta hallar un sustrato adecuado para realizar la metamorfosis, lo que se ha denominado la “desperate larvae hypothesis” (Marshall y Keough, 2003), aunque esta posibilidad no ha sido comprobada en *Patella ferruginea*.

8.6. Asentamiento de las postlarvas

La información disponible acerca del asentamiento de las postlarvas de *P. ferruginea* (cuándo y cómo tiene lugar) es también extremadamente reducida (ver apartado 10.2 relativo al reclutamiento). De hecho, no se han realizado observaciones en el medio natural de las postlarvas y las de juveniles de pequeño tamaño, ya de varios meses de edad, han sido muy escasas. Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) sugirieron que este hecho podría ser debido a que las primeras etapas bentónicas probablemente se refugiaran en la parte superior del piso infralitoral, en el nivel del cinturón de *Cystoseira* spp., donde serían muy difíciles de detectar.

Guallart *et al.* (2017) señalan que las primeras postlarvas plenamente metamorfoseadas en el laboratorio se observaron 9 días después de la fecundación y fueron halladas en estructuras colocadas en la interfase agua-aire. En el medio natural, los juveniles de menor talla observados (3,8 mm) se encontraron en el nivel de las formaciones de *Dendropoma lebeche* y del alga concrecionante *Neogoniolithon brassica-florida*, que representan el nivel medio del mar. De acuerdo con estos datos, estos autores sugieren que el asentamiento de las postlarvas podría tener lugar en el medio natural cerca de la interfase agua-aire y que los juveniles de pequeña talla se mantendrían en esta zona, probablemente para evitar la desecación debido a las fluctuaciones del oleaje y del nivel del mar.



Figura 8.4. Postlarva recién asentada de *Patella ferruginea* (longitud total, 0,29 mm), mostrando la protoconcha y el comienzo de la telococoncha. Fotografía: Javier Guallart (de Guallart *et al.*, 2017).



8.7. Hipótesis acerca de la capacidad de dispersión de la especie

Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b, 1993) sugirieron que *P. ferruginea* tendría un capacidad de dispersión limitada. Esta idea se basaba en varios aspectos: 1) los ovocitos de la especie, según dichos autores, son grandes, en torno a 200 μm de diámetro, lo cual implicaría una fase de desarrollo larvario “corta”, que estos autores sugerían del orden de “varios días a varias semanas”; 2) una fecundidad relativamente baja; 3) un ciclo reproductor corto y, 4) una baja tasa de crecimiento.

A partir de esta información, se consolidó el argumento de que, habiendo desaparecido *P. ferruginea* en casi toda el área original de su distribución geográfica por la acción humana, y dada su “escasa capacidad de dispersión”, su recuperación natural sería difícil incluso en aquellas localidades en que la presión sobre la especie hubiera descendido o desaparecido (por ejemplo, en las áreas marinas protegidas). Debido a ello, la reintroducción de ejemplares ha sido considerada como una de las actuaciones más apropiadas para la recuperación de la especie. Un ejemplo de las primeras experiencias llevadas a cabo bajo esta argumentación fue descrita por Laborel-Deguen y Laborel (1993), y se discute en el apartado 12.1.2.

Muchos de estos argumentos han sido asumidos por autores posteriores. De hecho, en la primera versión de la Estrategia (MMAMRM, 2008) se plantean las metodologías y se restringen los procedimientos para llevar actuaciones relativas a la recuperación de poblaciones a su “reforzamiento”. Sin embargo, algunos de estos argumentos son discutibles. Los ovocitos de *P. ferruginea* son de un tamaño inferior a lo descrito por Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b), en promedio por debajo de 150 μm (Espinosa *et al.* 2006b; Guallart, 2006; Guallart *et al.*, 2006b). Aparte de que esta diferencia de tamaño supone un diámetro un 25% menor, implica, sobre todo, un 42% menos en volumen (y por tanto en reservas de vitelo para su desarrollo). Además, los valores de tamaños de ovocitos obtenidos para otras lapas mediterráneas no amenazadas parecen ser muy similares (Guallart *et al.*, 2006a, Guallart, 2008).

La duración del desarrollo larvario se ha confirmado que puede ser relativamente corta, teniendo las larvas capacidad de fijarse al sustrato y comenzar la metamorfosis en apenas tres días, pero también hay evidencias de que pueden mantenerse en la columna de agua (al menos en condiciones de laboratorio) durante más de una semana. Estos periodos pueden considerarse cortos si se comparan con según qué especies, pero en principio no deberían impedir la capacidad de dispersión a lo largo de al menos decenas de kilómetros, sobre todo teniendo en cuenta que la freza y la fecundación tienen lugar durante fuertes temporales, asociados por tanto a fuertes corrientes superficiales.

Por otra parte, la existencia de un ciclo reproductor corto, con sólo una época de freza al año, es sin duda un factor que puede disminuir el “éxito reproductor” de la especie. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que otra especie que convive con *P. ferruginea*, *P. rustica*, presenta un ciclo reproductor similar (Frenkiel, 1975) y, en cambio, no es una especie amenazada.



La baja fecundidad atribuida a *P. ferruginea* también puede ser motivo de debate. Espinosa *et al.* (2006b) y Guallart (2006, 2008) presentaron resultados semejantes de densidad de ovocitos por unidad de masa de la gónada. En ambos trabajos, se describía una clara relación numérica entre el tamaño de la hembra y el número de ovocitos en la gónada ("fecundidad potencial"). Guallart (2008) destacó que, incluso en los ejemplares de talla intermedia de *P. ferruginea* (en torno a 50 mm), su fecundidad potencial era semejante a la de otras especies de lapas presentes en la zona pero no amenazadas, como *P. rustica* y *P. caerulea*, del orden de cientos de miles de ovocitos por hembra. De hecho, en el caso de las hembras de mayor talla en *P. ferruginea*, el número de ovocitos podía corresponder a una cantidad mucho mayor que la de las otras dos especies citadas, del orden de varios millones. Por lo tanto, la fecundidad de *P. ferruginea*, en el sentido de la capacidad potencial de producir un número elevado de huevos, estaría muy relacionada con su tasa de crecimiento y, tal vez, bajo determinadas condiciones, su fecundidad potencial podría ser no ya baja, sino particularmente elevada.

El cuarto aspecto a tener en cuenta es, por lo tanto, la tasa de crecimiento, el cual se discute con mayor detalle en el apartado 9.1. Aunque generalmente se admite para *P. ferruginea* una baja tasa de crecimiento y una elevada longevidad, se comenta en ese apartado la variabilidad que presenta en estos aspectos: en algunos casos, determinados ejemplares pueden alcanzar tallas muy grandes en un periodo de tiempo relativamente corto (por ejemplo, > 90 mm; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011c), y tener, por tanto, una fecundidad comparativamente muy superior respecto a otras lapas.

Se puede concluir, por tanto, que la mayor parte de los aspectos sugeridos por Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) como factores que podrían haber contribuido a la regresión de la especie deben ser reconsiderados y estudiados con mayor detalle.

9. GENÉTICA Y CONECTIVIDAD



Los estudios genéticos a través de marcadores moleculares ofrecen una información muy valiosa sobre la estructura de las poblaciones, el alcance del flujo génico entre ellas (conectividad), sus relaciones de parentesco, o sobre los patrones de biogeografía histórica y procesos evolutivos (Hedgecock *et al.*, 2007). Todo ello tiene una importante aplicación práctica de cara a la conservación, ya que permite hacer inferencias sobre el alcance real de la dispersión larvaria e identificar las poblaciones donantes y receptoras de larvas y reclutas. Al mismo tiempo, estas técnicas posibilitan la identificación de posibles barreras biológicas, geográficas o hidrológicas, la detección de procesos de introgresión, cuellos de botella o de aislamiento y fragmentación de las poblaciones, o identificar “unidades taxonómicas operativas” (OTUs) o conjuntos de individuos o poblaciones estrechamente relacionados genéticamente. A la hora de elaborar los planes de recuperación o conservación que exige el Catálogo Español de Especies Amenazadas para las especies incluidas en el mismo, es obligado recurrir a este tipo de estudios.

A través de su caracterización genética pueden establecerse dentro de cada especie las diferentes poblaciones locales (entendiendo por tales los conjuntos de individuos que interactúan regularmente unos con otros), si éstas son cerradas (el intercambio de individuos o larvas con otras poblaciones locales no existe o es muy raro y su crecimiento depende del autorreclutamiento a partir de la reproducción local) o abiertas (el intercambio de individuos o larvas con otras poblaciones es frecuente y su crecimiento depende de la importación o inmigración). Del mismo modo, pueden definirse las metapoblaciones como conjunto de poblaciones abiertas que interactúan a través del intercambio de individuos o propágulos (Cowen y Sponaugle, 2009). Se ha sugerido que la corta fase larvaria de las lapas (Ridgway *et al.*, 1998) puede determinar que sus poblaciones no sean consideradas ni totalmente cerradas ni totalmente abiertas, por lo que cabe suponer que un porcentaje variable de larvas, según los casos, se asienten en la proximidad del lugar de procedencia (Henriques *et al.*, 2017).

En las últimas décadas, la estimación de los patrones temporales y espaciales de la conectividad en las distintas especies se viene considerando como una cuestión clave en la ecología marina (Levin, 2006; Pineda *et al.*, 2007; Ribeiro, 2008, entre otros). Conocer estos aspectos y en qué porcentaje las distintas poblaciones son cerradas o abiertas permitiría hacer predicciones sobre su mayor o menor resiliencia y capacidad de recuperación bajo las diferentes presiones ambientales (Levin, 2006), así como diseñar adecuadamente las redes de áreas marinas protegidas.

El primer estudio genético en el que se incluyeron datos de *P. ferruginea* fue el de Cretella *et al.* (1994). Dichos autores estudiaron 19 loci mediante electroforesis enzimática en las especies de lapas mediterráneas y llegaron a la conclusión de que *P. ferruginea* muestra una mayor relación filogenética con *P. rustica*. Posteriormente, Koufoupanou *et al.* (1999), Nakano y Ozawa (2004, 2007) y Sá-Pinto *et al.* (2005) en sus respectivos estudios filogenéticos de las lapas y afines utilizaron fragmentos del ADN



mitocondrial (genes ribosomales 12S y 16S) e incluyeron secuencias de *P. ferruginea*, corroborando su estrecha relación con *P. rustica*. Tanto Koufoupanou *et al.* (1999) como Nakano y Ozawa (2004) utilizaron la misma secuencia obtenida partir de un ejemplar de *P. ferruginea* de la isla Gorgona, en el archipiélago Toscano, mientras que el ejemplar secuenciado por Sá-Pinto *et al.* (2005) procedía de Estepona y el utilizado por Nakano y Ozawa (2007) de Ceuta. En este último caso se añadió también una secuencia parcial del gen mitocondrial citocromo oxidasa subunidad I (COI).

En lo que se refiere a los estudios genéticos centrados exclusivamente en *Patella ferruginea*, los primeros fueron abordados por Casu *et al.* (2004, 2006) y Espinosa y Ozawa (2006). Los autores italianos utilizaron marcadores moleculares nucleares neutros ISSR ("inter-simple sequence repeat") y estudiaron 40 ejemplares de cuatro poblaciones de dos áreas marinas protegidas de Cerdeña (Península del Sinis-isla di Mal di Ventre e isla de Asinara) distantes unos 110 km. El análisis genético resultante evidenció una variabilidad intrapoblacional alta o media, un patrón de estructura genética variable, dependiendo de la escala, y una clara diferenciación genética entre las dos áreas marinas protegidas estudiadas, lo que indicaría una escasa capacidad de dispersión y un nivel alto de filopatría (Casu *et al.*, 2006).

En años posteriores, estos autores continuaron analizando diferentes poblaciones de Cerdeña mediante los mismos marcadores ISSR. Así, Lai *et al.* (2009) estudiaron 30 ejemplares de tres localidades de la isla Asinara y 10 de una localidad de la costa no protegida situada a unos 20 km, obteniendo un bajo nivel de variabilidad genética intrapoblacional en Asinara (una única unidad genética) y una clara diferenciación con la localidad cercana. Por tanto, se infería la existencia de flujo genético entre las localidades de Asinara, pero una escasa conectividad con la localidad cercana. Posteriormente, Cristo *et al.* (2010) estudiaron 37 ejemplares del noreste de Cerdeña en cinco localidades, dos de ellas en el Parque Nacional del archipiélago de la Maddalena. A pesar de la proximidad de las localidades estudiadas, los resultados que obtuvieron evidenciaron que, en ellas, *P. ferruginea* no constituía una única unidad genética.

Por su parte, Espinosa y Ozawa (2006) secuenciaron un fragmento del gen mitocondrial COI de 41 ejemplares procedentes de varias localidades del Mediterráneo suroccidental (Málaga, Gibraltar, isla de Alborán, Ceuta, Melilla, islas Chafarinas y Cabo Bon en Túnez). Sus resultados mostraron una gran homogeneidad genética de los ejemplares de todas las localidades estudiadas. Entre los ejemplares estudiados sólo se detectaron 6 haplotipos distintos que no diferenciaban localidades y que simplemente mostraban un cierto polimorfismo, aunque escaso, repartido por la mayoría de las poblaciones, y haplotipos raros (de baja frecuencia) en algunos de ellos. Los resultados obtenidos de este trabajo sugerían, al contrario de lo que cabría esperar y de los resultados obtenidos por los autores italianos anteriormente mencionados, que todas las poblaciones estudiadas formaban parte de una misma "metapoblación" no diferenciada, una única unidad genética (OTU) y, por tanto, de manejo. Basándose en estas evidencias, Espinosa y Ozawa (2006) sugirieron que esta especie pudo sufrir un posible cuello de botella a finales del Pleistoceno. Por otro lado, comprobaron que los



dos morfotipos (*lamarckii* y *rouxii*), a veces considerados en la literatura como posibles subespecies (ver apartado 5.3), eran simples ecotipos sin una base genética.

En resumen, los estudios mencionados, en Cerdeña por un lado (Casu *et al.*, 2004, 2006, Lai *et al.*, 2009; Cristo *et al.*, 2010) y por otro en el Mediterráneo suroccidental (Espinosa y Ozawa, 2006), mostraron resultados contradictorios. Mientras el gen mitocondrial COI mostró una falta de estructura genética en las poblaciones del sur de España y norte de África, los marcadores nucleares neutros ISSR revelaron una estructuración genética significativa entre poblaciones de distintas zonas de Cerdeña, incluso en algunas escasamente distantes entre sí. Esta disparidad pudiera ser debida a la diferente resolución de los marcadores utilizados (mucho más variables los ISSR y más conservados los mitocondriales) o a historias evolutivas diferentes en cada una de las áreas geográficas estudiadas. Las distancias genéticas entre poblaciones pueden variar mucho dependiendo de los marcadores empleados y de la historia demográfica reciente de la especie. Para una adecuada caracterización de la variabilidad genética es preciso combinar el uso de variaciones neutras (genes neutros), con variaciones de tipo adaptativo, a través del análisis de genes específicos o de características de tipo cuantitativo. Los estudios basados en loci genéticos conservados (como el COI) y en poblaciones distantes pueden reflejar a grandes rasgos patrones históricos de dispersión y colonización, pero pueden no ser útiles para dilucidar el patrón actual de conectividad entre poblaciones. Los marcadores ISSR representan patrones de variaciones multilocus (en muchos loci independientes), mientras que el DNA mitocondrial refleja la variación en un solo locus; por ello, los primeros pueden detectar niveles más altos de variabilidad y estructuración genética con respecto al COI. Esto puede estar relacionado con el alto potencial para detectar diferencias usando cebadores aleatorios, que amplifican secuencias de ADN nuclear no codificantes que evolucionan más rápido y están menos restringidas por selección que los genes del ADN mitocondrial. Sin embargo, el marcador mitocondrial COI se ha mostrado eficaz para identificar las distintas especies del género *Patella* (Mauro *et al.*, 2003; Borrell *et al.*, 2010). De hecho Casu *et al.* (2010) utilizaron el marcador COI para diferenciar dos pequeños juveniles de lapas que encontraron sobre un adulto de *P. ferruginea*, comparando con las secuencias disponibles de las diferentes especies de *Patella* del Mediterráneo, y ratificaron la utilidad de este marcador ("*barcoding*") para identificarlas.

A fin de dilucidar los interrogantes antes señalados, Casu *et al.* (2011) combinaron la utilización de marcadores nucleares neutros (ISSR) con secuencias parciales de los genes mitocondriales COI, 12S y 16S, y a su vez estudiaron ejemplares repartidos por toda el área de distribución de la especie (213 ejemplares de 33 localidades repartidas por Córcega, norte de Cerdeña, islas Egadi al suroeste de Sicilia, isla de Pantelleria, Túnez, islas Habibas y Plana en Argelia, islas Chafarinas, Melilla, Ceuta, Gibraltar e isla de Alborán). Los resultados de este trabajo mostraron de nuevo una gran homogeneidad genética entre todas las localidades respecto al COI, mientras que los ISSR reflejaron una clara discontinuidad entre dos grandes grupos, las localidades de Cerdeña y Córcega, por un lado, y el resto por otro. A su vez, dentro del primer grupo se detectó



diferenciación entre las localidades del noroeste de Cerdeña y los del noreste de esta isla y de Córcega. Sin embargo, una vez más no se encontró estructuración entre las poblaciones del sur de España y norte de África, incluidos los ejemplares de *Pantelleria* (en el canal de Sicilia) y de las islas Egadi (al suroeste de Sicilia). Estos resultados ponen de manifiesto que el canal de Sicilia (de unos 180 km entre esta isla y la costa africana) constituiría una barrera para la dispersión de las larvas de *P. ferruginea*. La Corriente Argelina, que discurre en dirección oeste-este paralela a la costa del norte de África, y la Corriente del Oeste de Cerdeña, parecen dificultar el intercambio de larvas entre ambas zonas. Sin embargo, la Corriente Argelina, de carácter permanente y que se prolonga a través del Canal de Sicilia (Poulain *et al.*, 2012), parece garantizar la conectividad genética desde el estrecho de Gibraltar hasta el cabo Bon en Túnez, posiblemente a través de un proceso de dispersión larvaria "paso a paso" ("*stepping-stone gene flow*") a lo largo de la costa africana y que, esporádicamente, podría alcanzar las costas suroccidentales de Sicilia. Por ello, Casu *et al.* (2011) sugirieron que la isla de Zembra podía actuar como suministradora de larvas a *Pantelleria* e islas Egadi (poblaciones receptoras). Por otro lado, en el entorno de Córcega y Cerdeña el patrón de corrientes es complejo e inestable, con un importante giro en la vertiente oriental generado por los fuertes vientos predominantes en el estrecho de Bonifacio entre ambas islas (Olita *et al.*, 2015) lo que, unido a la accidentada línea de costa, podría restringir el flujo larvario entre distintas localidades de esta zona.

Machordom *et al.* (2010) consiguieron aislar y caracterizar 11 marcadores microsatélites para *P. ferruginea* a partir de un conjunto de ejemplares de las islas Chafarinas. Este tipo de marcadores constituyen una buena herramienta para clarificar los patrones de conectividad de las especies a pequeña escala e identificar poblaciones donantes y receptoras. No obstante, estudios en curso parecen demostrar que estos marcadores no muestran el nivel de discriminación esperado, pues han revelado una gran homogeneidad en todas las poblaciones analizadas (repartidas por toda el área de distribución de la especie), con ligeras diferencias entre las del sur de España y norte de África con respecto a las de Córcega y Cerdeña. Cabe mencionar que también mediante el uso de marcadores microsatélites en *Patella depressa* y *Patella rustica* se obtuvo una gran homogeneidad genética en buena parte de sus amplias áreas de distribución (Ribeiro, 2008; Ribeiro *et al.*, 2010). Por su lado, Cossu *et al.* (2017) utilizaron 8 de los 11 microsatélites previamente desarrollados y analizaron más de 200 ejemplares de dos áreas marinas protegidas ubicadas en las costas occidental y oriental del norte de Cerdeña (isla de Asinara e isla de Tavolara, respectivamente). En este caso se obtuvieron distintos patrones genéticos en ambas zonas, con estructuración en las localidades de Asinara, pero no en las de Tavolara. A partir de los resultados obtenidos, estos autores (Cossu *et al.*, 2017) concluyeron que la dispersión larvaria de *P. ferruginea* raramente excedía los 10 km, y que, en el caso de la isla de Asinara, la dispersión se restringía a una distancia menor de 1,5 km. Ello indicaría que las poblaciones en la zona se mantienen mayoritariamente por autorreclutamiento con raros eventos de dispersión a corta distancia. Asimismo, estos autores partiendo de los resultados obtenidos sugieren que la



conectividad entre las distintas poblaciones de *Patella ferruginea* en el Mediterráneo occidental es poco probable. Sin embargo, para extrapolar a una escala geográfica general los resultados obtenidos en una escala local, hubiera sido necesario analizar también poblaciones situadas a mayores distancias para valorar adecuadamente la variabilidad genética en el contexto espacial.

En definitiva, a pesar de los muchos interrogantes que todavía quedan por dilucidar, de todo lo anterior puede concluirse que, dentro del conjunto de la distribución geográfica de la lapa ferrugínea parece haber una metapoblación en el sur de España y norte de África, con conectividad entre sus distintas poblaciones y, por otro lado, una serie de poblaciones en Córcega y Cerdeña sin conectividad con la metapoblación del Mediterráneo suroccidental y con una restringida conectividad entre sí. Ello indicaría que la especie consta en la actualidad de dos conjuntos de poblaciones o unidades genéticas de manejo (OTUs), las del sur de España y Norte de África, por un lado, y las de Córcega y Cerdeña, por otro, con historias evolutivas y demográficas diferentes. Asimismo, se ha comprobado que las distancias genéticas entre poblaciones pueden variar mucho dependiendo de los marcadores moleculares empleados y de la historia demográfica reciente de la especie.

La ausencia de estructura genética por ahora observada en el conjunto de la metapoblación del Mediterráneo suroccidental contradice lo que en principio cabría esperar para una especie con poblaciones fragmentadas y con una fase planctónica corta. En cambio, los datos disponibles parecen indicar que la dispersión larvaria de la especie puede tener un alcance bastante mayor de lo esperado. Los ejemplares aislados de *Patella ferruginea* en la isla Pantelleria e islas Egadi, genéticamente similares a los del norte de África (Casu *et al.*, 2011), indicarían que al menos esporádicamente reciben larvas de la zona del cabo Bon o de la isla de Zembra, enclaves situados entre unos 70 y 150 km de distancia. En la costa peninsular española también se han encontrado unos pocos ejemplares de *Patella ferruginea* en la isla Hormigas (Murcia), con una edad estimada por su tamaño de unos cinco años (Guallart *et al.*, 2016). Esta isla está situada al norte del frente oceanográfico Almería/Orán, que se considera una potencial barrera para la dispersión larvaria, y a más de 150 km de las poblaciones más cercanas. También en la isla de Alborán, situada a unos 90 kilómetros de la costa granadina y a unos 60 kilómetros del cabo Tres Forcas, existe un contingente del orden de centenares de ejemplares (Paracuellos *et al.*, 2003; CMA, 2014), cuya estructura de tallas sugiere eventos aislados de reclutamiento en determinados años (Arroyo *et al.*, 2011; CMA, 2016). Por otro lado, como se comenta en el apartado dedicado al reclutamiento (10.2) y de acuerdo con Arroyo *et al.* (2011) y CMA (2014, 2016), los ejemplares de *P. ferruginea* dispersos por el litoral mediterráneo andaluz provendrían principalmente de la zona de Ceuta. La configuración del estrecho de Gibraltar determina que la fuerte corriente atlántica se dirija hacia el norte al introducirse en el Mediterráneo dando lugar a un gran giro anticiclónico. Este aporte de larvas a diversos enclaves de las costas de Andalucía desde la vertiente africana del Estrecho supondría un notable alcance de la dispersión. Más difícil de explicar es la presencia de algunos ejemplares al norte del frente



Almería/Orán, como los encontrados en la punta del Bergantín o San José (CMA, 2012, 2015) e islas Hormigas (Espinosa *et al.*, 2009; Guallart *et al.*, 2016). Esto indicaría que, aunque muy esporádicamente, algunas larvas podrían llegar, quizá desde Argelia (ver Muñoz *et al.*, 2015).

En lo que se refiere a las costas mediterráneas del norte de África, cabe suponer una dispersión en el sentido oeste-este gracias a la Corriente Argelina, la cual parece facilitar la conectividad entre las distintas poblaciones. Esta dispersión podría producirse en un proceso paso a paso, con eventuales eventos dispersivos a distancias variables. En principio, cabe pensar que cada población puede abastecerse de larvas a partir de las situadas más hacia el oeste. En el caso de Ceuta, por situarse en el extremo occidental de la distribución de *P. ferruginea* y por la dirección hacia el noreste de la corriente de entrada por el Estrecho, cabe suponer que las importantes poblaciones de la lapa ferrugínea de la zona se mantienen mayoritariamente por autorreclutamiento. Por los datos aportados por Cossu *et al.* (2017), el porcentaje de autorreclutamiento en las poblaciones de esta lapa puede ser importante.

Cabe señalar que Ribeiro (2008), mediante modelos biofísicos de alta resolución, combinando las características reproductoras de las especies con el sistema general de corrientes, estimó una dispersión que puede llegar a superar los 200 km en *Patella rustica* y *P. depressa* (con una duración de la vida larvaria similar a la de *P. ferruginea*), aunque el número de larvas disminuye bruscamente con la distancia. Hay que tener en cuenta también que una homogeneidad genética se puede mantener solo con un bajo número de inmigrantes de manera esporádica (Slatkin, 1987). Nakano y Sasaki (2011) comentan de forma general la capacidad de dispersión de los patelogastrópodos y señalan la especificidad del hábitat como un posible factor determinante adicional a la duración del periodo larvario y a la distancia geográfica.

Por otra parte, las poblaciones de Córcega y Cerdeña parecen tener una conectividad muy restringida entre muchas de ellas (Casu *et al.*, 2011; Cossu *et al.*, 2017), con procesos de aislamiento posiblemente debidos a la accidentada topografía y a los complejos fenómenos oceanográficos costeros de la zona. Ello, unido a la intensa presión humana sobre estas poblaciones, puede haber conducido a una acusada deriva genética en épocas recientes.

En cualquier caso, en el tema de la conectividad todavía nos movemos en el campo de las especulaciones a partir de los datos genéticos existentes y de la distribución de la especie, pero aún quedan muchas incógnitas por resolver. Como se ha dicho anteriormente, el conocimiento sobre lo que ocurre durante la vida larvaria de *Patella ferruginea* en la columna de agua sigue siendo la gran "caja negra".

10. DINÁMICA DE POBLACIONES



Puede considerarse que no hay estudios disponibles que aborden con suficiente detalle o de una forma global la dinámica poblacional de *Patella ferruginea*. Una de las posibles causas es que durante mucho tiempo apenas se ha dispuesto de datos tan básicos como la estrategia reproductora, los modelos de crecimiento, la influencia de la densidad de adultos en el reclutamiento, la conectividad entre las poblaciones o la mortalidad natural, entre otros aspectos. Aparte de ello, cuando este tipo de información se ha ido obteniendo durante los últimos años, a menudo ha mostrado una elevada variabilidad (entre poblaciones locales o incluso dentro de éstas) y, sobre todo, algunos resultados han contradicho resultados previos. Todo ello hace pensar que posiblemente todavía estamos en una etapa inicial de la comprensión de los múltiples parámetros biológicos de la especie que modulan la dinámica de poblaciones de la especie y que, hasta que no se avance en el conocimiento de algunos de estos aspectos, no se podrán alcanzar conclusiones fiables que sean de utilidad en la gestión y conservación.

10.1. Edad y crecimiento

10.1.1. Tasa de crecimiento.

Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) indicaron algunos factores que implicaban la dificultad del estudio de la tasa de crecimiento de la especie, sobre todo de carácter morfométrico. Aunque aportaron datos de crecimiento solamente para un ejemplar (seguido durante 4 años), señalaron que los juveniles tenían una tasa de crecimiento mayor que los adultos y estimaron que la edad máxima de *Patella ferruginea* (longevidad) sería relativamente elevada, posiblemente superior a una decena de años.

Desde entonces se han realizado algunos estudios acerca del crecimiento de *P. ferruginea* basados fundamentalmente en dos metodologías: 1) el análisis de distribución de frecuencia de tallas (la menos frecuente), utilizado sólo para los primeros grupos de edad; y 2) el estudio del crecimiento individual de ejemplares durante un intervalo de tiempo, partiendo de su identificación mediante marcado y seguimiento biométrico a corto o medio plazo.

Guallart y Acevedo (2006), a partir del análisis de distribución de frecuencia de tallas en las islas Chafarinas en los años 2005 y 2006, aportaron información acerca del crecimiento en los primeros años de *P. ferruginea*. De acuerdo con estos datos, la talla de primera madurez sexual (como machos y en torno a 28 mm, ver apartado 8.2), tendría lugar al final del segundo año de vida, mientras que la talla mínima de primera madurez sexual femenina o de primer cambio de sexo (en torno a 40 mm; ver apartado 8.3) se alcanzaría aproximadamente a los 3 años de edad.

Espinosa *et al.* (2008a) aportaron información acerca de la tasa de crecimiento de *P. ferruginea* en Ceuta, como resultado de los trabajos de reubicación y seguimiento de ejemplares afectados por obras de ampliación del puerto. En este caso, aparte del



marcado y seguimiento de los ejemplares trasladados, se realizó un procedimiento semejante para ejemplares de dos zonas control (ejemplares no trasladados), una en el interior y otra en el exterior del puerto, que se toman como referencia en este apartado. En este trabajo los autores se centraron (aparte de otros aspectos) en establecer “tasas de crecimiento” entre grupos control de estas dos zonas. Adicionalmente, utilizaron los resultados obtenidos para evaluar la longevidad de la especie “en cada enclave”. En dicho trabajo destacaron al menos dos hechos entre sus conclusiones: 1) la existencia de una tendencia a la disminución de la tasa de crecimiento en función de la talla de los ejemplares; y 2) la diferencia en la tasa de crecimiento en las dos zonas control: la primera, ubicada en el interior del puerto de Ceuta, presentaba aproximadamente el doble de tasa de crecimiento que la localizada en la escollera exterior. Espinosa *et al.* (2008a) atribuyeron esta diferencia a la distinta disponibilidad de alimento en ambas zonas, medida como concentración de clorofilas sobre las rocas. Asimismo, estos autores emplearon una serie de cálculos y modelos para evaluar la longevidad de la especie (ver apartado 10.1.2). Para ello, utilizaron un procedimiento estadístico no habitual en la literatura científica y calcularon los parámetros que corresponderían al modelo de la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy (ECVB), que se muestran en la tabla 10.1. En el modelo de la ECVB, uno de los más comúnmente empleados, se asume que la tasa de crecimiento corporal disminuye conforme aumenta la talla de los ejemplares (o, dicho de otro modo, los ejemplares pequeños crecen más rápido que los ejemplares grandes), hasta un punto a partir del cual el crecimiento es prácticamente nulo. En una representación gráfica de la talla frente a la edad el resultado es una curva creciente, en la que va disminuyendo la pendiente hasta alcanzar una asíntota, que correspondería a la talla máxima de la especie según este modelo.

Por otro lado, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) presentaron también resultados acerca de la tasa de crecimiento de ejemplares de *P. ferruginea* en Ceuta, pero no ajustaron los resultados a ningún modelo de crecimiento. También, Guallart *et al.* (2012b) aportaron los datos de seguimiento de ejemplares marcados en el periodo 2005-2012 en las islas Chafarinas. En este trabajo, aparte de algunas cuestiones relevantes que se comentan posteriormente, se ajustaron los datos a la ECVB, cuyos parámetros resultantes se presentan en la tabla 10.1. Otro trabajo en el que se aborda el modelo de crecimiento de *P. ferruginea* fue el de Coppa *et al.* (2016), en el área marina protegida de la isla de Mal di Ventre (Cerdeña), mediante marcado y seguimiento de los ejemplares. Los parámetros obtenidos se presentan también en la tabla 10.1.

Los resultados de la tabla 10.1 muestran algunos aspectos interesantes. El valor de L_{∞} corresponde al valor de la asíntota del modelo de la ECVB y generalmente se compara con el “valor máximo” que alcanza la especie o la población estudiada. En realidad, más que el “valor máximo”, sería el valor máximo que “en promedio” llegarían a alcanzar los ejemplares de esa población. La comparación de este parámetro con los datos conocidos de talla máxima de la especie se utiliza a menudo para evaluar de una manera sencilla la representatividad del modelo calculado.



Tabla 10.1. Parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (ECVB) procedentes de diferentes estudios realizados hasta la fecha. Se indica el método de ajuste (F-W: gráfica de Ford-Walford, Walford, 1946; G-H: método de Gulland y Holt, 1959), los parámetros de la ecuación asumiendo que $t_0=0$, el coeficiente de correlación/ajuste (r) y el número de datos en que se basa el ajuste (n).

Autor	Localidad	Ajuste	L_{∞}	K	r	n
Espinosa <i>et al.</i> (2008)	Ceuta (puerto interior)	F-W	119,64	0,1438		
Espinosa <i>et al.</i> (2008)	Ceuta (puerto exterior)	F-W	113,59	0,061		
Guallart <i>et al.</i> (2012)	Islas Chafarinas	G-H	80,61	0,318	-0,724	190
Coppa <i>et al.</i> (2016)	Isla de Mal Ventre	F-W	67,6	0,36		

Existen diferencias importantes entre los cuatro valores de L_{∞} reseñados en la tabla 10.1. Los datos correspondientes a Ceuta dan valores de L_{∞} extraordinariamente altos, en ambos casos superiores a 110 mm. Esto excede con diferencia la talla máxima descrita para *P. ferruginea*, que sólo excepcionalmente supera los 100 mm (ver apartado 5.2). Por otra parte, si se compara con el valor utilizado por los autores en el modelo que se discute en el apartado 10.1.2 de talla máxima promedio de referencia, 90 mm, la comparación de los resultados resulta todavía más dispar.

En el trabajo de Guallart *et al.* (2012b), el valor de L_{∞} es relativamente bajo, en torno a 80 mm, inferior a los valores máximos habituales citados para la especie, alrededor de 90 mm. Esta diferencia puede atribuirse en parte a la tendencia a alcanzar una menor talla máxima en zonas con elevadas densidades de ejemplares en Chafarinas, como señalan Guallart y Templado (2016), y en parte a las dificultades para considerar el modelo de ECVB como completamente representativo para describir el crecimiento de *P. ferruginea*, tal y como se discute en el apartado 10.1.3.

El dato aportado por Coppa *et al.* (2016) es sin duda singular. El valor de L_{∞} que obtuvieron estos autores es de 67,6 mm, muy bajo en relación con la talla máxima descrita para la especie. Estos autores indicaron que el ejemplar de mayor talla hallado en la isla de Mal di Ventre en los censos de los años anteriores fue de 74 mm, considerando este dato como indicativo de que la presión humana sobre la especie en esa zona habría supuesto la ausencia o desaparición de los ejemplares de mayor talla. Sin embargo, el conjunto de argumentaciones aportadas no son acordes entre sí. Si el modelo de ECVB establecido es correcto, la población del área marina protegida de la isla de Mal di Ventre debería tender a tener unos adultos que, a lo largo de su vida, alcanzarían como máximo una talla sensiblemente menor que la de otras zonas geográficas (es decir, casi la mitad que la de Ceuta, tomando como referencia la tabla 10.1). En este caso, podría argumentarse que la ausencia local de ejemplares de talla superior a 74 mm no sería debida a la recolección humana, sino a causas naturales. En realidad, con esta última argumentación se pretende poner de manifiesto las dificultades para establecer modelos precisos y la necesidad de considerar con cautela la coherencia de los resultados, sobre todo si a partir de ellos se van a tomar decisiones



relativas a la gestión y conservación.

Uno de los aspectos destacados por Guallart *et al.* (2012b) es la variabilidad de la tasa de crecimiento entre ejemplares en las islas Chafarinas. Éste sería uno de los aspectos que dificultaría establecer modelos de crecimiento representativos. Un ejemplo directo y singular de esta variabilidad fue indicado por Rivera-Ingraham (2011a) en Ceuta. En un espigón reciente, construido sólo 5 años antes, los autores hallaron un ejemplar de 93 mm procedente del reclutamiento natural. De acuerdo con todos los modelos, esta talla se alcanzaría con una edad de más de 10 años o incluso superior a 20 años. Este dato supone una evidencia directa de que la tasa de crecimiento puede ser extremadamente variable en *Patella ferruginea*, sobre todo bajo circunstancias singulares.

Por otra parte, el análisis de los datos de seis años de seguimiento en Andalucía (periodo 2011-2016; CMA, 2016a, p. 92) puso de manifiesto diferencias tanto geográficas como temporales en la tasa de crecimiento de diversas poblaciones andaluzas. En este trabajo se tuvo cuidado en no utilizar medias globales de datos de tasa de crecimiento, sino que las comparaciones se hicieron por grupos de tallas. Esta cuestión resulta fundamental pues, como se ha indicado, la tasa de crecimiento disminuye conforme aumenta la edad y la talla de los ejemplares. Así, analizando distintos grupos de talla de tamaño intermedio (para los que se disponía de mayor número de datos) se hallaron variaciones interanuales en la tasa de crecimiento entre los diferentes años del periodo de estudio. Por ejemplo, para todos los grupos de talla de los rangos 31-40, 41-50, 51-60 y 61-70 mm, se observó que en 2011 el crecimiento fue singularmente elevado. En otros casos se detectaron diferencias entre años, sin un patrón o tendencia bien establecidos. Esta variabilidad interanual podría ser debida, de acuerdo con los autores, a un conjunto de diversos factores ambientales, como la temperatura, agitación, oleaje o la dirección del viento, que podrían condicionar de alguna manera la disponibilidad de nutrientes. En este trabajo, además, se señalaron algunas diferencias geográficas en la tasa de crecimiento de *Patella ferruginea*, destacando que en la isla de Alborán ésta era notablemente superior a las registradas en las costas andaluzas peninsulares. Asimismo, se observó que, en general, la tasa de crecimiento tendía a disminuir entre localidades en el sentido Oeste-Este, lo cual podría estar relacionado con un gradiente de mayor a menor influencia de las masas de agua atlántica en el litoral.

10.1.2. Longevidad

Como se ha dicho anteriormente, Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) fueron los primeros autores en sugerir que *P. ferruginea* sería una especie longeva, alcanzado una edad superior a 10 años, si bien sin aportar datos a este respecto.

Espinosa *et al.* (2008a) realizaron un intento de evaluar la longevidad de la especie en el litoral de Ceuta. Estos autores concluyeron que la longevidad de la especie dependía de factores ambientales, de manera que sería mayor en el interior del puerto de Ceuta, donde se estimó en 23,75 o 35,72 años (dependiendo del método utilizado para la estima), que en el exterior del puerto, donde la longevidad calculada fue de 8,89



o 11,23 años. Como se comentaba en el apartado anterior (10.1.1), al comparar el interior con el exterior del puerto, la tasa de crecimiento descrita era muy superior en el interior del puerto pero, en cambio, la longevidad descrita era muy inferior, unas 3 o 4 veces menor. El argumento dado por estos autores de la mayor disponibilidad de recursos tróficos en el interior del puerto coincidía con la mayor tasa de crecimiento, pero al mismo tiempo suponía una longevidad considerablemente menor. Estos datos y el análisis estadístico utilizado sugieren que las conclusiones alcanzadas pueden ser discutibles. Por una parte, la estima de la longevidad se fundamenta en ajustar los resultados a un modelo (que, como se indica en el apartado 10.1.1, es inusual en este tipo de estudios) y en considerar como "longevidad" la edad a la que se alcanzaría una determinada talla, el valor " h_1 " definido arbitrariamente por los autores. De acuerdo con determinados cálculos, consideran que el valor adecuado para h_1 sería de 90 mm y de ello dependen parte de las estimas realizadas. El modelo además asume que el "crecimiento negativo" no es biológicamente posible ([...] *a negative growth is not biologically possible as the logarithm of negative values does not exist* [...], p. 379), algo que en principio es inexacto, tal y como se discute en el apartado 10.1.3.

De cualquier modo, los datos presentados por Espinosa *et al.* (2008a) son además muy dependientes del tipo de análisis estadístico realizado, pero sobre todo de la serie de datos en que se basa. Se trata de datos correspondientes a un periodo muy corto de tiempo, unos dos años. Por ello, los cálculos que llevan a concluir que la longevidad de la especie sería, por ejemplo, de 35 años (dato que parece ya considerarse como establecido para la especie, recogido por Espinosa y Rivera-Ingraham, 2017: "*Longevity >35 years*", Table 2A), se basan en una extrapolación basada en una serie de datos de apenas dos años. En el mismo artículo, Espinosa *et al.* (2008b) introducen algunas especulaciones a partir de distintos modelos. Por ejemplo, empleando otro tipo de ajustes y esta serie de dos años, llegan a especular que *P. ferruginea* podría llegar a vivir 47 años ("*Finally, according to the expression of Taylor (1958): $t_{max} = 5t_0 + 3/K$, the maximum age expected for *P. ferruginea* (t_{max}), using the parameters of the von Bertalanffy growth equation would be 47.17 and 20.04 years for outside and inside the harbor, respectively*", p. 380).

Por su parte, Guallart *et al.* (2012b) para las islas Chafarinas intentaron establecer un valor "mínimo" de longevidad a partir de datos directos. Estos autores indicaron que la longevidad de la especie sería de "al menos 12 años", estimando que podría ser bastante superior, muy probablemente por encima de las dos décadas. Los datos en este caso se basaban en el seguimiento directo de un ejemplar que había sido marcado y objeto de seguimiento durante 8 años y, calculando que su talla inicial, incluso en el caso de la máxima tasa de crecimiento dentro de la variabilidad observada, se habría alcanzado como mínimo a los 4 años.

Lo expuesto anteriormente destaca la necesidad de realizar estudios de seguimiento a medio y largo plazo de ejemplares de *P. ferruginea*. Ello debería permitir obtener información directa y verificable de parámetros de gran importancia para la comprensión de la dinámica de la población de la especie y a la vez evitar, a falta de más



información, asumir como válidos cálculos tentativos y especulativos basados en supuestos y sujetos a una gran variabilidad dependiendo del tipo de cálculo empleado.

10.1.3. Estacionalidad en la tasa de crecimiento

Espinosa *et al.* (2008b) indicaron en la zona de Ceuta que la tasa de crecimiento era mayor durante el periodo “primavera-verano” que durante el periodo “otoño-invierno”, aproximadamente el doble en promedio en un periodo respecto al otro. Posteriormente, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) publicaron, también en Ceuta, resultados similares, que reflejaban una marcada componente estacional en la tasa de crecimiento, destacando que sería máxima en verano y mucho menor en otoño.

Por su parte, Guallart *et al.* (2012b) observaron importantes diferencias estacionales en la tasa de crecimiento en las islas Chafarinas, y diferentes, a su vez, a las señaladas en Ceuta. Así, indicaron que la tasa de crecimiento era mayor en invierno y primavera y menor durante verano y otoño. Estos autores plantearon que la menor tasa de crecimiento estival podría ser debida al estrés térmico (por elevadas temperaturas), mientras que en otoño podría estar condicionada por coincidir con la época de maduración gonadal y de freza. De hecho, Guallart *et al.* (2012b) plantearon que en determinados ejemplares se producía no sólo un crecimiento de la concha, sino también una reducción significativa de su tamaño. Esto estaría relacionado con factores ambientales que suponen la erosión de la concha, que se han descrito para otras especies de lapas (Day *et al.*, 2000). El porcentaje de ejemplares con “crecimiento negativo” de la concha presentaba diferencias estacionales, siendo frecuente sobre todo en otoño.

Estas observaciones sugieren que el modelo de crecimiento de *P. ferruginea* podría ser todavía más complejo del habitualmente considerado. Dado que el parámetro utilizado para definir la talla en esta especie es el diámetro máximo de la concha (ver apartado 5.1), la erosión física de la concha puede suponer en la práctica, a pesar del crecimiento de la masa corporal, un registro en el seguimiento de un “crecimiento negativo”. Así, el crecimiento de la especie, evaluado tomando como referencia el crecimiento de la concha, sería pues un proceso complejo, en el cual intervendría tanto su crecimiento ontogenético como la erosión de la concha debida a diferentes factores ambientales. Esto conlleva a que este patrón de “incremento + erosión” dificulte el ajuste adecuado a un modelo sencillo, como la ECVB u otros semejantes; pero, sobre todo, impide que este tipo de modelos sencillos puedan ser utilizados con fiabilidad con fines predictivos o de modelización de dinámica de poblaciones.

10.2. Reclutamiento

10.2.1. Consideraciones previas

El reclutamiento puede definirse, en sentido amplio, como la incorporación de nuevos ejemplares a las poblaciones. Por tanto, es un reflejo del éxito reproductor y supone cerrar el ciclo vital de las especies marinas. Por ello, de su mayor o menor éxito y variabilidad en el tiempo dependerá la persistencia o declive de las poblaciones.



Sin embargo, la definición de reclutamiento es poco precisa y ha sido objeto de diferentes interpretaciones dependiendo de los autores y del contexto en el que se trate (Keough y Downes, 1982; Rodríguez *et al.* 1993; Jenkins *et al.* 2009). En el ciclo biológico de las especies con una fase larvaria pelágica, como es el caso de *Patella ferruginea*, conviene diferenciar lo que es el asentamiento ("*settlement*"), o transición de la etapa larvaria en la columna de agua a la vida bentónica sobre el sustrato, del reclutamiento ("*recruitment*"). Mientras el asentamiento es un proceso preciso y concreto del ciclo vital que incluye la metamorfosis, el reclutamiento no lo es y su interpretación depende de un criterio arbitrario de carácter operativo o práctico. No obstante, el asentamiento es muy difícil, si no imposible, de detectar y de medir (los ejemplares recién asentados son minúsculos y por lo general muy crípticos en el medio). Por su parte, el reclutamiento requiere que una vez asentados los ejemplares superen la alta tasa de mortalidad inmediata a la metamorfosis y alcancen un determinado tamaño, edad o, en su caso, la madurez sexual. Es aquí donde radican las diferentes maneras de interpretarlo y, por tanto, de medirlo. Para algunos autores los "reclutas" serían aquellos ejemplares del primer año de vida (cohorte 0+), para otros los que han alcanzado un determinado tamaño (variable según las especies), o para algunos serían los ejemplares que han adquirido la madurez sexual y, por tanto, se incorporan a la "fracción efectiva" o reproductora (o "explotable", en especies de interés pesquero o comercial) de la población que contribuye a las nuevas generaciones (Carr y Syms, 2006). Por lo general, como se ha dicho, para evaluar de una manera sencilla y eficiente el reclutamiento se utiliza el criterio práctico (y arbitrario) de establecer un tamaño máximo prefijado, por debajo del cual los ejemplares se consideran reclutas (Fraschetti *et al.*, 2003). Por ejemplo, Curelovich *et al.* (2016) consideraron reclutas aquellos ejemplares de diferentes especies intermareales que alcanzan un tamaño detectable por el ojo humano y que, por tanto, permite su recuento.

En lo que se refiere a *Patella ferruginea*, a pesar de la importancia del reclutamiento, sobre todo en una especie seriamente amenazada, este aspecto no ha sido abordado de una forma directa, salvo en algunos informes no publicados. Los datos que se poseen hasta la fecha son heterogéneos, generalmente dispersos y están contenidos en estudios de diversa índole. Las referencias al reclutamiento de esta especie casi siempre se basan en señalar la presencia de juveniles (figura 10.1), considerándose como tales a los ejemplares por debajo de un determinado tamaño, que varía según los autores: ejemplares menores de 30 mm (Espinosa, 2009; Espinosa *et al.*, 2009; Arroyo *et al.*, 2011; CMA, 2015; Zarrouk *et al.*, 2016; Fernández Casado *et al.*, 2017), menores de 25 mm (Rivera Ingraham *et al.*, 2010b, 2011c, 2015a) o menores de 20 mm (Guallart *et al.*, 2006a; Guallart, 2010, 2014). Con frecuencia se usan indistintamente los términos de "juveniles" o "reclutas"; sin embargo, no se precisa lo que se entiende por "reclutamiento". Guallart y Templado (2011) entienden por reclutamiento en *Patella ferruginea* "la incorporación que cada año se produce de nuevos ejemplares a una población después del periodo reproductor" y consideran como "reclutas" a los juveniles del primer año, que cada año se asientan al sustrato y logran sobrevivir (con una talla durante el primer año menor de



unos 20 mm; Guallart y Acevedo, 2006). Por su parte, Espinosa *et al.* (2011) señalan que “los ejemplares que sobreviven después del asentamiento y alcanzan un tamaño de 2-3 mm se convierten en reclutas y ya son visibles y pueden ser estudiados”.

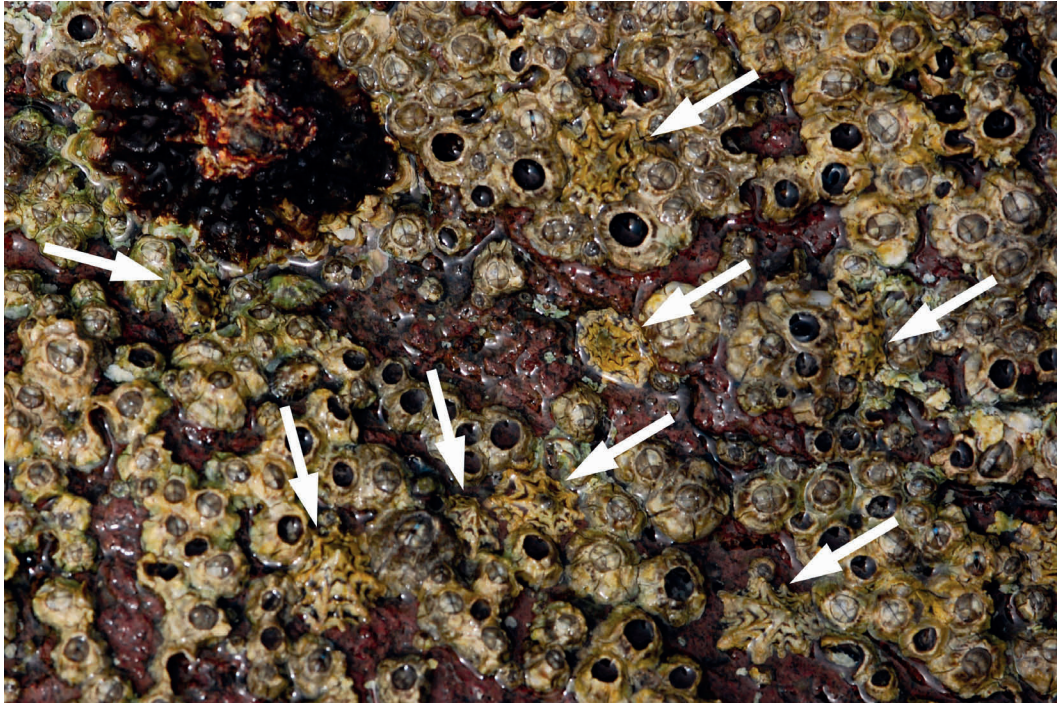


Figura 10.1. Grupo de reclutas del rango 10-15 mm (flechas), junto a un adulto de *Patella ferruginea* (arriba, a la izquierda). Islas Chafarinas. Fotografía: Javier Guallart.

10.2.2. Época de detección del reclutamiento

Para poder interpretar adecuadamente los datos del reclutamiento es preciso definir previamente lo que se entiende como tal en cada estudio y debe tenerse muy en cuenta el ciclo reproductor de la especie. Tal y como se detalla en el apartado 8.4.1, *P. ferruginea* tiene un solo periodo reproductor anual corto (Frenkiel, 1975; Guallart, 2006; Guallart *et al.*, 2006a, b), lo que facilita la identificación del reclutamiento (cohorte 0+) frente a otras especies de lapas que presentan una actividad gonadal más o menos continua a lo largo del año, como *Patella caerulea* (Frenkiel, 1975), *P. depressa* o *P. ulyssiponensis* (Ribeiro *et al.*, 2009), con la consiguiente dificultad para la identificación de cohortes.

Como se ha señalado en el apartado 8.4, la freza se produce inducida por los temporales, preferentemente en la segunda mitad de noviembre (Frenkiel, 1975; Guallart, 2006; Guallart *et al.*, 2006a, b), y la vida larvaria pelágica se ha estimado que puede durar entre unos pocos días hasta más de una semana (Guallart *et al.*, 2013d, 2017), por lo que el asentamiento en el sustrato tendría lugar mayoritariamente durante diciembre (Guallart y Acevedo, 2006). Los ejemplares asentados durante el invierno son difícilmente detectables en el sustrato hasta el mes de marzo, cuando ya superan los 5 mm (Guallart, 2010; Guallart y Templado, 2016; Guallart *et al.*, 2017). Durante su primer año de vida pueden alcanzar una talla en torno a 18 mm (aunque puede variar entre 12 y



27 mm), y tras el segundo año se estimó que podían crecer hasta una talla promedio de 28 mm, pero también variable según los datos obtenidos en las islas Chafarinas (Guallart, 2006; Guallart y Acevedo, 2006). Esta variabilidad se debe en buena parte a que la tasa de crecimiento de los juveniles puede diferir de unos a otros dependiendo de las condiciones ambientales (Espinosa, 2006; Espinosa *et al.*, 2008a; Guallart *et al.*, 2012b) o simplemente presenta un gran variabilidad intraespecífica (Guallart *et al.*, 2012a; Pérez *et al.*, 2012b). Asimismo, se ha observado que el periodo de freza en las islas Chafarinas puede variar en un rango de unas tres semanas dependiendo de la temperatura del agua y de los temporales de noviembre, mientras que en Ceuta el periodo reproductor puede ser más amplio y prolongarse hasta febrero (ver apartado 8.4). Esto podría deberse a que las condiciones ambientales del Estrecho difieren de las de zonas ya típicamente mediterráneas al este del cabo Tres Forcas. De hecho, se ha señalado que el ciclo reproductor de algunas especies de lapas puede variar en diferentes áreas geográficas dependiendo de las condiciones imperantes en cada una (Bowman y Lewis, 1986). Además, la configuración de Ceuta, con las bahías norte y sur de muy diferente orientación, determina que los temporales de Levante o de Poniente incidirán en diferente momento en unas y otras poblaciones.

Por otro lado, el tamaño de los juveniles a lo largo del primer año de vida ha sido estimado de diferente manera según los autores. Así, puede obtenerse por observación directa de los reclutas en su medio (Guallart, 2010), mediante el análisis de la distribución de frecuencia de tallas (Guallart, 2006), o por estimación de la tasa de crecimiento (Espinosa, 2006; Espinosa *et al.*, 2011; Meinesz y Dominici, 2015, entre otros). Espinosa (2006), basándose en la estima de crecimiento, calculó que los juveniles podían alcanzar una talla de 5 mm al cabo de 3,4 meses en el interior del puerto de Ceuta o de 7,8 meses en el exterior. Asimismo, Espinosa *et al.* (2006b) señalaron, a partir de datos bibliográficos, que el asentamiento de las larvas tendría lugar en enero y que la "semilla" aparecería a principios de verano. Años más tarde, Espinosa *et al.* (2011), también en Ceuta, señalaron que el crecimiento era muy rápido después del asentamiento y estimaron que los nuevos reclutas alcanzaban en promedio unos 7 mm durante el primer mes. Por su parte, Meinesz y Dominici (2015) consideraron como cohorte de menos de un año a los ejemplares de entre 16 y 29 mm en Scandola (Córcega), basándose en la tasa de crecimiento que estimaron a partir de un número reducido de ejemplares, lo que implica un margen de error amplio. Por otro lado, Guallart (2010) señaló mediante un análisis de distribución de frecuencia de tallas el rango de 10-15 mm como el principal correspondiente a reclutas durante la primavera (marzo-junio) en las islas Chafarinas.

Otro aspecto también a tener en cuenta a la hora de estimar el reclutamiento es que la abundancia de reclutas del primer año de vida presenta una notable variación estacional por la alta tasa de mortalidad en las primeras fases de la vida bentónica, sobre todo durante el verano (Guallart *et al.*, 2012a; Guallart y Templado, 2016), por lo que los datos pueden diferir dependiendo de la época del año en la que se hagan los recuentos, hecho también apuntado por Rivera-Ingraham (2010).



10.2.3. Datos del reclutamiento en diferentes localidades

La mayor parte de los trabajos en los que se hace referencia al reclutamiento corresponden a censos puntuales en zonas concretas con mención del número o porcentaje de juveniles. Sólo en las costas de Andalucía, Ceuta, islas Chafarinas e isla de Zembra existen datos del reclutamiento referidos a varios años de seguimiento de la lapa ferrugínea. De cualquier modo, en la mayoría de los casos se pone de manifiesto una elevada variabilidad geográfica en la tasa de reclutamiento, que podría deberse a la capacidad de las distintas poblaciones, con diferentes densidades de adultos y distinta distribución de tallas, para producir un número suficiente de larvas viables durante el periodo reproductor. Por otra parte, el carácter estocástico de diversos factores ambientales incidiría de forma importante en una elevada variabilidad interanual en el reclutamiento, incluso en las zonas con mayores poblaciones.

Las primeras referencias al reclutamiento de la lapa ferrugínea procedían de observaciones realizadas por Laborel-Deguen y Laborel (1991b), a partir de censos realizados en dos localidades de Córcega, uno de ellos en primavera y otro en otoño. Dichos autores observaron un mayor número de juveniles en esta última época, concluyendo que el reclutamiento podría tener lugar durante el otoño. Estas conclusiones se basaron en un número insuficiente de datos (procedentes de dos tramos de costa diferentes) y no son coherentes con los datos que se poseen sobre el ciclo reproductor de la especie.

Meinesz *et al.* (2010), en censos efectuados entre el 28 de junio y el 3 de julio de 2009 en Scandola (Córcega) señalaron que los ejemplares inmaduros (< 30 mm) dominaban la población, con un 71% del total, lo que significaba un buen reclutamiento ese año. Posteriormente, en esa misma reserva marina corsa, Meinesz y Dominici (2015) señalaron un reclutamiento notable en 2011 y muy débil en los tres años siguientes.

Coppa *et al.* (2016a) y Marra *et al.* (2016) realizaron censos en las islas de Mal di Ventre (al oeste de Cerdeña) durante los veranos de 2009, 2011, 2013 y 2014 señalando la casi total ausencia de juveniles. Dichos autores atribuyeron esta falta de reclutamiento a tres posibles factores: un bajo éxito reproductor, un pobre aporte de larvas debido al sistema de corrientes o una elevada mortalidad después del asentamiento. Sin embargo, Coppa *et al.* (2016b) observaron un alto porcentaje de juveniles en la península de Sinis, un enclave aislado del resto, lo que supondría según estos autores que esta subpoblación sería reproductora (y se supone que con autorreclutamiento).

En las costas andaluzas se vienen realizando censos de la lapa ferrugínea desde el año 2004 a través del "Programa de gestión sostenible del medio marino andaluz" (Barba *et al.*, 2005; CMA, 2006a, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016a; Moreno y Arroyo, 2007; Moreno *et al.*, 2008; Arroyo *et al.*, 2011; Fernández Casado *et al.*, 2017), con algunas referencias al reclutamiento. En líneas generales, se puede concluir que en el litoral de Andalucía *P. ferruginea* sólo persiste en forma de ejemplares aislados o de pseudopoblaciones, o conjuntos de ejemplares sin posibilidad de una reproducción efectiva y mantenidos por eventos esporádicos de reclutamiento (Arroyo *et al.*, 2011), quizá con excepción de la isla de Alborán y la bahía de Algeciras. La



incorporación de juveniles es desigual en las distintas provincias, siendo más acusada en las costas de Cádiz, seguidas de las de Málaga, y rara en las de Granada y Almería. Según Arroyo *et al.* (2011), en 2007 hubo un notable pico de ejemplares de entre 11 y 20 mm en Sotogrande, mientras que en La Línea se detectó un reclutamiento similar en 2008. En el último informe disponible (CMA, 2016) se señala que en 2016 los episodios de reclutamiento han sido poco notables y el porcentaje general de ejemplares juveniles (< 30 mm) censados en el litoral andaluz ha disminuido considerablemente respecto a años anteriores. Asimismo, se señala que el 85% de los ejemplares juveniles se localizaron en la bahía de Algeciras, principalmente en el Saladillo, donde se detecta un reclutamiento más o menos regular. Arroyo *et al.* (2011) sugieren que el hecho de que posiblemente no haya poblaciones “donantes” de larvas en la costa andaluza puede deberse a que el aporte larvario proceda de Ceuta y del norte de África, donde existen importantes poblaciones. Posiblemente por ello, en la costa gaditana el número de ejemplares es mayor y el reclutamiento más patente, disminuyendo a medida que se progresa hacia el este. La corriente superficial de agua atlántica que al penetrar hacia el mar de Alborán se dirige hacia el norte por la configuración del estrecho de Gibraltar apoyaría en principio esta hipótesis. Estos mismos autores, analizando la distribución de tallas de la lapa en la isla de Alborán, concluyen que el reclutamiento en este reducido enclave insular debe ser muy esporádico (predominan las tallas grandes), con un posible evento de llegada de larvas hacia los años 2002-2003. Por otro lado, en el último informe (CMA, 2016) se señala que, entre 2010 y 2016, en la isla de Alborán sólo se detectó un recluta en 2012 y tres en 2014. Arroyo *et al.* (2011) comentan que los eventos de reclutamiento en la isla probablemente se produzcan a partir de las importantes poblaciones existentes en las islas Chafarinas, Melilla y el cabo Tres Forcas. No obstante, el censo de 2014 (CMA, 2014) refleja un incremento notable de individuos en Andalucía, que puede deberse a un elevado reclutamiento en los periodos 2011/12 y 2012/13 que solo fue detectado en 2014, en forma de numerosos individuos de tamaño comprendido entre 20 y 40 mm (ver apartado 6.4.1).

En las costas del norte de África se encuentran las poblaciones más importantes de la especie y es donde se ha señalado un reclutamiento más notable. A continuación se detallan los datos existentes sobre este aspecto en diferentes localidades norteafricanas.

10.2.3.1. Ceuta

Patella ferruginea ha sido objeto de numerosos estudios de sus poblaciones desde principios de este siglo en el litoral de esta ciudad autónoma. Espinosa *et al.* (2006), en un estudio sobre la reproducción de esta especie, indicaron que el porcentaje de individuos menores de 20 mm es más alto en el mes de junio, sin aportar otros datos. En otro artículo posterior, sobre la influencia de la presión humana en la distribución de la lapa ferrugínea, Espinosa *et al.* (2009b) comentaban que el reclutamiento fue más alto en las zonas de acceso restringido que en las de acceso abierto. Por otro lado, Rivera-Ingraham *et al.* (2010b), al evaluar la influencia de las condiciones ambientales en la distribución de *P. ferruginea* en Ceuta, concluyeron que las zonas de alta heterogeneidad topográfica mostraban mayores tasas de reclutamiento y menores porcentajes de



individuos de gran tamaño, mientras que los sustratos de media a baja rugosidad mostraban el patrón contrario. Asimismo, Rivera-Ingraham *et al.* (2011b) señalaron una alta tasa de reclutamiento en el Parque Mediterráneo, ubicado en el interior del puerto de Ceuta.

En un estudio experimental dirigido a evaluar el reclutamiento de diferentes especies de lapas sobre superficies artificiales, Espinosa *et al.* (2011) indicaron que los reclutas de *P. ferruginea* tendrían un tamaño medio de 7 mm y una tasa de crecimiento de 2 mm al mes hasta alcanzar los 20 mm. En cualquier caso, el número de reclutas obtenido de esta especie en dicho estudio fue muy bajo. Por otro lado, Rivera-Ingraham *et al.* (2011d) estudiaron la influencia del ácido γ -aminobutírico (GABA) sobre el reclutamiento en *Cymbula safiana* y *Patella ferruginea*, concluyendo que la presencia de este compuesto no solo lo induce sino que lo acelera.

Mención aparte merecen dos estudios en los que se analizó la evolución de la población de *P. ferruginea* en un periodo temporal amplio (entre noviembre de 2007 y octubre de 2009) con muestreos cada tres meses con la finalidad de realizar un “análisis de la viabilidad de la población” (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011c; ver apartado 10.4), y un seguimiento de cinco años entre 2007 y 2011, con censos efectuados cada año entre octubre y diciembre (Rivera Ingraham *et al.*, 2015a; ver apartado 6.4). En el primero de estos estudios, el reclutamiento se estimó a partir del análisis de la evolución de la distribución de frecuencia de tallas en los censos y los autores señalaron que la presencia de reclutas (considerados como los ejemplares menores de 25 mm) comenzaba a ser evidente en primavera y verano en todas las áreas estudiadas, con un aumento durante el verano. Por tanto, dada la aparición asincrónica de los reclutas, estos autores sugirieron que el periodo de freza en Ceuta se podría prolongar hasta febrero. Asimismo, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) detectaron dos eventos de reclutamiento a través del análisis de cohortes, siendo más acusado en 2009 que en el año anterior, y correlacionaron positivamente la tasa de reclutamiento con el número de adultos presentes. Esto mismo señalaron en el estudio posterior de seguimiento de la población durante cinco años (Rivera Ingraham *et al.*, 2015a), en el que encontraron importantes diferencias en el reclutamiento en los distintos transectos considerados.

10.2.3.2. Peñón de Vélez de la Gomera

Orozco *et al.* (2013) en censos efectuados en junio de 2012 señalaron una alta tasa de reclutamiento en este pequeño enclave español, con un elevado porcentaje de ejemplares menores de 30 mm (70%) y una densidad de 2,6 juveniles/m en algunos de los sectores orientados a Poniente.

10.2.3.3. Islas Chafarinas

En este archipiélago se han venido realizando censos de la población de la lapa ferrugínea desde 1999 hasta 2015 con diferentes objetivos. Los datos referentes a los procesos de reclutamiento han sido recogidos en diversos informes (Guallart, 2006, 2008, 2010, 2014, y Guallart *et al.*, 2006a). Las observaciones de todos estos años mostraron la existencia de un reclutamiento regular e importante, aunque variable



(Guallart *et al.*, 2011). En los censos realizados durante los meses de marzo o abril (final del invierno, principio de la primavera) fue en general evidente la presencia, a menudo con abundancia, de ejemplares de talla inferior a 20 mm, que son los que se han considerado como reclutas (ejemplares procedentes del reclutamiento anual) (Guallart *et al.*, 2006a). Se estimó que *P. ferruginea* alcanzaba en promedio, al final de su primer año de vida, una talla en torno a 18 mm, aunque con una variabilidad importante (Guallart, 2006), como se ha indicado anteriormente. Esta variabilidad en la tasa de crecimiento explica tanto la relativa amplitud del rango de tallas en la cohorte 0+ (también debido posiblemente a la variabilidad interanual de la fecha de la freza), como sobre todo en la cohorte 1+ (Guallart, 2008). Por ejemplo, en marzo de 2008, la clase de talla más abundante entre los reclutas fue la del intervalo 5-10 mm, mientras que en otros años la clase de talla dominante ese mismo mes fue la de 10-15 mm (Guallart, 2008). Además, también se detectó una gran variabilidad interanual en el éxito del reclutamiento (Guallart *et al.*, 2012a). Como promedio para el conjunto de las islas y de los años considerados, la densidad de reclutas fue de algo más de 9 por metro lineal de costa, pero en tres de los años, se registraron valores de reclutamiento muy por encima de la media (2001, 2011 y 2012), que llegaron a superar los 50 reclutas/m en algunos sectores (Guallart *et al.*, 2011a), una densidad muy superior a la señalada en otras zonas geográficas (figura 10.2). En otros dos años (2008 y 2009), el reclutamiento fue también

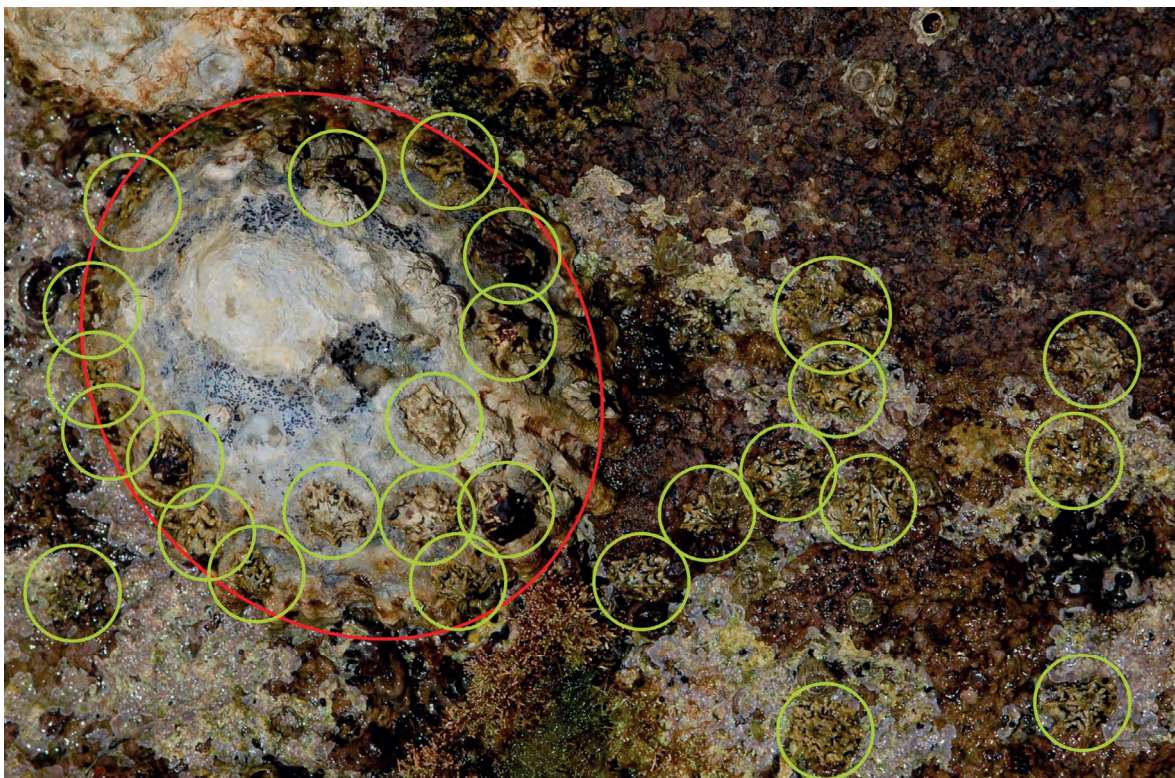


Figura 10.2. Un grupo numeroso de reclutas (circunferencias amarillas) sobre el sustrato rocoso y la concha de un ejemplar adulto de unos 80 mm (elipse roja) de *P. ferruginea* en las islas Chafarinas. En un área de apenas 180 cm² aparecen un total de 27 reclutas, 11 de ellos sobre el sustrato rocoso y 16 sobre la concha del adulto. La fotografía fue tomada en junio de 2011, uno de los años en los que el reclutamiento fue muy elevado. Modificado de Guallart *et al.* (2011).



muy elevado, al menos en uno de los transectos estudiados. En cambio, en 1999, 2005 o 2010 el reclutamiento observado fue mucho más reducido (Guallart, 2010). Asimismo, el reclutamiento resultó también variable dependiendo de los sectores de costa del archipiélago, posiblemente dependiendo de diversos factores, como su orientación respecto al hidrodinamismo, inclinación del sustrato, microtopografía u otros. También se constató una notable reducción de la densidad de reclutas durante el primer año de vida, atribuida a una elevada mortalidad de los juveniles de pequeño tamaño, sobre todo durante el periodo estival (Guallart, 2006, 2008; ver apartado 10.3).

10.2.3.4. Islas Habibas y Plana (Argelia)

En estas islas argelinas, Espinosa (2009) señaló un reclutamiento muy notable, sobre todo en la isla Plana, donde en el censo efectuado en el mes de abril de 2008 encontraron que el porcentaje de reclutas (considerados como los individuos menores de 3 cm) alcanzaba cerca del 50% de los ejemplares. Dicho autor mostró, asimismo, que casi todos los reclutas medían entre 1 y 2 cm (con una densidad de 9,7 reclutas/m), mientras que la clase de talla de 2-3 cm estaba mal representada.

10.2.3.5. Isla de Zembra (Túnez)

La población de *P. ferruginea* en esta isla tunecina fue seguida entre 2012 y 2015 con censos llevados a cabo cada mes de junio (Zarrouk *et al.*, 2016). Estos autores detectaron una alta tasa de reclutamiento en 2012 y 2013 (hasta el 75% de ejemplares correspondían a reclutas en junio de 2012), que decreció en los dos años posteriores (hasta menos del 6% en 2015) en los que se observó un aumento de las clases de talla 2-3 y 3-4 cm.

10.2.4. Factores determinantes del reclutamiento

Para comprender la dinámica del reclutamiento en *Patella ferruginea* y los factores que la determinan sería preciso conocer todo lo relacionado con el acoplamiento entre las etapas planctónica y bentónica de su ciclo de vida. El transporte y aporte de larvas, su asentamiento al sustrato y posterior supervivencia son los procesos que enlazan estas dos fases y son cruciales para la persistencia de las poblaciones. A escala regional, la variabilidad espacial en el reclutamiento dependerá del contingente de larvas que transporte el sistema de corrientes y de su dispersión hacia los distintos sectores de costa (Jenkins *et al.*, 2009). Además, aparte del aporte de larvas a una zona concreta, el éxito del asentamiento al sustrato estará influenciado por la disponibilidad y distribución de los hábitats adecuados a nivel local y de toda otra serie de interacciones físicas y biológicas, de las que dependerá a su vez, la supervivencia posterior. Desde luego, los factores físicos asociados a la columna de agua influirán en el devenir de las larvas previamente al asentamiento. No todas las larvas transportadas desde el lugar de la freza a las aguas cercanas a los hábitats de destino lograrán el asentamiento, ni lo harán de forma uniforme (Rodríguez *et al.*, 1993). Para el asentamiento, las larvas pelágicas deben entrar en contacto con un sustrato adecuado sobre el que fijarse y



realizar la metamorfosis. La selección específica del lugar de asentamiento es primordial en las especies sésiles o de movilidad limitada (como las lapas), por lo que las larvas de muchas de estas especies no se comportan como partículas pasivas, sino que han desarrollado patrones complejos de comportamiento y capacidades discriminatorias para asegurar que la colonización ocurra en un hábitat propicio para la supervivencia, crecimiento y, finalmente, la reproducción (Jenkins *et al.*, 2009). En estas especies la transición de la fase planctónica a la bentónica está mediada por determinadas respuestas a señales físicas o químicas, derivadas de los lugares adecuados para los adultos y que determinan un asentamiento selectivo (Pawlik, 1992).

Los factores físicos que pueden influir en el asentamiento larvario pueden ser, entre otros, la disponibilidad del hábitat adecuado, la naturaleza o textura del sustrato, la microtopografía, o el grado de exposición al hidrodinamismo. Los condicionantes bióticos suelen estar relacionados con la película microbiana, con otros organismos que constituyen la fuente de alimento (por ejemplo, algas filamentosas o incrustantes) o la presencia de adultos, lo que puede conducir a un asentamiento de tipo gregario (Cahill y Koury, 2016). En cualquier caso, la mortalidad de los juveniles bentónicos recién asentados suele ser muy alta (puede exceder el 90%, según Gosselin y Qian, 1997).

Con respecto a *Patella ferruginea*, hasta la fecha nada se conoce sobre la fase de su ciclo vital que transcurre en la columna de agua ni del proceso de asentamiento en el sustrato. La transición de la fase pelágica a la bentónica solo ha sido descrita en condiciones de acuicultura (Guallart *et al.*, 2012f, 2013d, 2013e; Guallart *et al.*, 2017). Por tanto, todo lo relativo a los procesos que acontecen en la columna de agua (duración de la fase pelágica, comportamiento de las larvas y capacidad de dispersión, claves y restricciones del asentamiento, mortalidad posterior) se basa en conjeturas a partir de las escasas piezas del rompecabezas que conocemos.

Las causas de la variabilidad interanual en el éxito del reclutamiento no son bien conocidas y podrían deberse a diversos factores, algunos de ellos de carácter estocástico. El mayor o menor éxito en la fecundación (por ejemplo, por falta de sincronía si no hay temporales fuertes y bien definidos), la incidencia de las condiciones hidrológicas locales o la depredación por especies planctófagas, entre otros, podrían ser algunos de los factores que influyen en la variabilidad. Por otro lado, la intensidad del reclutamiento en los distintos enclaves dependerá de la ubicación de las posibles poblaciones donantes de larvas con respecto al sistema de corrientes y de la distancia entre ellas, pero también del porcentaje de autorreclutamiento. La relativamente corta fase larvaria de las lapas (incluida *Patella ferruginea*) determina que sus poblaciones no sean consideradas ni totalmente cerradas ni totalmente abiertas, por lo que cabe suponer que un porcentaje variable de larvas, según los casos, se asienten en las cercanías del lugar de procedencia (Henriques *et al.*, 2017).

A lo largo de la costa mediterránea del norte de África la corriente predominante en el sentido oeste-este (Corriente Argelina) podría abastecer de larvas los distintos enclaves norteafricanos. Las islas Chafarinas, por ejemplo, podrían recibir larvas de la importante población de Melilla (y de las menos abundantes del cabo Tres Forcas), a



unos 50 km (27 millas náuticas) al oeste. Por su parte, las islas Chafarinas podrían abastecer de larvas a distintos enclaves de las costas argelinas, donde existen importantes poblaciones, como Gazhaouet (a 52 km al este de Chafarinas), Rachgoun (a 88 km) o las islas Habibas (a 133 km) (ver apartado 6.2), o cada una de estas poblaciones podría recibir larvas de las situadas inmediatamente más al oeste. Bajo determinadas condiciones y dado que los temporales que probablemente sincronizan la freza (ver apartado 8.4.2) pueden ser tanto de Levante como de Poniente, es posible que el flujo de larvario pudiera tener lugar en ambos sentidos, oeste-este o este-oeste. Es destacable, por ejemplo, la coincidencia en el elevado reclutamiento observado en las Chafarinas en 2008, con el descrito ese mismo año por Espinosa (2009) en las islas Habibas. Por lo tanto, es probable que pueda haber una interdependencia entre las poblaciones norteafricanas al este del cabo de Tres Forcas, como ya se ha comentado en el apartado 9.

En cuanto a los factores físicos que pueden favorecer el asentamiento, la "rugosidad", "heterogeneidad" o "microtopografía del sustrato" del sustrato son los que han sido objeto de mayor atención (Rivera-Ingraham, 2010; Espinosa *et al.*, 2011c; Rivera-Ingraham *et al.*, 2010b; ver apartado 7.1.5). Estos autores concluyeron que una mayor densidad de juveniles estaba asociada a una mayor rugosidad o alta heterogeneidad topográfica y que, por tanto, al igual que en otras lapas (Martins *et al.*, 2010), este factor favorecía el reclutamiento. Espinosa *et al.* (2011c) y Rivera-Ingraham *et al.* (2010b, 2011d, 2015a) también señalaron una relación positiva entre el número de reclutas y el número de ejemplares adultos. Como consecuencia, dichos autores sugirieron que el reclutamiento está estrechamente relacionado con la cantidad de individuos adultos. De hecho, Rivera-Ingraham *et al.* (2011d) indicaron, como se ha dicho, que el reclutamiento en *P. ferruginea* está inducido por la presencia del ácido gamma-aminobutírico (GABA) y comprobaron posteriormente que este compuesto estaba presente en la mucosidad secretada por el pie de los adultos (Rivera-Ingraham *et al.*, 2015b), a lo que atribuyen la distribución gregaria que presenta esta especie.

En algunas de las publicaciones anteriores en las que se constataba esta relación entre reclutas y adultos, se indicaba también que, si bien las superficies con mayor rugosidad se asociaban a un porcentaje más elevado de reclutamiento, se observaba asimismo, una menor talla media de ejemplares adultos y una menor densidad de ejemplares de mayor talla (Rivera-Ingraham, 2010; Espinosa *et al.*, 2011c; Rivera-Ingraham *et al.*, 2010b). Lo anterior plantea un interrogante, ya que sugeriría que un determinado tipo de sustrato favorece el asentamiento larvario y reclutamiento de *Patella ferruginea*, pero a la vez no parece constituir el hábitat idóneo para los adultos de mayor talla.

No se ha comprobado, sin embargo, si existen interacciones bióticas con otras especies que pudieran ser también inductoras del asentamiento, por ejemplo determinadas algas rodofíceas incrustantes, como se ha señalado en *Patella ulyssiponensis* (Delany *et al.*, 2002) o *Ansatés pellucida* (McGrath y Foley, 2005). Ribeiro (2008), en un estudio experimental, comprobó que *P. ulyssiponensis*, *P. depressa* y *P.*



vulgata mostraban una tasa de asentamiento mayor sobre algas coralinas incrustantes que sobre la roca desnuda. En este sentido, como se ha comentado en el apartado referente al hábitat, los ejemplares de *Patella ferruginea* más pequeños observados en el medio (de poco más de 3 mm) se encontraron sobre el cinturón de la rodofícea incrustante *Neogoniolithon brassica-florida* y del gasterópodo vermético *Dendropoma lebeche* (Guallart *et al.*, 2017; figura 10.3). Por ello, la posible inducción al reclutamiento por el alga mencionada es otro aspecto que debería estudiarse. Conviene recordar aquí de nuevo que una cosa es el asentamiento (lugar donde se fijan las larvas al sustrato) y otra el reclutamiento (los reclutas a lo largo del año pueden desplazarse hacia un microhábitat diferente). Los factores bióticos que potencian el asentamiento de las larvas sobre el sustrato posiblemente ya no tengan un efecto posterior sobre los reclutas, cuya ubicación y supervivencia puede estar condicionada por otros factores.



Figura 10.3. **A**, dos reclutas de *Patella ferruginea* (el menor, de unos 4 mm, en el centro a la izquierda) entre ejemplares del gasterópodo *Dendropoma lebeche*. **B**, un ejemplar juvenil de *Patella ferruginea* (de unos 10 mm, en el centro de la imagen), entre las agregaciones en forma de "costra" del vermético *Dendropoma lebeche*. Islas Chafarinas. Fotografías: Javier Guallart (Guallart *et al.*, 2017; Guallart, 2014, respectivamente).



Otro aspecto a tener en cuenta es si una alta densidad de ejemplares de gran talla favorece o dificulta el éxito del reclutamiento. Los datos sobre esta cuestión son algo contradictorios. Como se ha comentado anteriormente, Rivera-Ingraham *et al.* (2011b) encontraron que los reclutas se encontraban en mayor abundancia en lugares donde la densidad de ejemplares de mayor talla era baja y esto mismo señalaron Moreno y Arroyo (2008) en algunos puntos de la costa andaluza. Sin embargo, Espinosa *et al.* (2009b) observaron un menor reclutamiento en zonas accesibles que en las de acceso restringido, donde se supone que están preservados los ejemplares de mayor talla. Por otro lado, como se ha comentado anteriormente, Espinosa *et al.* (2011c) y Rivera-Ingraham *et al.* (2010b, 2011d, 2015a) observaron una relación positiva entre el número de reclutas y el número de ejemplares adultos, pero al mismo tiempo también indicaron que se observaba un porcentaje más elevado de reclutamiento en zonas con una menor talla media de ejemplares adultos, o lo que es lo mismo, con una menor densidad de ejemplares de mayor talla (Rivera-Ingraham, 2010; Rivera-Ingraham *et al.*, 2010b; Espinosa *et al.*, 2011c). En otras especies de lapas también se ha sugerido que el reclutamiento estaba correlacionado negativamente con la densidad de adultos de gran talla, posiblemente porque los ejemplares grandes pudieran ser responsables de la mortalidad de los más pequeños (Underwood *et al.*, 1983: ver apartado 7.4).

10.2.5. Foresis

La presencia de juveniles de *P. ferruginea* sobre la concha de ejemplares adultos (foresis) se ha señalado con frecuencia (Laborel-Deguen y Laborel, 1990b, 1991b; Porcheddu y Milella, 1991; Casu *et al.*, 2010) y ha sido reiteradamente observada en las islas Chafarinas (Guallart *et al.*, 2006a, 2011, 2017; Guallart, 2014). Pueden aparecer desde uno (figura 10.4) hasta 10 o más ejemplares juveniles sobre un adulto (figura 10.2).

Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b) plantearon dos hipótesis ante este hecho: 1) que los ejemplares adultos podrían inducir de alguna manera un asentamiento selectivo de las postlarvas sobre sus conchas, y 2) que pudiera tratarse de "machos enanos", aunque esta última posibilidad la consideraron improbable. Numerosas observaciones posteriores han mostrado que ninguna de las dos hipótesis es correcta, en particular la segunda. Aunque el porcentaje de juveniles observados sobre la concha de los adultos no es en absoluto despreciable, lo cierto es que su distribución parece más bien azarosa pues son muy frecuentes también sobre la roca.

El hecho de que los reclutas se hallen sobre la concha de los adultos no significa que necesariamente el asentamiento se haya producido sobre ella, lo que ha sido comprobado en diversas observaciones directas. Así, en experiencias en las que algunos juveniles de pequeño tamaño eran colocados junto con adultos en zonas de superficie relativamente restringida, se comprobó que los juveniles a menudo tendían a desplazarse y trepar sobre la concha de algún adulto (Guallart, 2006, 2010). Quizá la probabilidad de supervivencia de los juveniles sea mayor sobre la concha de los adultos, porque de esta forma se evita la posibilidad de ser arrollados por éstos durante sus excursiones tróficas (Guallart *et al.*, 2011). A su vez, los juveniles disponen así de una



zona libre del ramoneo de los adultos. Como se indicó en el apartado 7.4, Boaventura *et al.* (2003) enfatizaron la existencia de competición intraespecífica entre las diferentes clases de edad en las lapas, siendo las de mayor tamaño competidores superiores sobre los ejemplares pequeños. Por tanto, en *Patella ferruginea* la foresis puede interpretarse como una forma de minimizar la competencia intraespecífica entre clases de edad.



Figura 10.4. Dos ejemplares adultos de *Patella ferruginea* portando un juvenil sobre su concha. Islas Chafarinas. Fotografías: Javier Guallart (Templado y Guallart, 2010; Guallart, 2014).

10.2.6. Conclusiones y recomendaciones sobre los estudios del reclutamiento

Se sugiere que en cualquier estudio o referencia al reclutamiento de *Patella ferruginea* se precise claramente qué se entiende como tal. En este sentido, se propone que se considere como reclutamiento la incorporación de nuevos ejemplares a las poblaciones durante el primer año en cada ciclo anual (cohorte 0+).

Dado que los ejemplares al cabo del primer año de vida alcanzan como promedio una talla de unos 18 mm, se propone que, para estudios basados en censos generales, se consideren reclutas (o cohorte 0+) el conjunto de todos los ejemplares menores de 20



mm. Si se tienen en cuenta también los juveniles comprendidos entre 20 y 30 mm, posiblemente buena parte de dichos ejemplares correspondan al reclutamiento del año anterior (cohortes 0+ y 1+).

El intervalo transcurrido entre finales de noviembre (periodo de freza) y marzo (unos 4 meses) se considera necesario para que los juveniles de *P. ferruginea* alcancen de manera general una talla que permita censarlos de manera representativa.

Ya que el reclutamiento pretende evaluar el número de individuos que se han asentado y persisten al final de cada ciclo anual, así como su variación interanual, el reclutamiento real o efectivo en *Patella ferruginea* debería estimarse después del verano, periodo de máxima mortalidad de los juveniles. Por otro lado, las estimaciones realizadas en marzo-abril permitirán obtener una idea del éxito del asentamiento y del reclutamiento potencial. La variación entre el número de reclutas medido entre una época (marzo-abril) y otra (septiembre) permitirá evaluar la mortalidad que tiene lugar durante el verano (posiblemente el periodo crítico para los reclutas) de su primer año de vida.

La fase de vida de *P. ferruginea* en la columna de agua (desde que los gametos son expulsados al mar hasta que las larvas resultantes de la fecundación se asientan sobre el sustrato), sigue siendo la parte desconocida de su ciclo vital; sobre ella se debe incidir en futuros estudios, dada su importancia para la gestión y conservación de la especie.

Asimismo, se debe incrementar el esfuerzo investigador en la comprensión de la importancia relativa de cada fase del proceso de reclutamiento y de los factores que lo modulan, para poder predecir cómo éste influye en la estructura y dinámica de las poblaciones y, en definitiva, en su persistencia o declive.

10.3. Mortalidad natural y no natural

La mortalidad de ejemplares es un factor de gran relevancia para la dinámica de la población. En el caso de *P. ferruginea*, además, a la mortalidad natural hay que sumar la derivada de la acción humana. Ambos aspectos han sido abordados por diferentes investigadores en distintas áreas geográficas, si bien con resultados que pueden considerarse a menudo como poco concluyentes, aproximativos e incluso, en ocasiones, parcialmente contradictorios. Ya se ha comentado previamente la alta mortalidad durante el primer año de vida (reclutas), por lo que este apartado se centrará en la mortalidad que tiene lugar en la población adulta. Por otro lado, la mortalidad no natural se trata especialmente en el apartado 11, por lo que aquí se aborda sobre todo lo referente a la mortalidad natural. Este tema tiene un componente controvertido, por cuanto la mortalidad puede ser (o ha sido) utilizada para justificar determinadas actuaciones sobre la especie, en particular traslados de ejemplares. Así, la elevada mortalidad asociada a algunos traslados (ver apartado 12.1) ha sido relativizada, al considerar que buena parte de ella era debida no tanto a las actuaciones de traslado como a la propia mortalidad natural de la especie.

En la mayor parte de los trabajos que han estudiado la mortalidad natural en los adultos de *P. ferruginea* se han empleado metodologías de marcado y seguimiento de



ejemplares. Entre estos trabajos cabe señalar los realizados por Espinosa (2006), Espinosa *et al.*, (2008b), Rivera-Ingraham (2010), Rivera-Ingraham *et al.* (2011c), Zarrouk (2017) y Zarrouk *et al.* (2018). Una de las limitaciones que esta técnica presenta es que puede tender a sobreestimar la tasa de mortalidad natural, dado que el “no hallazgo” de un determinado ejemplar se asume que sería debido a su muerte y se suele asignar una escasa probabilidad a la pérdida de la marca (y no reconocerse después el ejemplar previamente marcado) o a su desplazamiento, mediante cambio de huella, a un lugar donde resulte más difícil su localización. En este sentido, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) indicaron el uso de algunas estrategias metodológicas que evitarían según su criterio este sesgo.

En la línea de lo expuesto anteriormente, Espinosa (2006) indicó que *“Las poblaciones control experimentaron una supervivencia entre el 50% y el 60%, al cabo de un año, lo que implica una fuerte mortalidad natural. Las parcelas de translocación experimentaron supervivencias de hasta el 30-35% al cabo de un año, lo que significa que eliminando la mortalidad de carácter natural de las poblaciones, la mortalidad debida al traslado sería tan sólo de un 20 a un 30% al cabo de un año”* (p. 110). En un trabajo posterior, Espinosa *et al.* (2008b) indicaron que la mortalidad inmediata tras los traslados fue del orden del 50% (*“The mortality rate of transplanted specimens was high (50% mortality immediately after transplant)”*), lo cual les llevó a concluir que los traslados no debían ser considerados como una medida de conservación dada su elevada mortalidad (*“Transplantation should not be considered as a conservation measure given the elevated mortality rate”*). A pesar de ello, en el texto del trabajo contradecían lo expuesto en el resumen y volvieron a repetir la argumentación del párrafo anterior, señalando que, si a la mortalidad relativa observada por los traslados se le restaba la mortalidad natural, la debida a la manipulación de ejemplares se reducía al 20-30% (*“Relative mortality observed during translocation operations (subtracting the natural mortality) is around 20–30%.”*, p. 382).

Posteriormente, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) estimaron la mortalidad natural de *P. ferruginea* en Ceuta a partir del seguimiento de ejemplares en un enclave inaccesible a las personas. Los autores no hallaron diferencias entre tres grupos de talla, con tasas de mortalidad que oscilaron entre el 0,28% y el 3,42% mensual, si bien en invierno fue ligeramente menor. Estos datos suponen unas tasas de mortalidad realmente altas, que puede superar el 40% de los ejemplares adultos al año.

Zarrouk (2017) realizó en la isla de Zembra un seguimiento mediante marcado de alrededor de un centenar de ejemplares de *P. ferruginea* del rango de talla de 20-100 mm. Los resultados obtenidos al cabo de algo más de un año (380 días) indicaban una tasa de supervivencia del 87%. Por otra parte, Guallart (2010) describió un evento de mortalidad importante de ejemplares de *P. ferruginea* en las islas Chafarinas (figura 10.5). En el verano de 2010, durante una campaña de muestreo se hallaron en el litoral de la isla de Isabel II numerosos ejemplares muertos de esta lapa, del orden de varias decenas, así como también de otras especies de lapas (particularmente *P. rustica*). Tras realizar algunos censos, se concluyó que posiblemente esta mortalidad se produjo no sólo en un



punto concreto del archipiélago, sino probablemente en diversas zonas de su litoral. Las causas de esta mortalidad son desconocidas, aunque hechos semejantes han sido descritos en varias especies de lapas intermareales, asociados normalmente a fenómenos meteorológicos singulares. Aunque en ese momento se produjo un descenso de la densidad de ejemplares en un transecto de seguimiento próximo, los censos realizados en años sucesivos indicaron un incremento progresivo de la densidad de la especie hasta recuperar en apenas dos años su densidad anterior al evento señalado (Guallart, datos no publicados). Estos datos indican que la densidad de *P. ferruginea* puede fluctuar localmente con una cierta periodicidad (por causas naturales o no, en este caso concreto por motivos desconocidos) y que es un aspecto a tener en cuenta para la comprensión de la dinámica de las poblaciones de la especie.



Figura 10.5. Grupo de ejemplares muertos por causas desconocidas hallados en el litoral de las islas Chafarinas en junio de 2010. Fotografía: Javier Guallart (Guallart, 2010).

En diversas especies marinas se han observado pulsos cíclicos o episódicos de amplitud variable en sus poblaciones (Templado, 2014). Después de un periodo de crecimiento continuado de las poblaciones, se puede producir una alta mortalidad repentina con un descenso acusado de la densidad de ejemplares, que es seguida por episodios de elevado reclutamiento y recuperación. Estas fluctuaciones o pulsos forman parte de la dinámica natural de las poblaciones y de los ecosistemas (Templado, 2014), por lo que es importante realizar los seguimientos con series temporales lo más amplias posibles.

10.4. Modelos de dinámica de la población

Para el estudio de la dinámica poblacional de *Patella ferruginea*, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) utilizaron un modelo de Análisis de Viabilidad Poblacional ("Population



Viability Analysis”, “PVA”) aplicado a la población de Ceuta. Este tipo de modelos estiman el tiempo que puede transcurrir hasta la extinción de una determinada población si los parámetros poblacionales se mantienen. Se han utilizado sobre todo en grandes vertebrados cuando se trata de poblaciones cerradas (o casi cerradas), con los parámetros biológicos y poblacionales bien conocidos y con una tendencia sostenida en el tiempo. En el caso de especies marinas de fecundación externa, con poblaciones abiertas en mayor o menor medida y cuyos parámetros poblacionales están sometidos a una considerable variabilidad, como es el caso de *Patella ferruginea*, consideramos que este tipo de análisis no es adecuado, pues estará sujeto a un margen de error muy amplio. El trabajo mencionado de Rivera-Ingraham *et al.* (2011c) se sustentó en un modelo matemático complejo en el que se consideraban una serie de parámetros recogidos en el periodo de dos años (entre 2007 y 2009), como el reclutamiento, la tasa de mortalidad natural por grupos de talla, las tasas de recolección por parte del hombre, la fecundidad total de la población, la evolución del número total de ejemplares por grupos de tallas, las tasas de crecimiento y la supuesta capacidad de carga del conjunto de poblaciones del litoral ceutí. Como conclusión, dichos autores señalaron que la “metapoblación” de Ceuta podría extinguirse en un plazo de unos 20 años si se mantuviera la tasa de recolección, pero podría incrementarse más de un 50% si se suprimiera este impacto, ello a pesar de que según sus datos la merma por mortalidad natural era muy superior a la provocada por la recolección.

A pesar de los resultados anteriores, unos años más tarde Rivera-Ingraham *et al.* (2014) señalaron que en el periodo 2007-2011 la población total estimada en el litoral de Ceuta no sólo no había decrecido sino que había aumentado hasta un 61,9% en ese intervalo de tiempo. Dichos autores, sin embargo, no indicaron ningún factor que pudiera haber influido en lo que suponía un acusado “cambio de tendencia”. La contradicción entre ambos trabajos muestra lo inadecuado del Análisis de Viabilidad Poblacional aplicado a una especie de fecundación externa cuyas poblaciones probablemente no son cerradas (o no se conoce en qué grado lo son) y cuyos parámetros poblacionales son cambiantes y están sujetos a una gran variabilidad. Por ejemplo, aunque conozcamos la fecundidad total aproximada de la población (o metapoblación), el mayor éxito real de la reproducción dependerá además de una serie de factores, en parte estocásticos, como el grado de sincronización en la freza, el éxito de la fecundación, la mortalidad durante la fase larvaria y la fase de asentamiento al sustrato, entre otros, y de la variabilidad interanual de este conjunto de factores. Por ello, para este tipo de estudios, aparte de conocer con precisión todo lo anterior, es necesario disponer de datos fidedignos de una serie temporal larga (de al menos una década, según Lotts *et al.*, 2004).

Coppa *et al.* (2016b) hicieron una nueva tentativa de análisis de PVA en la reserva de la Península de Sinis-isla de Mal di Ventre, al este de Cerdeña. En este caso, según dichos autores, la población de *Patella ferruginea* es muy reducida (estimada en 310 ejemplares), fragmentada, sin un aparente reclutamiento, sujeta a una importante recolección y en clara regresión desde el año 2011. La conclusión del PVA fue una



elevada probabilidad de extinción en la zona en torno a 10 años bajo las condiciones actuales de recolección ilegal de la lapa (Coppa *et al.*, 2016a). De nuevo, la idoneidad de un análisis matemático complejo de este tipo es cuestionable para una población (o conjunto de subpoblaciones aparentemente aisladas) tan reducida y sometida a tasas de recolección variables según las zonas y en las que no parece existir reclutamiento. La conclusión de un riesgo de extinción en un corto plazo de tiempo bajo las condiciones descritas puede extraerse directamente de los datos del seguimiento y de lo exiguo de la población sin necesidad de un artefacto matemático. No obstante, como se indicó anteriormente, Coppa *et al.* (2016a) observaron en el verano de 2016 un alto porcentaje de juveniles en la península de Sinis, zona de difícil acceso, por lo que apuntaron que en ese enclave podría existir un contingente reproductor de la lapa con eventos de autorreclutamiento.

Por ello, y destacando la importancia de desarrollar modelos que ayuden a comprender y predecir la dinámica poblacional de *P. ferruginea*, la variabilidad e impredecibilidad de muchos de los parámetros poblacionales de esta especie hace difícil la aplicación de complejos análisis predictivos de viabilidad.

10.5. Parámetros para definir la viabilidad de poblaciones

Un hecho relevante desde el punto de vista de la gestión y conservación de la especie consiste en determinar qué poblaciones presentan características para ser consideradas como reproductivamente viables. En diversas localidades se ha considerado que la presencia de sólo un reducido número de ejemplares representaría un núcleo reproductivamente inviable. Estos casos con un bajo número de ejemplares podrían corresponder en general a dos situaciones: 1) enclaves donde la especie ha ido sufriendo una regresión progresiva, habiéndose reducido la población y representando, en consecuencia, poblaciones “relictas” en vías de desaparición; o 2) zonas donde se produce la llegada ocasional de reclutas desde otras poblaciones reproductoras más o menos alejadas.

En especies con fecundación externa es particularmente importante el denominado “efecto Allee” (ver apartado 11.1, sobre recolección). Definir el concepto de “tamaño de la población mínimo viable” (TPMV) puede ser de gran utilidad para la toma de decisiones en este sentido. Guallart y Templado (2012) discutieron acerca de las características y parámetros de lo que podría ser la “Población Viable de Referencia” (PVR) para *P. ferruginea* en una determinada localidad. Estos autores destacaron la dificultad para establecer este valor, tanto por la implicación de diferentes parámetros como por la escasa información disponible sobre ellos. De acuerdo con estos autores, la PVR (o, como aquí se denomina, “Tamaño de la población mínimo viable”, TPMV) se centraría sobre todo en la capacidad de la población de una determinada localidad para producir un número de larvas, tras la freza, suficiente para el mantenimiento, o incluso aumento y expansión, de la población. Este aspecto sin duda estaría relacionado con la densidad y el número de ejemplares, la proporción de sexos y una estructura de talla/edad que permitiera la generación de un número suficiente de gametos y larvas.



Dada la necesidad de plantear hipótesis al respecto y a falta de más datos, Guallart y Templado (2012) destacaron que tres localidades españolas, las islas Chafarinas, Melilla y Ceuta, presentan poblaciones reproductivamente viables, no sólo por la abundancia de adultos y la buena estructura de distribución de tallas, sino por la existencia regular de un importante reclutamiento. En estos tres casos, la población estimada es superior a 15.000 adultos, lo que supone un primer dato de referencia.

Frente a ello, y a modo de ejemplo, la isla de Alborán, un enclave relativamente aislado, presentaba una población estimada de unos 300 adultos (Arroyo *et al.*, 2011) y un reclutamiento escaso y eventual. Aunque en los últimos años se ha señalado un cierto grado de reclutamiento (CMA, 2014, 2015, 2016a), se puede plantear si estos reclutas procedían de la reproducción exitosa de la población local (“autorreclutamiento”) o de larvas arribadas desde otros enclaves más o menos lejanos pero con poblaciones abundantes, como Melilla o las islas Chafarinas. Con los datos actuales, puede plantearse que la isla de Alborán estaría en el límite del TPMV.

Partiendo de los datos anteriores, Guallart y Templado (2012) sugirieron que, a nivel local, podría considerarse tentativamente como PVR una población de 1.000 ejemplares adultos distribuidos con una densidad media de al menos 0,5 ejemplares/m lineal de costa. Otro hecho a tener en cuenta sería la existencia de poblaciones en enclaves próximos. Por ejemplo, varias localidades con un número moderado de ejemplares (por ejemplo, inferior a 500 adultos) podrían dar como resultado en el periodo reproductor una densidad de gametos suficiente para que la fecundación y renovación de las poblaciones fuera viable. En cualquier caso, todo lo anterior se mueve en el terreno de las especulaciones y debe ser apoyado por investigaciones fundamentadas en datos y modelos rigurosos.

Las características que debe presentar una determinada población para ser considerada como reproductivamente viable tienen una gran relevancia desde el punto de vista de la gestión y conservación. Por ejemplo, en la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea (MMAMRM, 2008) se plantea el aporte de juveniles obtenidos mediante técnicas de acuicultura para “reforzar” poblaciones que se consideren con riesgo de inviabilidad, por lo que este riesgo debería poder valorarse con precisión.

11. AMENAZAS



Las amenazas a las que se ha atribuido el estado de regresión en el que se encuentra actualmente *P. ferruginea* se pueden resumir fundamentalmente en:

- Recolección por parte del hombre (se evitan aquí los términos “depredación antrópica” o “depredación humana”).
- Fragmentación, degradación y destrucción del hábitat, principalmente asociadas a la construcción de infraestructuras costeras.
- Contaminación.

Una última amenaza que no se ha considerado por falta de estudios previos en relación con la especie es el cambio climático, pero es probable que la elevación progresiva de la temperatura y del nivel del mar y sus consecuencias en la circulación superficial, además de la acidificación del agua, constituyan factores adicionales de amenaza para la especie. Es importante señalar aquí que, en general, todos estos factores afectan de forma conjunta y en mayor o menor medida a todas las especies marinas.

11.1. Recolección

La principal causa a la que se ha atribuido el estado de regresión actual de la especie es la captura o recolección de ejemplares por parte del hombre. Se sabe que este tipo de recolección ha existido al menos desde hace varios miles de años (ver apartado 6.3), pero el aumento de la población humana en el litoral, tanto permanente como por usos recreativos estacionales, probablemente ha supuesto un incremento de la presión que ha llevado a la especie al borde de la extinción y a una reducción muy notable de su área de distribución original (Laborel-Deguen y Laborel, 1990a, 1991a; Doneddu y Manunza, 1992; Templado, 2001).

En varios artículos se describe la captura directa de ejemplares de *P. ferruginea*. Boudouresque y Laborel-Deguen (1986) comentaron que, en la isla de Zembra, *Patella ferruginea* es una especie recolectada habitualmente por los habitantes de la isla, particularmente los ejemplares de tamaño mediano o grande (> 60 mm). Dichos autores observaron la extracción de entre 100 y 150 ejemplares a lo largo de una semana de campaña. Porcheddu y Milella (1991) señalaron que en varias zonas de las costas italianas la especie “es buscada por el gusto exquisito de su carne y a causa de sus grandes dimensiones que se adaptan perfectamente a la fabricación de recuerdos decorativos [...]”. Guallart *et al.* (2012d) describieron el marisqueo recreativo de diversos invertebrados litorales, entre ellos, *P. ferruginea*, en los islotes de Cala Iris dentro de una zona formalmente protegida como Parque Nacional de Alhucemas. Por su parte, Espinosa *et al.* (2013) observaron conchas de *P. ferruginea* en tiendas de recuerdos turísticos de Kerkouan (Túnez). Asimismo, Coppa *et al.* (2015) describieron (incluyendo fotografías) frecuentes casos de recolección de invertebrados litorales dentro del área marina protegida de la isla de Mal di Ventre.



Sin embargo, la mayor parte de la información relativa a este respecto y, sobre todo, una evaluación de su importancia, procede de datos indirectos a partir de estudios en los que se relaciona la abundancia y la estructura poblacional de la especie con el grado de accesibilidad para el hombre. Los numerosos trabajos sobre este tema llaman la atención sobre este aspecto para su consideración en las medidas de gestión, aunque tratándose de datos indirectos los resultados deben analizarse con cautela.

La asociación entre accesibilidad humana y poblaciones con menor densidad y distribuciones de tallas con ausencia de ejemplares grandes o menores tallas medias de *Patella ferruginea*, ha sido descrita por distintos autores en diversas áreas geográficas. Algunos ejemplos en este sentido son: islas Lavezzi (Blachier *et al.*, 1998), isla de Alborán (Paracuellos *et al.*, 2003), Ceuta (Guerra-García *et al.*, 2004a; Espinosa, 2009; Rivera-Ingraham, *et al.*, 2011a), varias localidades de Túnez (Tlig-Zouari *et al.*, 2010), islas al noreste de Cerdeña (Ceccherelli *et al.*, 2011), base marina de Aspretto, Ajaccio, en Córcega (Giudicelli *et al.*, 1999), golfo de Olbia, al norte de Cerdeña (Cristo y Caronni, 2008), "Penisola de Sinis-Isola di Mar di Ventre", al oeste de Cerdeña (Coppa, 2012; Marra *et al.*, 2017). De hecho, esta relación también ha sido descrita para otras especies de lapas de gran tamaño en otras áreas geográficas (Branch y Odendaal, 2003; Kido y Murray, 2003; Núñez *et al.*, 2003, entre otros).

Los sucesivos estudios realizados en Ceuta ofrecen resultados algo contradictorios. Inicialmente, Guerra-García *et al.* (2004a) y Espinosa (2009) señalaron que las zonas de mayor presión humana se caracterizaban por una menor densidad y talla de los ejemplares. Sin embargo, Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) aportaron datos no completamente coincidentes. Por un lado, indicaron que en Ceuta las "máximas densidades de individuos se hallaron en las áreas inaccesibles del Parque del Mediterráneo y de la base de la Guardia Civil" (p. 88), a pesar de que en párrafos posteriores señalan que "la densidad global de ejemplares adultos no estaba aparentemente influenciada por ninguno de estos dos factores [accesibilidad y heterogeneidad del sustrato]" (p. 91), y que "Las más importantes subpoblaciones (teniendo en cuenta la densidad) se localizaron, en general, en la bahía Sur de Ceuta" señalando que "este resultado puede parecer sorprendente, especialmente teniendo en cuenta que uno de los principales problemas para *P. ferruginea* es la recolección humana [...] y que esta zona es generalmente muy accesible y consecuentemente frecuentada por pescadores" (pp. 92-93).

A pesar de los numerosos trabajos que describen este tipo de asociación, hay que tener en cuenta que a menudo se asume este hecho como una relación directa y que en realidad, la combinación con otros factores (por ejemplo, el grado de exposición al hidrodinamismo, el tipo de sustrato, posibles fuentes de contaminación, entre otros), es difícilmente analizable mediante análisis estadísticos independientes del factor "accesibilidad" (y recolección humana asociada), que se acepta de manera generalizada como principal causa de amenaza.

Por otra parte, a veces se asume que en las áreas marinas protegidas la recolección de ejemplares debe ser menor que en las zonas carentes de este estatus. Sin embargo, algunos autores destacan que la simple declaración de un área litoral como "área marina



protegida" no implica, de acuerdo con las observaciones realizadas, una verdadera influencia en la protección efectiva de *P. ferruginea* (reflejada en su abundancia y en su estructura de tallas o, simplemente, en la observación directa de marisqueo ilegal sobre la especie). Por ello, el grado de amenaza relativa a la recolección de ejemplares estaría relacionado no tanto con su "estatus de protección oficial", sino con la "accesibilidad real" a la actividad humana. Esta idea ha sido sugerida por numerosos autores con ejemplos para diversas áreas geográficas. Las causas por las que la "accesibilidad real" llega a ser reducida pueden ser diversas e incluso casuales. Entre ellas, se pueden considerar: 1) las características geomorfológicas del litoral, que dificulten el acceso tanto a pie como mediante embarcaciones (Mari *et al.*, 1998; Blachier *et al.*, 1998; Coppa *et al.*, 2012; Marra *et al.*, 2017); 2) la protección como Áreas Marinas Protegidas (AMPs, bajo sus diferentes fórmulas legales en los distintos países) con vigilancia e información suficiente (Paracuellos *et al.*, 2003; Meinesz *et al.*, 2010; Marra *et al.*, 2017); 3) tratarse de infraestructuras artificiales con estricta prohibición de acceso por control de las autoridades civiles (por ejemplo en zonas del interior del puerto de Ceuta, Espinosa *et al.*, 2009b; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a; García-Gómez *et al.*, 2015) o militares (por ejemplo, la base militar de Aspretto, Ajaccio, Giudicelli *et al.*, 1999); o 4) ser enclaves insulares o costeros solamente habitados por pequeñas guarniciones militares, bien informadas sobre el estatus de protección de la especie (peñón de Vélez de la Gomera, Orozco *et al.*, 2013; islas Chafarinas, Guallart y Templado, 2016; isla de Alborán, Paracuellos *et al.*, 2003; Moreno y Arroyo, 2008).

A pesar de las consideraciones anteriores, la abundante información disponible indica que la recolección por parte del hombre es el principal factor que ha supuesto la regresión local de la especie en numerosos lugares. La recolección tiene en general dos efectos: 1) la disminución de la densidad y abundancia total de ejemplares; y 2) una reducción de la talla media de la población adulta y la desaparición de los reproductores de mayor tamaño, debido a una tendencia a capturar los ejemplares de mayor talla. Ambos aspectos implican graves amenazas para la especie por dos motivos diferentes. El primero de ellos supone, evidentemente, que la disminución del número de ejemplares modifica la dinámica poblacional de la especie y limita la capacidad reproductora. Además, la recolección continuada puede suponer la desaparición directa de la totalidad o casi totalidad de los ejemplares. El segundo efecto está relacionado con aspectos de la biología de *Patella ferruginea*, como la distribución de sexos en función de la talla y la relación de este último parámetro con la fecundidad en las hembras. Como se ha dicho (ver apartado 8.1), *P. ferruginea* es una especie hermafrodita en la que el porcentaje de hembras aumenta progresivamente con la talla (aunque pueden hallarse machos entre los ejemplares de mayor tamaño). La recolección selectiva de ejemplares de talla grande tendería, por lo tanto, a disminuir la población de hembras, sesgando la relación entre sexos a favor de los machos. Aunque la especie puede cambiar de sexo en ambos sentidos (Guallart *et al.*, 2013b), la capacidad para compensar desde un punto de vista poblacional estos cambios posiblemente no sea lo suficientemente rápida como para responder eficazmente a una eventual recolección incontrolada de ejemplares. Por



otra parte, se ha descrito que la fecundidad de las hembras aumenta considerablemente con su tamaño (desde cientos de miles a millones de ovocitos en función de la talla; Guallart, 2006; Guallart *et al.*, 2006b; Espinosa, 2006; Espinosa *et al.*, 2006; Guallart, 2010; ver apartado 8.7), por lo que la reducción de los ejemplares de talla elevada supondría una disminución considerable de la producción de ovocitos a nivel local.

El “efecto Allee” (Allee, 1931; Berryman, 2003) puede suponer que una especie se extinga a nivel local no necesariamente por la desaparición de todos los ejemplares presentes en una determinada área, sino por la disminución de la densidad de adultos hasta un determinado nivel, por debajo del cual la emisión de gametos al medio marino en el caso de especies con fecundación externa sea demasiado baja para garantizar el éxito de la fecundación (ver apartado 8.1). Se ha sugerido que *P. ferruginea* sería particularmente sensible al “efecto Allee”, y que su desaparición en numerosas localidades de su área de distribución original podría deberse a este fenómeno (Espinosa, 2006, 2009; Espinosa y Bazairi, 2009; Espinosa *et al.*, 2009; Rivera-Ingraham *et al.*, 2011b, entre otros).

11.2. Fragmentación y destrucción del hábitat: infraestructuras costeras

A nivel general, la desaparición, fragmentación o alteración de los hábitats naturales se señala como una de las principales causas de la homogeneización, banalización y depauperación de los ecosistemas y de la consiguiente pérdida de biodiversidad (Gray, 1997; Airoidi y Beck, 2007; Airoidi *et al.*, 2008; Claudet y Frascchetti, 2010; Templado, 2014, entre otros).

Entre las causas a las que se atribuye la rarefacción de *Patella ferruginea*, aparte de la recolección por el hombre, se ha señalado también el deterioro de la línea litoral con la destrucción, fragmentación o alteración de los roquedos costeros que constituyen el hábitat natural de la especie (Ramos, 1998; Templado, 2001; Templado *et al.*, 2004).

Las infraestructuras artificiales en la costa modifican la circulación de las corrientes, la acción del oleaje, la dinámica de los sedimentos y los niveles de iluminación, además de sustituir el hábitat natural por un hábitat nuevo. En cuanto a los efectos biológicos, alteran los patrones de distribución y de abundancia de los organismos, los regímenes de perturbaciones y el flujo genético, alterando, en suma, la conectividad ecológica (Bulleri y Chapman, 2010, 2015; Bishop *et al.*, 2017). Además, pueden producir una pérdida de biodiversidad y facilitar el establecimiento y la propagación de especies alóctonas (Bulleri y Chapman, 2010, 2015). Por otro lado, las obras costeras disminuyen la calidad del agua de las zonas alteradas, especialmente en las áreas portuarias, lo que puede afectar al estado fisiológico de las especies instaladas en estos sustratos artificiales y a su potencial reproductor.

El aumento a nivel global de las obras en el litoral ha suscitado el debate sobre si estas estructuras artificiales pueden compensar la pérdida del hábitat natural de las especies litorales y representar un hábitat alternativo para sus comunidades (ver Thompson *et al.*, 2002). Sin embargo, diversos estudios recientes han puesto de manifiesto diferencias importantes entre las comunidades biológicas de estas



estructuras artificiales intermareales y las de la costa rocosa original, en términos tanto de composición específica como de abundancia relativa de las diferentes especies (Chapman, 2003; Chapman y Bulleri, 2003; Bulleri y Chapman, 2004, 2010; Moreira *et al.*, 2006, entre otros). Muchas especies bentónicas no se asientan sobre las estructuras artificiales o lo hacen con densidades más bajas que en los sustratos naturales (Chapman, 2006; Vaselli *et al.*, 2008; Bulleri y Chapman, 2010, 2015; Espinosa y Rivera-Ingraham, 2017). Además, se han hallado diferencias notables en aspectos biológicos importantes en la dinámica poblacional de las especies de algunas lapas, como la fecundidad, el éxito del reclutamiento o la diversidad genética (Bulleri, 2005; Moreira *et al.*, 2006; Fauvelot *et al.*, 2009). En el caso de las lapas, Moreira *et al.* (2006) observaron una disminución de la capacidad reproductora en las poblaciones asentadas sobre sustratos artificiales en relación a las asentadas sobre sustratos naturales. Asimismo, algunos autores (por ejemplo, Martins *et al.*, 2009) señalan la alteración que las estructuras artificiales provocan sobre las comunidades intermareales situadas en ambientes naturales cercanos. Todo ello lleva a la conclusión de que las estructuras litorales artificiales no son sustitutivas de las costas rocosas naturales (Chapman y Bulleri, 2003; Moreira *et al.*, 2006).

Aparte de la destrucción de los hábitats naturales, las infraestructuras artificiales alteran notablemente la dinámica costera y, por tanto, los flujos larvarios que proveen de nuevos ejemplares a las poblaciones, así como los patrones de conectividad entre ellas (Bishop *et al.*, 2017). La influencia del trazado de la línea de costa y de las estructuras artificiales en la dispersión larvaria ha sido puesta de manifiesto, por ejemplo, por Bray *et al.* (2017). Las estructuras artificiales que sobresalen de la costa pueden actuar como “trampas de larvas” (Guallart *et al.*, 2013c), que impiden su distribución más o menos regular por la línea de costa y pueden dificultar su acceso a lugares que pudieran ser idóneos para la especie.

En el caso de las lapas, Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) indican que las infraestructuras artificiales pueden producir la fragmentación y el aislamiento de las poblaciones, limitando el flujo genético y la capacidad de dispersión de muchas especies. Fauvelot *et al.* (2009) encontraron que la diversidad genética de *Patella caerulea* era significativamente mayor en su hábitat natural que en un hábitat artificial, concluyendo que la expansión de estructuras urbanas puede conducir a una pérdida de la diversidad genética a escalas regionales. También podría ocurrir lo contrario: las infraestructuras artificiales podrían mejorar la conectividad genética entre poblaciones, especialmente cuando representan una zona de sustrato duro en zonas en las que falta o escasea este tipo de sustrato y pueden funcionar como puntos intermedios para su dispersión (Airoldi *et al.*, 2005; Bulleri y Chapman, 2015). Aunque se ha propuesto que ello podría mejorar la capacidad de las especies de adaptarse a nuevas perturbaciones (Airoldi *et al.*, 2005), no hay ninguna evidencia científica que lo pruebe (Bulleri y Chapman, 2015).

En algunas escolleras portuarias se han descrito poblaciones importantes de *P. ferruginea* (ver apartados 7.1.5.4 y 13.2.4), entre las que destacan las de los puertos de



Ceuta y Melilla (Guerra-García *et al.*, 2004b; Guallart *et al.*, 2013b; González-García *et al.*, 2014b). Esto puede llevar a la idea de que las estructuras litorales artificiales constituyen un hábitat importante para la especie, lo que debe interpretarse con mucha cautela. En Ceuta y Melilla, la mayor parte de los roquedos naturales han sido sustituidos por infraestructuras artificiales que, además de actuar como hábitats sustitutivos, podrían actuar como captadoras de larvas. Se desconoce si esas poblaciones españolas de *Patella ferruginea* se nutren de larvas procedentes de otras zonas naturales próximas o de larvas originadas a partir de la población reproductora que se encuentra sobre esas infraestructuras (“autorreclutamiento”). En el primer caso, habría que averiguar si las grandes escolleras de defensa de los puertos funcionan como “trampas de larvas”, impidiendo o dificultando su dispersión más allá de esa barrera física y, en el segundo, estudiar si el autorreclutamiento afecta negativamente a la diversidad genética de la especie. Resulta obvio destacar aquí la importancia y urgencia de establecer el papel que juegan estas infraestructuras en cuanto a la conectividad genética de *Patella ferruginea*, dado que, como se comenta en el apartado 13.2.4, más de un tercio de la población española se halla sobre sustratos artificiales.

Para probar la supuesta idoneidad de estos hábitats artificiales sería también necesario estudiar el estado de salubridad de estas poblaciones que, como sugieren Espinosa y Rivera-Ingraham (2016), podrían estar expuestas a niveles más altos de contaminación, lo que todavía ha sido poco estudiado (ver apartado 11.3.3).

11.3. Contaminación

La sensibilidad de *Patella ferruginea* a diferentes tipos de contaminantes (eutrofización, vertidos de hidrocarburos, metales pesados u otros, como la salmuera de las plantas desalinizadoras) es un tema poco estudiado y la escasa información disponible aporta resultados en parte contradictorios. Diversos autores han sugerido que la contaminación ha incidido, junto a otros factores, en el declive reciente de la especie (Laborel-Deguen y Laborel, 1991a; Espinosa, 2006; Moreno y Arroyo, 2008; Rivera-Ingraham, 2010).

11.3.1. Eutrofización

Algunos autores han indicado que *Patella ferruginea* se localiza en enclaves no contaminados y bien oxigenados (Aversano, 1986; Porcheddu y Milella, 1991; Giudicelli *et al.* 1999), si bien no aportan evidencias a este respecto. Por su parte, Laborel-Deguen y Laborel (1990a, 1991a) plantearon que eventos de contaminación de las aguas podrían modificar la composición de algas del litoral y hacer desaparecer las principales especies de las que se nutre *P. ferruginea*.

En un estudio realizado en Ceuta, Espinosa *et al.* (2007c) concluyeron que *P. ferruginea* era, entre las seis especies de lapas presentes en la zona, la más sensible a la contaminación por aguas residuales. En concreto, dichos autores indicaron que la lapa ferrugínea es sensible a la contaminación por aguas residuales, especialmente a la turbidez, concentraciones de amonio y fosfatos y a bajas concentraciones de oxígeno en



la columna de agua. Asimismo, Espinosa (2006) señaló que “*la especie parece asociarse de manera clara a una comunidad intermareal bien estructurada y a una columna de agua con valores elevados de oxígeno, disminuyendo su densidad cuando la estructura de la comunidad se simplifica, principalmente debido a una mala calidad del agua*”. Espinosa *et al.* (2007c) y García Gómez (2015) consideran esta especie como indicadora de buenas condiciones ambientales.

Por su parte, Tlig-Zouari *et al.* (2010) señalaron que *P. ferruginea* sería una especie muy sensible a la contaminación, sobre todo de materia orgánica. Los datos indicaban que en diferentes localidades de Túnez la especie se encontraba en mayor abundancia en las localidades con mayor calidad del agua, mientras que era más escasa en otras con un cierto grado de turbidez o en un punto cercano a una granja de engorde de atunes. De cualquier modo, estas conclusiones pueden considerarse limitadas, dado que la abundancia de *P. ferruginea* en todas las estaciones estudiadas en Túnez era relativamente baja.

Guallart *et al.* (2013c) y Paredes-Ruiz (2014a) describieron la presencia de contingentes de ejemplares de *P. ferruginea* en enclaves de Melilla en los que el agua puede considerarse relativamente contaminada. Estos ejemplares se localizaban en el interior del recinto definido por las escolleras de los puertos adyacentes de Melilla (España) y Beni-Enzar (Marruecos). Aunque las densidades observadas fueron moderadas o bajas y en ambos trabajos se plantea que podría tratarse de pequeñas subpoblaciones reproductivamente no viables o simplemente resultado de la llegada habitual de larvas de las abundantes poblaciones próximas, estos datos demuestran la tolerancia de la especie, al menos de determinados ejemplares, a enclaves relativamente contaminados. Hakab (2010, en Maatallah *et al.* 2014) también analizó el impacto de la polución portuaria sobre tres especies de *Patella*, entre ellas *P. ferruginea*.

Por otra parte, en las islas Chafarinas se ha observado la presencia de ejemplares de *Patella ferruginea* (si bien en baja densidad) en las inmediaciones del principal punto de vertido de aguas residuales de la población del archipiélago (Guallart, 2006, 2010). Asimismo, Guallart y Acevedo (2006), también en las islas Chafarinas, indicaron que uno de los motivos de cambio de huella observados (ver apartado 7.2.3) fue la proliferación ocasional en 2005 de *Enteromorpha* spp. en varios enclaves del litoral. Aparentemente, los ejemplares desplazaron sus huellas a más de 10 m de su punto original para evitar un sustrato completamente cubierto por estas macroalgas. Aparte del origen desconocido de esta proliferación de algas (tal vez debida al enriquecimiento en materia orgánica debido a acúmulos locales de deyecciones de gaviotas), estos datos indican que en otras localidades en las que se puedan producir eventos de eutrofización del agua y ocasionar el desarrollo masivo de este tipo de clorofíceas, este impacto podría suponer la necesidad de cambio de huella de numerosos ejemplares. Hipotéticamente, en este último caso, de no hallar otros lugares cercanos libres del recubrimiento de *Enteromorpha*, estos ejemplares podrían llegar a morir por falta de las condiciones adecuadas.



Una síntesis de la información disponible parece indicar que *P. ferruginea* prefiere entornos con aguas poco contaminadas por materia orgánica, si bien puntualmente puede existir una cierta tolerancia, que se vería reflejada sobre todo en zonas con un aporte constante de larvas que alcanzarían ocasionalmente estas zonas menos propicias. Esta contaminación podría afectar a los ejemplares de alguna forma, no estudiada, de manera directa o de un modo indirecto empobreciendo la película microbiana de las rocas litorales que representa su recurso trófico.

11.3.2. Contaminación por hidrocarburos

Como todas las especies intermareales, la lapa ferrugínea puede ser gravemente afectada por la contaminación flotante, especialmente por los vertidos de hidrocarburos. La sensibilidad de *P. ferruginea* a la contaminación por hidrocarburos no ha sido estudiada todavía, aunque hay algunos trabajos generales (por ejemplo, Guerra-García *et al.*, 2003). Sin embargo, como indica Guallart (2006, 2014), la posibilidad de vertidos importantes de hidrocarburos (“mareas negras”) es uno de los riesgos más importantes para la especie, sobre todo si se tiene en cuenta el escaso número de localidades en las que hay todavía poblaciones en buen estado y que éstas se concentran en el mar de Alborán, una de las zonas del mundo con mayor tráfico marítimo.

Los vertidos de hidrocarburos pueden suponer una mortalidad elevada para otras especies de lapas intermareales (Dicks, 1973; Crump *et al.*, 1999; Glegg *et al.*, 1999; Vázquez *et al.*, 2005, entre otros). La muerte de los ejemplares podría ser debida tanto a la toxicidad directa de algunos de los componentes de los hidrocarburos como a efectos indirectos, tales como una influencia en la capacidad de adherencia al sustrato o a la desaparición de los recursos tróficos sobre las rocas.

Cabe, pues, destacar la necesidad de incrementar los trabajos de investigación relativos a la afección de *P. ferruginea* por vertidos de hidrocarburos (y otros contaminantes), diseñar e implementar planes de emergencia en las localidades con poblaciones importantes de la especie y, sobre todo, articular todos los mecanismos necesarios para minimizar al máximo la posibilidad de este tipo de vertidos. Andalucía dispone ya de planes de autoprotección de espacios naturales protegidos frente a vertidos de hidrocarburos redactados entre 2008 y 2012, en zonas en las que se halla *Patella ferruginea*, como el estrecho de Gibraltar o el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar ([http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=7666bbda6d31d310VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=773eb6e60b43d310VgnVCM2000000624e50aRCRD&lr=lang_es&vgnsecondoid=2dc7bbda6d31d310VgnVCM2000000624e50a___¶m1=2](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=7666bbda6d31d310VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=773eb6e60b43d310VgnVCM2000000624e50aRCRD&lr=lang_es&vgnsecondoid=2dc7bbda6d31d310VgnVCM2000000624e50a___¶m1=2;); Molina Vázquez *et al.*, 2012).

11.3.3. Metales pesados

Durante los últimos años se han llevado a cabo algunos estudios de contenido de metales pesados en tejidos en *P. ferruginea*. Entre ellos se hallan los realizados por



Belhadj (2008), Benguedda *et al.* (2011), Bensaid (2011), Bernoussi (2013) y Souhila (2016) en el litoral de Argelia, y por Espinosa y Rivera-Ingraham (2016) en el puerto de Ceuta.

Espinosa y Rivera-Ingraham (2016) compararon la presencia de metales pesados en ejemplares de *P. ferruginea* del interior y del exterior del puerto de Ceuta, indicando que los del interior del puerto presentaban un contenido mucho mayor en metales traza (hasta tres veces mayor en el caso del mercurio) que los de zonas exteriores en el medio natural. Además, detectaron evidencias de daños celulares en las lapas recogidas en el puerto. Por ello, estos autores señalaron la urgencia de evaluar el estado fisiológico de algunas de las poblaciones asentadas sobre sustratos artificiales y establecer protocolos para su seguimiento. Hay que tener en cuenta que el puerto de Ceuta presenta unas condiciones de renovación del agua mejores que otros puertos, debido al canal de comunicación con la bahía sur, opuesto a la bocana (Guerra-García *et al.*, 2004b), por lo que cabe suponer que las concentraciones de metales pesados en ejemplares de otros puertos pudieran ser significativamente mayores.

12. MANEJO DE LA ESPECIE



12.1. Traslados de ejemplares

12.1.1. Consideraciones generales

El traslado de ejemplares de *Patella ferruginea* ha sido una cuestión controvertida durante las últimas tres décadas. En una síntesis general, estos traslados se han relacionado con dos temas muy diferentes.

El primero de ellos responde a planteamientos basados en las argumentaciones expuestas por Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b, 1991c). De acuerdo con éstas, la especie presentaría una capacidad de dispersión natural muy reducida, hecho que haría poco probable la recolonización natural de zonas donde anteriormente hubiera habitado. Para facilitar esta recolonización se llevaron a cabo algunos ensayos preliminares durante la década de 1980 por Aversano (1986) y Laborel-Deguen y Laborel (1991c). En cambio, el segundo planteamiento, sobre todo correspondiente al inicio del siglo XXI, procede de la planificación de obras litorales en enclaves donde existen ejemplares de esta especie estrictamente protegida. Uno de los ejemplos más claros fueron las sucesivas obras realizadas en el puerto de Ceuta. En estos trabajos se planteó el traslado de los ejemplares de *P. ferruginea* afectados por las obras a otros enclaves como "medida compensatoria".

En cualquiera de los casos, la elevada mortalidad de ejemplares asociada a todas las experiencias realizadas (a menudo citadas como "traslocaciones", término incorrecto que se ha evitado en esta publicación) hizo que, en su día, se excluyeran los traslados de ejemplares en la Estrategia de conservación de la especie (MMAMRM, 2008). En concreto, la Estrategia dice textualmente que "*Los diferentes intentos de reintroducción y traslado de ejemplares realizados hasta ahora no han tenido éxito. El traslado de adultos se ha demostrado inviable por el momento, produciéndose una mortalidad muy elevada, aunque sus causas aún no han sido plenamente establecidas*" (p. 12). De acuerdo con ello, entre las Directrices de conservación se destaca en el apartado 5.3 (Manejo de la especie) que se debe "*Desestimar el traslado de ejemplares, excepto con fines de investigación científica o de conservación de la especie debidamente justificados, y la introducción o reintroducción de la especie a partir de ejemplares adultos procedentes de poblaciones naturales.*" (p. 27).

12.1.2. Ejemplos de traslados realizados hasta la fecha

En este apartado se intentan resumir los resultados de los principales casos de traslados de ejemplares de *P. ferruginea* llevados a cabo en las últimas décadas. El informe de Guallart (2014) presenta una información y discusión más detallada de la mayor parte de estos casos; no incluye, sin embargo, lo referente al traslado de La Mamola (por no haber obtenido el informe correspondiente en aquel momento) ni los realizados con posterioridad a 2014.



12.1.2.1. Norte de Cerdeña (Italia) (1986)

El primer traslado experimental (al menos publicado) de *P. ferruginea* fue realizado por Aversano (1986), trasladando en junio de 1983 tres ejemplares (talla > 60 mm) desde la isla de Mortorio (al noreste de Cerdeña) hasta un enclave en el golfo de Arzachena (norte de Cerdeña) (con una distancia entre ambos puntos de unas 10 millas náuticas). En el texto no se indica ninguna metodología relativa al traslado ni, de hecho, los objetivos de éste. Dos años más tarde (julio 1985) los ejemplares continuaban vivos, con las conchas bien adaptadas a sus nuevas huellas.

12.1.2.2. Córcega-Port Cros (Francia) (1987-89)

Constituye el primer ensayo de traslado a media escala de un contingente de ejemplares de *P. ferruginea* con un claro objetivo de reintroducción. Descrito por Laborel-Deguen y Laborel (1991c), la población de origen fue la costa de Galéria (Córcega) y la localidad destino la isla de Rascas en el Parque Nacional de Port Cros (Francia), a unos 200 km y donde no había registros recientes de la especie. En agosto de 1987 se extrajeron un total de 222 ejemplares de un amplio rango de tallas, desde juveniles menores de 10 mm a adultos mayores de 50 mm. Los autores no indicaron la metodología de extracción, traslado o reubicación. Se hizo un seguimiento durante los días siguientes al traslado y, posteriormente, transcurridos uno y dos años. Estos autores indicaron la muerte de 34 ejemplares en el proceso de extracción y de otros 64 en el manejo previo a su reubicación (26 en los acuarios, 38 durante el transporte), de manera que finalmente se colocaron en destino sólo 124 ejemplares. Los cálculos de supervivencia presentados por los autores fueron respecto al número total de ejemplares estabulados (% S1), aunque con la información aportada se puede calcular respecto del total de ejemplares inicialmente extraídos (% S2).

Si se asume que la supervivencia al realizar la reubicación fue del 66,0% (S1) o 55,9% (S2), la mortalidad tras la primera noche en el litoral había reducido la supervivencia al 56,9% (S1) o 48,2% (S2). Al cabo de un año, el porcentaje de supervivientes fue sólo del 27,1% (S1) o 23,0% (S2) y al cabo de dos años del 12,2% (S1) o 10,4% (S2). Finalmente, en septiembre de 1989 quedaban 23 ejemplares de *P. ferruginea* en el Parque Nacional de Port Cros. Los autores indicaron que la mortalidad había sido particularmente elevada en los ejemplares de pequeña talla (< 35 mm).

12.1.2.3. Ceuta (2002-2005)

En el puerto de Ceuta, se realizaron diversos trabajos de traslado de ejemplares de *Patella ferruginea* entre 2003 y 2005, en relación con una serie de obras en las infraestructuras portuarias. Dado que en aquella época no se había aprobado la Estrategia (MMAMRM, 2008) (ni siquiera elaborado un primer borrador), estos traslados se consideraron como "medida compensatoria del impacto ambiental" de las obras para esta especie, protegida desde 1999 (BOE, 1999).

Los resultados de estos trabajos, aparte de otros informes, fueron detallados por Espinosa (2006) y Espinosa *et al.* (2008a) y relatan el traslado de 420 ejemplares. Los



ejemplares se extrajeron sobre todo cuando estaban desplazándose fuera de su huella, fueron trasladados y mantenidos temporalmente en acuarios, marcados (ver apartado 4.2) y posteriormente reubicados en otras zonas del litoral consideradas idóneas.

Los resultados de supervivencia obtenidos y su comparación con los de “zonas control” pusieron de manifiesto en todos los casos una elevada mortalidad de ejemplares. Ésta fue particularmente elevada en los primeros días tras los traslados, con una supervivencia de en torno al 50%. A medio plazo, la supervivencia presentó una cierta variabilidad, que los autores asociaron en parte a diferentes factores ambientales o a la accesibilidad por el hombre. Una síntesis de los resultados presentados muestran que la supervivencia de los ejemplares trasladados fue en promedio de en torno al 15% el primer año y aproximadamente del 7% transcurrido el segundo año, aunque en algunos enclaves se llegaron a alcanzar supervivencias del 30-35% tras un año y de 18% tras el segundo.

12.1.2.4. La Mamola (2008)

La Dirección General de Costas (DGC) promovió en 2006 una serie de actuaciones en el municipio de La Mamola (Granada), que incluían la modificación de espigones de control de la dinámica de las playas preexistentes. En estas estructuras la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía conocía la presencia de algunos ejemplares de *P. ferruginea*. Este hecho fue comentado en la primera reunión de un grupo de trabajo dirigida a la aprobación de la Estrategia de conservación de la especie, y, aún sin estar aprobado el texto de la Estrategia, pareció haber un acuerdo acerca de que no era procedente la opción planteada por el representante de la DGC del traslado de ejemplares para posibilitar estas obras. A pesar de ello, finalmente el Ministerio de Medio Ambiente autorizó las obras y se llevó a cabo este traslado (LBMUS, 2011a). Para ello, la Junta de Andalucía elaboró un primer protocolo básico para los traslados (CMA, 2006b), fundamentado en parte en algunas experiencias de manejo de la especie desarrolladas por Guallart (2006).

Los traslados se llevaron a cabo entre febrero y mayo de 2008. Entre 2005 y 2006 se habían detectado 13 ejemplares de *P. ferruginea* en estos espigones por parte de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMA). Sin embargo, al comenzar los trabajos por parte del Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla (LBMUS) en marzo de 2007 sólo se hallaron 3 y, al decidir la extracción de éstos en marzo de 2008, sólo se encontró uno. El ejemplar fue extraído, trasladado a un acuario y colocado sobre un sustrato de reubicación (tal y como establecía el protocolo de la CMA, 2006b), donde adaptó la concha creando una nueva huella. El ejemplar junto con el sustrato fue reubicado en cala Rijana en mayo de 2008. Un mes más tarde, se comprobó que el sustrato se habría desprendido y que el ejemplar de *P. ferruginea* no se hallaba en el entorno, asumiendo su muerte.

12.1.2.5. Gibraltar (2010)

Aunque no se dispone de publicaciones ni informes al respecto, se ha comentado



en diversas ocasiones en las reuniones del Grupo de Trabajo de la Estrategia para la conservación de *Patella ferruginea* que, en 2010, se llevaron a cabo obras en las estructuras portuarias de Gibraltar, en una zona en la que se habían localizado previamente ejemplares de esta especie. Al parecer, en este caso se decidió trasladar los ejemplares sin separarlos del sustrato, sino que se trasladaron los bloques completos de la escollera con los ejemplares, reubicándolos en otro lugar supuestamente de manera que los ejemplares de *P. ferruginea* presentaran una cota respecto al nivel del mar y una orientación respecto al hidrodinamismo casi idéntica a la original.

Esta información fue presentada verbalmente al Grupo de Trabajo de la Estrategia por personal del LBMUS perteneciente al Grupo, sin aportar ningún dato directo. No se conoce ni el número de ejemplares, ni el tamaño de los bloques, ni el porcentaje de supervivencia. La única información aportada fue que los resultados fueron "muy positivos". El argumento del "éxito" de este método, en su momento, fue utilizado aparentemente como referencia para decidir el traslado de bloques con *P. ferruginea* llevadas a cabo por parte de la Autoridad Portuaria de Melilla en el muelle Chico de las islas Chafarinas en 2013 (ver apartado 12.1.2.6).

Durante los últimos años, se ha solicitado información en varias ocasiones a miembros del LBMUS o al responsable del trabajo en Gibraltar, el Dr. Darren Fa (Guallart, 2014; asimismo, para esta publicación) sobre estas obras y los resultados del traslado de ejemplares de *P. ferruginea*. Reiteradamente se ha indicado que esta información no podía aportarse hasta que no fuera publicada.

12.1.2.6. Muelle Chico, islas Chafarinas (2013)

Durante el verano de 2013, la Autoridad Portuaria de Melilla (Ministerio de Fomento llevó a cabo obras de rehabilitación del muelle Chico (muelle secundario o de embarcaciones de eslora mediana o pequeña) de las islas Chafarinas. Como infraestructura fundamental para la logística básica en el archipiélago, por su uso por la guarnición militar y por los miembros de la Estación Biológica, estas obras se autorizaron por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de manera excepcional, en principio, "por ser necesarias para la Defensa nacional". En la zona afectada por la obra se censaron en julio de 2013 un total de 526 ejemplares de *P. ferruginea* (390 juveniles < 30 mm y 136 adultos > 30 mm).

La información disponible de los traslados y de la supervivencia posterior de ejemplares procede tanto de un informe (Autoridad Portuaria de Melilla, 2014a) como de una comunicación a un congreso (Paredes-Ruiz *et al.*, 2014b), con algunas contradicciones entre ambas fuentes, algunas de las cuales fueron discutidas por Guallart (2014).

Un hecho muy relevante es que, en un principio, se decidió centrar los traslados de ejemplares de *P. ferruginea* "exclusivamente" en aquellos presentes en los bloques desprendidos del semiderruido muelle Chico. El número de bloques fue de 10, según el informe de la Autoridad Portuaria de Melilla (2014a, p. 13), o de 19, según Paredes-Ruiz *et al.* (2014b). Otros ejemplares de *P. ferruginea* fueron aparentemente sacrificados. Así,



algunas rocas eran demasiado grandes para la maquinaria disponible (“[los bloques] *por las características propias de los mismos no son susceptibles de traslado*”, Autoridad Portuaria de Melilla, 2014a, p. 22) o demasiado pequeños (“*por su pequeño tamaño tienen baja probabilidad de éxito*”, p. 22). A ellos hay que sumar los ejemplares de *P. ferruginea* situados sobre los muros del muelle no desmoronados. Todo este segundo grupo de ejemplares se incluiría en el de los “*individuos afectados por las obras*”, es decir, aparentemente, aquellos que fueron dejados morir al llevar a cabo las obras sin realizar ninguna actuación al respecto. Del total de 591 ejemplares de *P. ferruginea* hallados en la zona al principio de las obras, que corresponderían 200 a juveniles (< 30 mm) y 391 a adultos (> 30 mm) (Autoridad Portuaria de Melilla, 2014a, p. 9), al parecer un total de 290 simplemente se dejaron morir (“*se dieron por perdidos*”, p. 11) afectados por las obras, debido a algunas de las causas anteriores. Por lo tanto, la población de referencia trasladada en los bloques fue de 301 ejemplares.

El informe de la Autoridad Portuaria de Melilla (2014a) describe algunas incidencias, como la ruptura de bloques durante el traslado. También el desprendimiento de algunos ejemplares de las rocas durante sus desplazamientos. Aun así, de los 301 ejemplares trasladados, hallaron 281 vivos 5 días después, lo que indicaría una supervivencia inmediata del 93,3%. Tres meses más tarde, sólo se hallaron 113 ejemplares, lo cual implicaba una supervivencia del 37,5%. Paredes-Ruiz *et al.* (2014b), en cambio, señalaron que a los tres meses la supervivencia global había sido del 53,4%.

Hay alguna información singular para explicar parte de esta mortalidad. Así, en el informe de la Autoridad Portuaria de Melilla (2014a) se indica que “*no se tuvo en cuenta a la hora de reubicar los bloques el asentamiento de los mismos en el terreno, esto implica que en muchos casos la franja supralitoral ha quedado totalmente sumergida, con la consiguiente pérdida de ejemplares*” (p. 49). A este caso correspondería lo señalado por Paredes-Ruiz *et al.* (2014b), quienes indicaron mortalidades de hasta un 100% en algunas rocas, al haber habido desplazamientos “*debido a ligeras subducciones en los fondos móviles en que fueron reubicados*”.

Los informes posteriores de seguimiento al cabo de 1 año son difíciles de interpretar. Se presentan resultados de censos en los que se describe el contingente hallado, mezclando los posibles supervivientes tras las obras con el reclutamiento que habría tenido lugar tanto en algunas de las rocas trasladadas como en las nuevas formaciones artificiales del muelle Chico. En estos informes se tiende a destacar el buen estado de la población de *P. ferruginea* en la zona de actuación de las islas Chafarinas, más que a intentar hacer una evaluación rigurosa y numérica de la tasa de supervivencia de los ejemplares trasladados.

12.1.2.7. Puerto de Motril (2014)

La Autoridad Portuaria de Motril (2013) planteó el proyecto de “*Prolongación del dique, dragado de la dársena de las Azucenas y canal de entrada al puerto de Motril y mejora ambiental de la playa de las Azucenas*”. En el citado informe se señaló en la zona de actuación la presencia de un ejemplar adulto de *Patella ferruginea* (de unos 55 mm). A



finales de ese año, la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía autorizó los trabajos necesarios para el traslado de este ejemplar, realizado por la UTE INGENIA AGRESTA y supervisado por investigadores del Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla, que habían realizado un informe previo (LBMUS, 2011b).

La metodología empleada se basaba en buena parte en el protocolo establecido por la Junta de Andalucía para estos fines (CMA, 2006b) y consistía en: 1) colocación de una placa de hormigón en la escollera para que adquiriera una cobertura natural de algas; 2) captura del ejemplar y traslado junto con la placa a un sistema de acuarios; 3) mantenimiento del ejemplar para que adaptara la concha al nuevo sustrato (con algunos imprevistos) durante algo más de 3 meses; 4) recolocación de la placa con el ejemplar adaptado en otro enclave de la escollera, no afectado por las obras; y 5) instalación de una malla que protegiera al ejemplar de depredadores (no contemplada en CMA, 2006b) y mantuviera al ejemplar si era arrancado por el oleaje, malla que se retiró aproximadamente un mes más tarde. Transcurrido un mes (julio de 2014) el ejemplar no se halló sobre el sustrato. Tras una búsqueda exhaustiva en los alrededores durante los días siguientes, el ejemplar se dio por perdido, por causas desconocidas (Ingenia-Agresta, 2014).

12.1.2.8. Proyecto Cero. IATS-Islas Hormigas (2014)

Durante julio de 2014 se realizó el traslado de 10 ejemplares de *P. ferruginea* desde el Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal (Castellón) (IATS-CSIC) hasta la isla Hormiga, en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas, en la Región de Murcia. Los ejemplares procedían de diferentes trabajos relativos al proyecto Cero "Action plan for viability proposals of the endangered limpet, *Patella ferruginea*" liderado por el Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (MNCN-CSIC), con la participación de la Universidad Autónoma de Madrid, del Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA-Generalitat de Catalunya) de Sant Carles de la Ràpita y el citado IATS-CSIC. El traslado fue autorizado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Este traslado se planteó porque varios ejemplares de *P. ferruginea*, una vez finalizado el proyecto (una síntesis de los trabajos y de algunos de sus principales resultados fueron presentados por Guallart *et al.*, 2012d; ver también Guallart, 2014) se hallaban en el IATS-CSIC a finales de primavera de 2014, pero por diversas causas no había posibilidad de continuidad en su mantenimiento. Por este motivo, el equipo del proyecto, tras valorar diferentes opciones, decidió ensayar el traslado de los ejemplares existentes al área marina protegida de las Islas Hormigas, un enclave donde recientemente se habían hallado de manera natural ejemplares de la especie (Espinosa *et al.*, 2009a). Una evaluación de la idoneidad de estos traslados, así como de la metodología correspondiente fueron detallados por Guallart (2014) y Guallart *et al.* (2014).



Las tareas de traslado de estos 10 ejemplares, de rango de tallas 27,3-81,3 mm y marcados en la concha con etiquetas identificativas, se realizaron en julio de 2014, por miembros del equipo del Proyecto Cero. Durante el proceso de colocación de ejemplares en el litoral, dos de ellos se perdieron tras haberse adherido inicialmente a la roca. Al día siguiente, de los restantes 8 ejemplares sólo se pudieron encontrar 6 (supervivencia del 60% respecto a un total de 10 ejemplares, en un plazo de unas 48 horas desde su traslado de su punto de origen).

Dos años más tarde, sólo se encontró uno de los ejemplares trasladados, un adulto que inicialmente presentaba una talla de 56,2 mm (Guallart *et al.*, 2016). La supervivencia, por tanto, de esta experiencia, en un plazo de dos años, puede considerarse del 10% para un contingente de $n=10$.

12.1.2.9. Islas Chafarinas. Muelle del Titán (2015)

El muelle del Titán es la principal estructura portuaria de las islas Chafarinas y el único donde pueden atracar las embarcaciones que proporcionan suministros a la guarnición militar de archipiélago. Durante el año 2014 se detectaron daños estructurales en su extremo, amenazando su ruptura y el colapso de uno de los principales norayes utilizado para el atraque. Las obras para su reparación, de acuerdo con informes preliminares, afectarían a varias decenas de ejemplares de *P. ferruginea*. El traslado de estos ejemplares, a pesar de lo establecido en la Estrategia, fue autorizado por la Administración competente (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), en principio por la excepcionalidad de ser una obra "necesaria a efectos de la Defensa nacional".

Los trabajos de traslado, en circunstancias de premura, fueron llevados a cabo por Javier Guallart en agosto de 2015 (Guallart, 2015). Es de destacar que las fechas en las que se realizaron incluso no coincidían con las recomendaciones de un informe previo contratado por el Ministerio (Guallart, 2014), al ser llevadas a cabo durante el verano. A pesar de ello, se concedió la autorización necesaria para realizar con urgencia el traslado de estos ejemplares.

Al inicio de los trabajos se hallaron 47 ejemplares en la zona afectada (Guallart, 2015; Autoridad Portuaria de Melilla, 2015a). Entre estos se incluían desde juveniles de pequeño tamaño (reclutas del año) hasta adultos de talla intermedia o grande (rango de tallas: 12,2-72,2 mm). Los ejemplares fueron extraídos cuando estaban desplazándose fuera de su huella o, en la mayoría de los casos, rompiendo la roca sobre la que se ubicaban con ayuda de un cincel. Tras su extracción, fueron trasladados al sistema de acuarios disponible en la Estación Biológica del archipiélago, donde fueron mantenidos durante dos días, marcados y posteriormente reubicados en nuevas zonas. En la mayor parte de los casos, la zona de reubicación de ejemplares correspondía a la estructura del muelle Chico rehabilitada un año antes (ver apartado 12.1.2.6).

A lo largo de los trabajos se produjo la mortalidad de un cierto número de ejemplares, algunos de ellos previamente a su reubicación. Al día siguiente de su extracción, se hallaron 6 ejemplares muertos o moribundos en los acuarios (uno de ellos



había sufrido una rotura parcial de su concha durante su extracción) y otro día más tarde habían muerto también dos juveniles de pequeño tamaño. Tras su marcado, otros 2 ejemplares aparecieron muertos en los acuarios. Por lo tanto, de los 47 ejemplares iniciales sólo 37 fueron reubicados en el litoral 3 días tras su extracción, lo que supone una tasa de supervivencia en el laboratorio del 78,72%. Para la reubicación de ejemplares se emplearon varios métodos. El principal fue la colocación directa sobre el nuevo sustrato, pero en algunos casos se colocaron mallas para facilitar su adherencia a la roca durante los dos primeros días. Dos días después de la reubicación se hallaron 34 ejemplares vivos en el litoral. En este caso la supervivencia “desde el inicio de los trabajos” hasta ese momento fue de 34/47, es decir, un 72,34%.

Tres meses más tarde (noviembre 2015) un equipo diferente al que realizó los traslados, formado por personal de la Autoridad Portuaria de Melilla, revisó la zona y halló 23 de los ejemplares trasladados (Autoridad Portuaria de Melilla, 2015a), lo que supone una supervivencia del 48,94%. Por último, el 9 de septiembre de 2016, un año después de los traslados, el personal de la Autoridad Portuaria de Melilla encontró solamente 8 adultos marcados (17,02% de supervivencia al cabo de un año; Autoridad Portuaria de Melilla, 2016).

12.1.2.10. Zembra y otras islas tunecinas

Zarrouk (2017) ha llevado a cabo recientemente experiencias de traslado de ejemplares de *P. ferruginea* entre islas de Túnez, que han sido publicadas en Zarrouk *et al.* (2018). En cierto modo, el planteamiento es similar al de Laborel-Deguen y Laborel (1991c) hace más de 25 años, como se detalla a continuación. Para ello, plantearon extraer ejemplares adultos de isla de Zembra, que actualmente cuenta con una importante población de *P. ferruginea*, y trasladar un cierto contingente de ejemplares al archipiélago de La Galite, situado a unos 185 km (unas 100 millas náuticas) al oeste. El objetivo era intentar crear una población reproductora en este último archipiélago, en el que no se habían detectado recientemente ejemplares de *P. ferruginea*, aunque se consideró con potencialidad para mantener una población por el hallazgo de conchas subfósiles de la especie, así como por su carácter de área marina protegida.

Como primera parte del trabajo, se realizaron ensayos experimentales de traslado (sin fines de reintroducción) entre las islas de Zembra y Zembretta. El primer traslado se realizó en junio de 2014, extrayendo de la isla de Zembretta 94 ejemplares, de los cuales 13 murieron casi inmediatamente por daños durante su extracción y por un suceso accidental; así, en total se marcaron y trasladaron 82 ejemplares adultos dentro del rango de tallas 40-90 mm. Zarrouk (2017) describe con gran detalle los trabajos e incluso la logística llevada a cabo. En este caso, una parte de los ejemplares (62) fueron reubicados dentro de “cajas de malla”, con el fin de protegerlos inicialmente de depredadores y de la eventualidad de que fueran arrancados por el oleaje antes de adaptar la concha para formar su propia “huella”. Los resultados del seguimiento posterior indicaron una baja mortalidad inicial, tanto en los ejemplares trasladados directamente sobre el sustrato (“sin caja”) como sobre aquellos colocados “en cajas”;



pero a medio plazo la supervivencia registrada fue mayor en los ubicados "en cajas". Al cabo de poco más de un año la supervivencia fue del 30% en los ejemplares "sin caja" y del 61% en los "con caja", y al cabo de casi dos años del 25% para los "sin caja" y del 58% para los "con caja". Hay que destacar que estos cálculos se refieren a los ejemplares trasladados; si se tiene en cuenta el porcentaje respecto al total de extraídos y muertos antes de su reubicación, habría que disminuir la supervivencia en torno a un 14% (13 de 94 ejemplares). La supervivencia en la población de control fue del 85%.

El traslado de Zembra a La Galite con fines de reintroducción tuvo lugar dos meses después, en agosto de 2014. Se extrajeron en este caso 110 ejemplares adultos (del rango de tallas 40-100 mm), de los cuales 9 fueron dañados accidentalmente durante su extracción. Estos 9 ejemplares fueron utilizados en ensayos separados y el resto (101) en las experiencias principales. Por diversas circunstancias, durante el transporte murieron un importante número de ejemplares, de manera que finalmente sólo 39 pudieron ser reubicados. Aproximadamente un año después, se constató que 7 ejemplares habían sobrevivido. La tasa de supervivencia obtenida en ambos trabajos fue del 17,9%, calculada respecto a los ejemplares finalmente trasladados, pero también podría ser considerada del 6,4%, si se calcula respecto al contingente de adultos extraídos de la población original.

En el artículo publicado por Zarrouk *et al.* (2018) se interpretan los resultados de una manera discutible, como "un nuevo enfoque" ("*A novel approach...*") que, además, supondría "conseguir altas tasas de supervivencia ("*... to achieve high survival rates...*")", todo ello dirigido a la reintroducción de esta especie amenazada. Desde un punto de vista crítico, pocas de las afirmaciones incluidas en el título de este artículo pueden considerarse como apropiadas: 1) no puede considerarse un "nuevo enfoque", pues la mayor parte de las técnicas, particularmente el uso de "cajas de malla" fueron ya ensayadas con escaso éxito en Ceuta por Espinosa (2006); 2) no se consiguió en Túnez una elevada tasa de supervivencia, siendo además en el caso de la experiencia de "reintroducción" la mortalidad de ejemplares de alrededor del 82% tras año y medio; y 3) no puede considerarse realmente como una "reintroducción" una experiencia en la que, tras la muerte de un elevado número de ejemplares de una especie estrictamente protegida, el resultado es que en la localidad de destino queda un número mínimo de ejemplares y por lo tanto una población reproductivamente inviable.

Zarrouk *et al.* (2018), indican entre sus conclusiones que "*... nuestra metodología de traslado asegura una mayor tasa de supervivencia*" (p. 267), lo que es discutible. No se pueden considerar como "altas tasas de supervivencia" resultados que implican la muerte directa en las experiencias realizadas de un porcentaje elevado de ejemplares, entre el 42% en el mejor de los casos y el 75-82% en el peor. Los autores parecen obviar que el manejo de ejemplares puede conllevar diversos imprevistos, entre ellos logísticos, lo que, en su caso, implicó en una de las experiencias la muerte de la mayor parte de los ejemplares extraídos (71 de 110 adultos).



12.1.3. Valoraciones de los traslados realizados hasta la fecha

La síntesis más evidente de los ejemplos anteriormente citados, discutidos en parte con mayor detalle por Guallart (2014), es que todos los traslados de ejemplares de *P. ferruginea* realizados han tenido un bajo índice de éxito, habiendo supuesto una mortalidad elevada. Esta mortalidad tiende a centrarse en las primeras fases de los traslados y no es infrecuente que superen el 50% de ejemplares en los primeros días tras el inicio de éstos. Además, la evolución posterior suele ser de una reducción continuada y progresiva. Es común que al cabo de un año sobrevivan menos del 20% de los ejemplares trasladados y que sean menos del 10% transcurridos dos años. Incluso en los traslados llevados a cabo recientemente en Túnez (Zarrouk *et al.*, 2018) estos valores apenas mejoran, a pesar de disponer de la experiencia acumulada desde hace más de 20 años.

Un hecho común es que en los informes de resultados a menudo no se incluyen en los cálculos de mortalidad las pérdidas debidas a la extracción de ejemplares. En algunos casos, no todos, esto podría considerarse como un artificio intencionado para aparentemente disminuir los resultados de mortalidad tan elevados registrados habitualmente.

Por ejemplo, Laborel-Deguen y Laborel (1991c) señalaron la supervivencia de 23 ejemplares respecto a 188 "recogidos y estabulados" al cabo de 2 años de los traslados, lo que implica una supervivencia del 12,2%. Sin embargo, en una nota a pie de tabla indicaron que otros 34 ejemplares habían muerto inmediatamente tras su extracción, lo cual supondría que la supervivencia real de la experiencia fue sensiblemente menor, del 10,4%.

En los trabajos realizados en Ceuta y descritos por Espinosa (2006) y Espinosa *et al.* (2008a) aparentemente no incluyen en la mortalidad calculada la muerte que accidentalmente puede ocurrir durante la extracción de ejemplares (o no se ha podido hallar referencia a ello en el texto). Si ésta hubiera sido semejante a la que se ha descrito en otros trabajos con la especie (Laborel-Deguen y Laborel, 1991c; Autoridad Portuaria de Melilla, 2015a; Zarrouk, 2017; Zarrouk *et al.*, 2018), los valores de mortalidad serían incluso superiores a los ya de por sí elevados descritos en su trabajo.

Respecto a los trabajos del muelle del Titán en Chafarinas (2015), en el informe inicial (Guallart, 2015) se contabilizaba la supervivencia respecto al total de ejemplares extraídos, y por lo tanto afectados por las obras portuarias. Sin embargo, en el informe presentado por Autoridad Portuaria de Melilla (2015a) a los tres meses del traslado se concluye que la mortalidad total "[...] es cercana al 50%. Sin embargo, la tasa de supervivencia en escollera a los tres meses, sin contar los individuos muertos en laboratorio, alcanza el 62,16%, lo que se puede considerar un dato muy alentador para seguir en la línea de investigación de traslocación de ejemplares de forma individual."

En la tesis de Zarrouk (2017) y en la publicación posterior de Zarrouk *et al.* (2018) queda reflejado claramente este hecho, al indicarse detalladamente la metodología empleada y enumerar los ejemplares muertos tras la extracción. En el traslado de Zembretta a Zembra la supervivencia al cabo de un año fue de entre el 30% y el 60% en



función de si se habían reubicado "con" o "sin caja". Pero estos valores deben ser considerados en torno a un 14% menores si se tienen en cuenta los ejemplares dañados o muertos durante la extracción. En el caso del traslado de Zembra a Galite, la supervivencia tras un año cambia del 17,9% calculado a partir de los ejemplares trasladados, al 6,4% si se toman en consideración la totalidad de los ejemplares extraídos.

En el caso de los traslados del muelle Chico en Chafarinas (2014), las consideraciones pueden trascender incluso más allá de la propia metodología de los traslados. Por una parte, la mortalidad de ejemplares registrada fue elevada, en torno al 50% transcurridos varios meses. Pero también se puede considerar, desde un punto de vista más amplio, que los planes de traslado de esta "autorización excepcional por motivos de Defensa nacional" iban dirigidos a procurar la supervivencia en lo posible de los ejemplares de *Patella ferruginea* de la población afectada por determinadas obras, como especie estrictamente protegida. Sin embargo, en los propios informes (Autoridad Portuaria de Melilla, 2014a) se indica que del total de 591 censados y afectados por las obras, se decidió por distintos motivos no actuar sobre 290 de ellos (un 49,1%), lo que significaba su muerte durante las obras. Los tres motivos argumentados tienen que ver con la metodología que se había decidido emplear (el traslado de ejemplares en bloques con una maquinaria determinada) y al hecho de que mediante ésta no podían ser trasladados. Resulta sorprendente que la manera de actuar por parte de la Autoridad Portuaria de Melilla sea aparentemente establecer una metodología y dejar morir a todos los ejemplares que no sean acordes a ella, en vez de recurrir a una actuación más propia para una especie como *P. ferruginea* y diseñar y llevar a cabo las metodologías idóneas para el conjunto de los ejemplares, en este caso "excepcional" de autorización de traslado. A modo de ejemplo, si el número de ejemplares hallados vivos transcurridos tres meses tras los trabajos fue de 113 (Autoridad Portuaria de Melilla, 2014a; p. 35), los cálculos de supervivencia pueden realizarse respecto a los 301 ejemplares trasladados, con un resultado del 37,5%. Sin embargo, de manera global, si se contrasta con la población afectada por las obras, de cuya metodología y desarrollo era responsable la Autoridad Portuaria de Melilla con la autorización correspondiente, la supervivencia fue en realidad del 19,1% respecto a los 591 censados inicialmente.

Existen además otras cuestiones a debate. Por encargo del MAPAMA, Guallart (2014) presentó una síntesis de los condicionantes que podrían influir en una elevada mortalidad asociada a los traslados de *Patella ferruginea*, así como de los factores que deberían tenerse en cuenta si en determinadas ocasiones tuvieran que llevarse a cabo algunos traslados. En este caso, dadas las restricciones establecidas por la propia Estrategia, el autor contempló cuatro situaciones o casos en las que el traslado de ejemplares pudiera ser aconsejable o inevitable. Éstas serían:

- **Caso 1.** *Experiencias dirigidas a investigar diversos aspectos de la biología de la especie y que, por distintas circunstancias, implican o pueden conllevar su traslado entre diversos puntos del litoral.*
- **Caso 2.** *Experiencias llevadas a cabo con el fin de preparar la metodología*



necesaria para posibles futuros trabajos de traslado de la especie entre localidades, con fines de reintroducción o de reforzamiento de los contingentes poblacionales.

- **Caso 3.** *Casos excepcionales, en los que la normativa de protección de esta especie queda supeditada a cuestiones de "Defensa nacional" y, por lo tanto, determinadas obras que pueden afectar a ejemplares de lapa ferruginosa se realizan necesariamente independientemente de su presencia.*
- **Caso 4.** *Eventualidad de ocurrencia de una "catástrofe ecológica" que pudiera aconsejar la extracción y traslado a una zona segura de poblaciones importantes afectadas.*

En todos estos casos puede plantearse cuál sería el porcentaje de mortalidad "razonable" o "admisible" para los trabajos con esta especie estrictamente protegida. Parece evidente que, en el caso de obras en el litoral, el traslado de ejemplares como "medida compensatoria" es inadmisibile si supone en promedio la mortalidad de en torno al 50% de ejemplares en pocos días tras el traslado, y una supervivencia alrededor del 10% al cabo de un año.

Las experiencias conocidas de traslados de bloques, en particular las llevadas a cabo en el muelle Chico de Chafarinas, indican asimismo resultados muy desalentadores. Aparte de las contradicciones señaladas entre las fuentes disponibles, se destacan numerosos incidentes (rotura de bloques y subducción en los fondos de destino o desprendimiento de ejemplares, entre otros) que en algunos casos supusieron la muerte del 100% de ejemplares. De cualquier modo, la mortalidad registrada es semejante a la descrita en otras experiencias de traslados clásicos, del orden del 50% en poco tiempo. A ello hay que sumar que se trataría de una obra relativamente sencilla, de un pequeño muelle de como mucho algunas decenas de metros de longitud y de bloques de pocas toneladas, por lo que no debería en absoluto tomarse como referencia para obras de mayor magnitud, en obras portuarias con escolleras constituidas por centenares o miles de bloques de grandes dimensiones, del orden de decenas de toneladas.

En su momento habrá que analizar no sólo los resultados de mortalidad, sino también de viabilidad económica y técnica a media escala, incluyendo la toma de decisiones de los enclaves de origen y de destino, la tecnología necesaria para trasladar grandes bloques de escollera y colocarlos con precisión centimétrica en sus cotas adecuadas, el proceso de asentamiento de los bloques, el comportamiento de las lapas durante los movimientos y vibraciones del sustrato sobre el que se asientan, entre otros.

Las experiencias realizadas recientemente en Túnez (Zarrouk, 2017; Zarrouk *et al.*, 2018), trasladando adultos con fines de reproducción desde la isla de Zembra al archipiélago de La Galite confirman los planteamientos de la actual Estrategia: el traslado de adultos procedentes de una población natural supone una merma en la población reproductora de la isla donante, seguido de una mortalidad elevada de ejemplares en la localidad de destino y sin un incremento relevante de la población en este último. Es por ello que en la Estrategia se estableció *"Desestimar el traslado de ejemplares [...] y la introducción o reintroducción de la especie a partir de ejemplares*



adultos procedentes de poblaciones naturales" (p. 27). La reiteración de estos trabajos podría simplemente suponer una amenaza para la población de Zembra sin llegar a conseguir una nueva localidad reproductivamente viable en La Galite. Precisamente, ante este riesgo, de acuerdo con la Estrategia actual (MMAMRM, 2008) no se habría permitido este tipo de trabajos en territorio español. Por ello, la Estrategia establece que *"La introducción de ejemplares [...] debería basarse, por tanto, exclusivamente en la aportación de juveniles obtenidos mediante técnicas de acuicultura (captación y reproducción controlada) [...]"* (p. 27).

Respecto a otros aspectos de los traslados, la información científica disponible es escasa y en parte contradictoria. Espinosa (2006) y Espinosa *et al.* (2008b), como resultado de los trabajos realizados en Ceuta, señalaron que la supervivencia era mayor en los ejemplares juveniles, sugiriendo que estos grupos de ejemplares podrían ser mejores candidatos a los traslados. En cambio, Laborel-Deguen y Laborel (1991c) en sus traslados entre Córcega y Port Cros, indicaron lo contrario, observando una mayor mortalidad entre los ejemplares menores de 35 mm.

De cualquier modo, lo anteriormente expuesto indica que actualmente no hay metodologías que hagan posible trasladar ejemplares *P. ferruginea* con un elevado porcentaje de supervivencia. Las causas pueden ser diversas: el daño en las partes blandas durante la separación del ejemplar del sustrato, el gasto energético asociado a la necesidad de adaptarse a una nueva huella y la variabilidad individual en cuanto a la capacidad para llevar a cabo este proceso, la idoneidad de las épocas en que se han llevado a cabo los trabajos de traslado, los procedimientos para reubicar los ejemplares en un nuevo sustrato o la idoneidad de la nueva localidad elegida. Algunos de estos factores, o varios de ellos de manera sinérgica, podrían ser la causa de la elevada mortalidad observada durante los traslados. Guallart (2014) presenta una síntesis de los factores que pueden afectar en este sentido.

Tal vez, una de las cuestiones clave es cuál sería el porcentaje "asumible" o "admisible" de mortalidad para los trabajos de "traslado" de esta especie estrictamente protegida. Evidentemente, cuando se trata del manejo o traslado de ejemplares del medio natural (incluido entre ellos los localizados de manera espontánea sobre sustratos artificiales), el porcentaje admisible es mínimo o nulo, en el caso de esta especie con el máximo grado de protección en la legislación española. Incluso en los casos expuestos anteriormente en que podría estar excepcionalmente justificado dentro de la Estrategia el traslado de ejemplares, los casos 1, 3 y 4 deberían estar sujetos a condiciones en que el número de ejemplares fuera bajo y la probabilidad de supervivencia máxima.

En el caso 2, que estaría relacionado con lo indicado en el apartado 12.2 y establecido explícitamente en la Estrategia (*"La introducción de ejemplares [...] debería basarse, por tanto, exclusivamente en la aportación de juveniles obtenidos mediante técnicas de acuicultura (captación y reproducción controlada) [...]"*, p. 27) se supone que la mortalidad de ejemplares asumible podría ser sensiblemente mayor, al menos por dos motivos: 1) se trataría de ejemplares no extraídos de su hábitat natural y, por lo tanto, la mortalidad asociada no afectaría directamente a las escasas poblaciones viables aún



existentes; y 2) en las técnicas de cultivo de especies marinas, se asumen generalmente mortalidades más o menos importantes en las diferentes etapas (por ejemplo, suelen ser muy elevadas durante la metamorfosis de las larvas).

De cualquier modo, incluso en este último caso, los intentos por desarrollar técnicas para minimizar la mortalidad de ejemplares de *P. ferruginea* ante posibles traslados (acordes siempre a la legislación vigente) deberían ser incluidos entre las líneas de investigación prioritarias dirigidas a la conservación y recuperación de la especie.

Durante los últimos años se han propuesto una serie de protocolos o recomendaciones para el traslado de ejemplares de *P. ferruginea*. El primero de ellos fue posiblemente el presentado por CMA (2006b), al cual se han sucedido los propuestos por STARESO (2013), Zarrouk (2017), Zarrouk *et al.* (2018) o las recomendaciones de Guallart (2014), incidiendo cada uno de ellos en diferentes aspectos. A éstos habría que sumar algunas sugerencias de protocolos en diferentes trabajos que pueden ser de utilidad en el manejo de ejemplares de la especie (Guallart *et al.*, 2013a, 2013b).

Por último, hay que destacar que actualmente existe un proyecto en curso (LIFE REMoPaF) cuyo objetivo último es el traslado de un cierto número de ejemplares juveniles desde la escollera del puerto de Melilla a un lugar de la bahía de Algeciras. Cabe esperar que tanto el planteamiento como el desarrollo de los trabajos sea acorde a lo establecido en la actual Estrategia.

En resumen, y dada la elevada mortalidad resultante de las experiencias conocidas de traslados de ejemplares de lapa ferrugínea, debe mantenerse en la actualización de la Estrategia desestimar el traslado de ejemplares, y la introducción o reintroducción de la especie a partir de ejemplares adultos o juveniles procedentes de poblaciones naturales, excepto con fines de investigación científica destinada a la conservación de la especie debidamente justificados.

12.2. Obtención de juveniles mediante técnicas de acuicultura

Dadas dos premisas señaladas anteriormente, 1) la supuesta escasa capacidad de dispersión de la especie, que recomendaría en principio la necesidad de trasladar y reintroducir ejemplares en zonas donde ha desaparecido recientemente o donde sus poblaciones requieren un refuerzo en su número, y 2) la elevada tasa de mortalidad derivada de los traslados, en la primera redacción de la Estrategia se consideró que la reintroducción de ejemplares en zonas que así lo requirieran, se hiciera exclusivamente mediante juveniles obtenidos por medio de técnicas de acuicultura.

En el campo de la acuicultura de moluscos existen dos técnicas básicas para la obtención de juveniles (a menudo citadas como “semilla”): 1) mediante fecundación controlada en laboratorio; y 2) mediante el uso de colectores en el medio natural (Helm *et al.*, 2006). A ambas técnicas se hace referencia explícitamente en la Estrategia.

12.2.1. Fecundación controlada

Algunos autores, como Frenkiel (1975) y Laborel-Deguen y Laborel (1990b, 1991b), señalaron que en *P. ferruginea* era relativamente fácil conseguir la fecundación y la



obtención de embriones, e incluso de larvas trocóforas, simplemente juntando gametos extraídos de ejemplares diseccionados, si bien no aportaron información de ninguna experiencia concreta.

Existen pocos trabajos acerca de técnicas de cultivo en lapas, probablemente porque las especies de este grupo, a pesar de que a menudo son objetivo del marisqueo (ver apartado 11.1), no han sido objetivo de producción mediante acuicultura. Sin embargo, se conoce con bastante detalle el desarrollo larvario de distintas especies de lapas. Algunos son trabajos clásicos de finales del siglo XIX, en los que se utilizó este grupo como modelo para la descripción del desarrollo larvario de los moluscos gasterópodos, si bien todos ellos se basaban en fecundaciones realizadas a partir de gametos obtenidos mediante la disección de ejemplares adultos (Patten, 1886; Wilson, 1904; Smith, 1935; Dodd, 1956). La inducción a la freza se ha conseguido solamente en algunas especies de lapas y no de una manera regular (Kay y Emler, 2002).

En las islas Chafarinas, Guallart *et al.* (2006a), en un primer ensayo realizado en 2005, obtuvieron larvas de *P. ferruginea* hasta el estado de velígeras pretorsionales 40 horas después de la fecundación. Años después, Espinosa *et al.* (2010) realizaron algunos ensayos dirigidos a intentar la fecundación de esta especie, pero únicamente llegaron a obtener larvas velígeras pretorsionales (por su aspecto posiblemente anómalas), 27 horas tras la fecundación. Estos autores incluyeron entre las hipótesis de su falta de éxito en el cultivo de larvas de *P. ferruginea* las posibles “restricciones biológicas” [“*biological constraints*”] de la especie, más que las dificultades para desarrollar una metodología adecuada.

Por su parte, Guallart *et al.* (2010b) presentaron los resultados del desarrollo larvario de *P. ferruginea* ensayando técnicas de maduración artificial de ovocitos mediante alcalinización del agua. Dichos autores obtuvieron larvas hasta la fase de pedivelígeras reptantes premetamórficas de 65 horas de edad. Esta metodología había sido sugerida por diferentes autores para la maduración artificial de ovocitos en otras especies de la familia Patellidae (Hodgson *et al.*, 2007; Aquino de Souza *et al.*, 2009).

Siguiendo esta línea, en trabajos posteriores se consiguió completar la fase larvaria, obtener y describir postlarvas y juveniles e incluso cerrar el ciclo biológico de la especie, es decir, obtener ejemplares sexualmente maduros procedentes de fecundación artificial (Anónimo, 2012; Guallart *et al.*, 2013d, 2013e, 2017).

En el estado actual de conocimientos, estos ensayos presentan, sin embargo, algunas claras limitaciones relativas al planteamiento establecido en la Estrategia de obtención de juveniles mediante técnicas de acuicultura. Estas limitaciones se centran en que, 1) no se ha conseguido inducir de manera controlada la freza y, 2) el porcentaje de juveniles obtenidos respecto al de larvas premetamórficas es extremadamente bajo.

Estas limitaciones implicarían que, en el estado actual de conocimientos técnicos, los juveniles obtenidos serían muy poco viables para un plan amplio de reproducción y reintroducción, ya que, 1) la obtención de gametos, al menos de ovocitos, requiere el sacrificio de un número más o menos significativo de hembras adultas de esta especie protegida y, 2) incluso si se consiguiera una tasa de supervivencia razonable tras la



metamorfosis, si estas experiencias procediesen de gametos obtenidos de un número reducido de adultos (dada la necesidad actual de sacrificar hembras para obtener ovocitos), la diversidad genética de los juveniles producidos sería probablemente muy baja como para hacer recomendable la reintroducción o reforzamiento de poblaciones.

Trabajos de investigación futuros deberían permitir desarrollar técnicas de fecundación controlada de *P. ferruginea* en laboratorio, con una mortalidad mínima de adultos, inducción a la freza y un porcentaje de viabilidad de postlarvas y juveniles adecuado. De cualquier modo, cabe concluir que no existen *a priori* "restricciones biológicas" ["*biological constraints*"] para el cultivo de la especie como había sido sugerido previamente por Espinosa *et al.* (2010).

12.2.2. Colectores en el medio natural

La segunda técnica de acuicultura para la obtención de juveniles consiste en la instalación de colectores en el medio natural.

En las islas Chafarinas, Guallart (2008, 2010) ensayó el uso de estructuras denominadas "sustratos desmontables" ("SDs"), consistentes en elementos rígidos, de diferentes materiales, instalados junto al litoral y con tres características principales: 1) eran desmontables y reinstalables con una cierta facilidad; 2) presentaban superficies a una cota (altura respecto al nivel del mar) que correspondía a la del hábitat propio de *P. ferruginea*, y 3) los SDs no se situaban sobre el litoral, en el sustrato donde se localizaban ejemplares de esta especie, lo cual hubiera supuesto una competencia espacial con la población natural local. Por el contrario, los SDs se instalaron en plataformas someras del piso mediolitoral inferior y por sus propias características de tamaño (grosor, fundamentalmente), se elevaban lo suficiente para presentar su superficie en una cota correspondiente al mediolitoral superior, el hábitat de *P. ferruginea*.

Los SDs utilizados en Chafarinas tenían un propósito múltiple. Si bien uno de ellos fue el ensayo de traslado de ejemplares (las recomendaciones del protocolo de CMA, 2006b se basaban en buena parte en las experiencias realizadas con estas estructuras en Chafarinas), el segundo propósito consistía en su uso potencial como "colectores de juveniles en el litoral". En este segundo caso, al no hallarse sobre el hábitat de la especie, las postlarvas y posteriores juveniles que pudieran fijarse sobre ellos se considera que no corresponderían a la recolección de juveniles del medio natural y no serían una competencia en su reclutamiento.

Un segundo ensayo de colectores en las islas Chafarinas consistió en el diseño de una instalación de "colectores flotantes de juveniles". Éstos se desarrollaron dentro del marco del Proyecto Cero en las islas Chafarinas, aprovechando la existencia de una estructura flotante ubicada entre las islas de Isabel II y Rey Francisco. Con este fin se emplearon colectores de diferentes formas y materiales. De nuevo, los juveniles fijados en estos colectores se puede considerar que corresponderían a larvas que podrían haber llegado o no al litoral y que, por lo tanto, su asentamiento en los colectores flotantes no afectaba a la dinámica natural de la población de las Chafarinas. Los resultados obtenidos en este tipo de colectores fueron positivos y son descritos en parte en



Guallart *et al.* (2013e). Uno de los hechos destacados por estos autores, y que constituye sin duda una limitación en la aplicación de esta técnica para la obtención de juveniles, es la elevada correlación entre la abundancia de los juveniles de *P. ferruginea* obtenidos en estos colectores y la del reclutamiento natural en la roca mediolitoral. Dada la elevada variabilidad interanual del éxito del reclutamiento en la especie a nivel local (Guallart *et al.*, 2012a), la obtención de juveniles mediante esta técnica constituiría un procedimiento poco predecible, poco planificable e incluso simplemente azaroso. A pesar de ello, este procedimiento fue planteado como una metodología poco invasiva, relativamente económica y que permitiría obtener juveniles para su traslado con una apropiada diversidad genética (Guallart *et al.*, 2013e).

El proyecto LIFE-REMoPaF, actualmente en curso, tiene unos objetivos y una metodología que no han podido ser contrastadas con detalle, a pesar de que en varias ocasiones se ha solicitado información a sus responsables. Su respuesta ha sido la de remitir a documentos muy generales o a la página de Internet del proyecto (<http://www.liferemopaf.org/>). Cabe resaltar que en la información disponible en estos documentos se indica que el objetivo general del proyecto sería el traslado de juveniles desde el puerto de Melilla hasta una zona de la bahía de Algeciras, algo que en principio quedaría al margen de la Estrategia (MMAMRM, 2008), salvo que fuera con fines meramente experimentales. En cambio, se señala que *"El proyecto se basa en la recuperación de la población de Patella ferruginea, especie en peligro de extinción mediante la captación de pequeños reclutas en el puerto de Melilla y trasladarlos posteriormente a la bahía de Algeciras (Puerto Alcaidesa) para que la especie pueda incrementar sus efectivos en zonas donde presenta una baja densidad poblacional."* (http://www.liferemopaf.org/?page_id=116).

En la misma página se indica que *"La Estrategia para la conservación de la lapa ferruginea (Patella ferruginea) en España (MAGRAMA, 2009) [sic] recomienda no trasladar ejemplares dada la elevada mortalidad que hasta la fecha lleva asociada, en tanto no se dispongan de guías metodológicas que permitan evaluar la afección de la especie así como de criterios de manejo y técnicas contrastadas que permitan la reintroducción de la especie sin daño alguno."* [...] *"Precisamente con esta finalidad última es con la que se ha desarrollado este proyecto, donde se pretende demostrar que la metodología aquí expuesta puede permitir la reintroducción y recuperación de la especie."* En esta página se destacan una serie de objetivos sin duda ambiciosos pero no necesariamente acordes con la Estrategia o la legislación actual (http://www.liferemopaf.org/?page_id=92). Entre ellos se encuentran:

- **Sostenibilidad:** Promover un nuevo protocolo específico para el manejo de *Patella ferruginea*.
- **Replicabilidad:** Aplicación de esta tecnología en otras zonas (costas española, francesa, italiana y marroquí) y en otras especies.
- **Innovación:** Desarrollo de AIMS (Artificial Inert Mobile Sustrat) mediante tecnología de Impresión 3D y/o métodos tradicionales para traslado de ejemplares.



- ***Nueva estrategia de recuperación de la especie:*** Mediante el transporte de especímenes de *Patella ferruginea* desde el Área Donante (Melilla) con una población representativa al Área Receptora (Algeciras) con una población en regresión.

La escasa información disponible, incluidas algunas notas de prensa, parece indicar que en realidad lo que se pretende es instalar toda una serie de AIMS (elementos semejantes a los descritos previamente como SDs en diferentes trabajos, pero con la particular diferencia de que serían producidos en parte por técnicas de impresión 3D) en el litoral de Melilla, en particular en la parte exterior de la escollera del puerto, donde se localiza una importante población de *P. ferruginea* (Guallart *et al.*, 2013c). En caso de ser cierta esta apreciación (no se dispone de información en otro sentido), se estaría haciendo una interpretación inadecuada de lo que establece la Estrategia: la colocación de sustratos sobre la escollera del puerto no podría considerarse como el uso de “colectores” para la obtención de juveniles “mediante técnicas de acuicultura”, sino que en realidad estos sustratos competirían directamente con la especie sobre el hábitat que actualmente habitan y los juveniles que se fijaran sobre ellos serían “hurtados” al reclutamiento natural de la especie.

13. MEDIDAS DE GESTIÓN Y CONSERVACIÓN

En este capítulo se resumen el marco legal general en el que se halla la especie y, en diferentes apartados, el marco legal específico, el grado de cumplimiento de la legislación vigente y de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea desde su aprobación en 2008, los resultados de las medidas de gestión y conservación adoptadas desde entonces y la problemática reciente asociada, junto a las recomendaciones a incluir en la actualización de la Estrategia.

13.1. Marco legal general

En el Coloquio Internacional “Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée” (Carry-Le-Rouet, 18-19 de noviembre de 1989) se empezó a constatar la regresión de *Patella ferruginea* (Laborel-Deguen & Laborel, 1991a; Porcheddu & Milella, 1991). El grupo de expertos reunidos con esa ocasión consideró que la especie estaba amenazada de desaparición en toda su área de distribución y propuso inscribirla en la lista de especies protegidas en España, Francia, Italia, Túnez y Argelia, y a nivel de la Comunidad Económica Europea (Chauvet *et al.*, 1991).

Patella ferruginea fue incluida en mayo de 1992 en el Anexo IV (Especies de animales y plantas de interés comunitario que requieren una protección estricta) de la Directiva de Hábitats (CEE, 1992). En noviembre de 1996 (UNEP, 1996), fue incluida en el Anexo II (Lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (1976). En diciembre de 1996 fue incluida en una enmienda ([https://www.coe.int/en/web/bern-convention/appendices#%2212480131%22:\[5\]](https://www.coe.int/en/web/bern-convention/appendices#%2212480131%22:[5])) al Anexo II (Especies de fauna estrictamente protegida) del Convenio de Berna (1979; <https://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/104>).

Patella ferruginea no ha sido todavía evaluada para su inclusión en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Se recomienda incluir en la actualización de la Estrategia, como uno de los objetivos del apartado de protección de la especie, desarrollar el proceso adecuado para su evaluación e inclusión en la Lista Roja (UICN, 2012; IUCN, 2013a).

En España, *Patella ferruginea* fue incluida en junio de 1999 (BOE, 1999) en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas con la categoría de especie en peligro de extinción, bajo el nombre común de lapa ferrugínea. La Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007a), la incluye en su Anexo V (especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta), y el Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011a), la incluye en su Anexo “Relación de Especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en su caso, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, en la categoría “en peligro de extinción”.



A nivel autonómico, fue incluida como especie en peligro de extinción en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, un instrumento que deriva de la Ley 8/2003 de la flora y fauna silvestres (BOJA, 2003) y desarrollado en el Decreto 23/2012, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y fauna silvestres y sus hábitats (BOJA, 2012). Con esa categoría de amenaza figura en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía (Moreno y Arroyo, 2008).

La Ley 42/2007, en su artículo 58.1a) define "En peligro de extinción" como los *"taxones o poblaciones cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando"*. El Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011a), define en su artículo 5.2a) "En peligro de extinción" como la *"especie, subespecie o población de una especie cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando"*. El preámbulo del Real Decreto 139/2011 expresa: *"Además de la protección general que la Ley 42/2007 confiere a esas especies y a su hábitat, su inclusión en el Listado conlleva la necesidad de llevar a cabo periódicamente una evaluación de su estado de conservación. Para ello se debe disponer de información sobre los aspectos más relevantes de su biología y ecología, como base para realizar un diagnóstico de su situación y evaluar si el estado de conservación es o no favorable. Esta evaluación es la que permitirá justificar cambios en el Listado y en el Catálogo"*. El apartado 3.5 de la Ley 42/2007 define "conservación" como el *"mantenimiento o restablecimiento en estado favorable del patrimonio natural y la biodiversidad, en particular, de los hábitats naturales y seminaturales de las poblaciones de especies de fauna y de flora silvestres, así como el conjunto de medidas necesarias para conseguirlo"*.

De lo anterior se deduce que, aunque la Ley 42/2007 no detalla los objetivos a alcanzar en la conservación de una especie en peligro de extinción ni las medidas adecuadas para ello, el objetivo sería alcanzar o mantener el "estado de conservación favorable" de la especie en sus hábitats naturales y seminaturales. El "estado de conservación favorable de una especie" se define como sigue en el artículo 3.16 de la Ley 42/2007 y en el 2.10 del Real Decreto 139/2011: *"cuando su dinámica poblacional indica que sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats a los que pertenece; el área de distribución natural no se está reduciendo ni haya amenazas de reducción en un futuro previsible; existe y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo"*. Se entiende por "estado de conservación de una especie" (artículo 2.9 del Real Decreto) la *"situación o estatus de dicha especie, definido por el conjunto de factores o procesos que actúan sobre la misma y que pueden afectar a medio y largo plazo a la distribución y tamaño de sus poblaciones en el ámbito geográfico español"*.

En relación con las competencias de las Administraciones Públicas sobre biodiversidad marina, el artículo 6.1 de la Ley 42/2007 establece que *"corresponde a la Administración General del Estado, a través del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, el ejercicio de las funciones a las que se refiere esta ley, con respecto a todas"*



las especies, espacios, hábitats o áreas críticas situados en el medio marino, sin perjuicio de las competencias de las comunidades autónomas del litoral". El artículo 6.4 establece que "corresponde a las comunidades autónomas el ejercicio de las funciones a las que se refiere esta ley con respecto a especies (excepto las altamente migratorias) y espacios, hábitats o áreas críticas situados en el medio marino, cuando exista continuidad ecológica del ecosistema marino con el espacio natural terrestre objeto de protección, avalada por la mejor evidencia científica existente".

Como se indica en el capítulo 7.1, la mejor evidencia científica existente avala que *Patella ferruginea* es una especie marina que se encuentra en un hábitat marino con evidente continuidad ecológica con el ecosistema marino (en su fase adulta habita en la franja mediolitoral, bañada periódicamente por el mar, mientras que su fase larvaria transcurre completamente en la columna de agua a merced de las corrientes marinas), por lo que no cabe considerar que corresponda en exclusiva a las comunidades autónomas el ejercicio de las funciones a las que se refiere la Ley 42/2007 con respecto a las especies y los hábitats situados en el medio marino. La adecuada conservación de esta especie en peligro de extinción es una responsabilidad compartida por todas las administraciones (incluida la administración local) y depende de una estrecha colaboración y coordinación entre todas ellas.

En el caso concreto de las especies incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, el preámbulo del Real Decreto 139/2011 establece que: *"debe realizarse una gestión activa de sus poblaciones mediante la puesta en marcha de medidas específicas por parte de las administraciones públicas. Estas medidas se concretarán en la adopción de estrategias de conservación y de planes de acción. En este sentido, la Ley 42/2007 confiere un marco legal a las estrategias de conservación de especies amenazadas y de lucha contra las principales amenazas para la biodiversidad, identificándolas como documentos técnicos orientadores para la elaboración de los planes de conservación y recuperación que deben aprobar las comunidades autónomas y las ciudades con estatuto de autonomía, sin perjuicio de las competencias de la Administración General del Estado sobre biodiversidad marina, tal como establece el artículo 6 de la citada Ley 42/2007, de 13 de diciembre".*

El artículo 60.1 de la Ley 42/2007 consolidada establece que, para las especies amenazadas presentes en más de una comunidad autónoma, como es el caso de *Patella ferruginea*, la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente aprobará estrategias de conservación, que constituirán el marco orientativo de los planes de recuperación, e incluirán al menos un diagnóstico de la situación y de las principales amenazas para las especies, incluyendo los impactos previstos del cambio climático, y las acciones a emprender para su recuperación.

Las Estrategias de conservación de especies en peligro de extinción incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, según el artículo 11 del Real Decreto 139/2011, se constituyen como criterios orientadores o directrices de los planes de recuperación, que deben elaborar y desarrollar las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía, o el MARM en el ámbito de sus competencias en el medio marino, de acuerdo con el artículo 6 de la Ley 42/2007. En la elaboración de las



estrategias se dará prioridad a las especies en mayor riesgo de extinción. El artículo 11.3 establece que, en el caso de especies amenazadas que compartan similares distribuciones geográficas, hábitat, requerimientos ecológicos o problemáticas de conservación, podrán elaborarse estrategias multiespecíficas y, en consecuencia, los planes de conservación podrían tener el mismo carácter. Dicho artículo establece que los planes de recuperación o conservación para las especies o poblaciones que vivan exclusivamente o en alta proporción en espacios naturales protegidos, Red Natura 2000 o en áreas protegidas por instrumentos internacionales, podrán ser articulados a través de las correspondientes figuras de planificación y gestión de dichos espacios. El artículo 11.4 establece el contenido mínimo de las estrategias de conservación (identificación de la especie, delimitación del ámbito geográfico de aplicación, identificación y descripción de los factores limitantes o de amenaza para la especie, evaluación de las actuaciones realizadas, diagnóstico del estado de conservación, finalidad a alcanzar, con objetivos cuantificables, criterios para la delimitación y ubicación de las áreas críticas, criterios orientadores sobre la compatibilidad entre los requerimientos de las especies y los usos y aprovechamientos del medio, acciones recomendadas para eliminar o mitigar el efecto de los factores limitantes o de amenaza identificados y periodicidad de actualización). El 11.5 establece que las estrategias serán elaboradas por la Dirección General y las comunidades autónomas y las ciudades con estatuto de autonomía en el marco de los comités especializados de la Comisión y serán aprobadas por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, a propuesta de la Comisión, previa consulta al Consejo Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Las estrategias serán publicadas en el Boletín Oficial del Estado. Finalmente, el 11.6 establece que la Dirección General se encargará de coordinar la aplicación de las estrategias.

Por último, el Real Decreto 864/2018, por el que se desarrolla la estructura orgánica básica del Ministerio para la Transición Ecológica (BOE, 2018), establece que la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar tiene encomendadas, entre otras, la función de formulación, adopción y seguimiento de estrategias, planes, programas y medidas para la conservación de la diversidad biológica y de los recursos del medio marino, particularmente en lo que se refiere a las especies y hábitats marinos amenazados, en coordinación, en su caso, con otros órganos del departamento con competencias en la materia.

La Conferencia Sectorial de Medio Ambiente aprobó el 30 de mayo de 2008 la "Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España" (MMAMRM, 2008), actualmente vigente. Dicha Estrategia establece en su apartado 7 la obligación de realizar una revisión en profundidad de la misma en un plazo de cinco años, incluyendo en dicho proceso tanto la redefinición de los objetivos como el detalle de las actuaciones concretas previstas para su cumplimiento, si ello fuera necesario. Transcurridos 9 años desde la aprobación de la Estrategia, el avance del conocimiento científico y técnico sobre la especie y los cambios legislativos ocurridos desde entonces hacen necesaria una nueva versión revisada de la Estrategia. El informe que ha dado lugar a esta publicación constituye la base de conocimiento científico y técnico



necesaria para abordar esa revisión en profundidad.

Además de la Ley 42/2007, para la gestión y conservación de la lapa ferrugínea debe considerarse la Ley 41/2010, de protección del medio marino (BOE, 2010), que es la trasposición al ordenamiento jurídico español de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina de la Comisión Europea (CE, 2008). El artículo 3.4 de la Ley 41/2010 establece que *"cualquier actividad que suponga el manejo de especies marinas de competencia estatal incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas o en los anexos de la Ley 42/2007[...] estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Dicha autorización se concederá si la actividad se considera compatible con la estrategia marina correspondiente, de conformidad con los criterios que se establezcan reglamentariamente, previo informe de la comunidad autónoma afectada en el supuesto de actividades que se vayan a realizar en espacios naturales declarados por éstas en virtud de lo dispuesto en el artículo 36.1 de la Ley 42/2007"*.

El artículo 9.2 de la Ley 41/2010, en el que se define el buen estado ambiental, establece que, en todo caso, el buen estado ambiental del medio marino implicará necesariamente, entre otros requisitos, *"que las especies y los hábitats marinos estén protegidos, se prevenga la pérdida de la biodiversidad inducida por el hombre y los diversos componentes biológicos funcionen de manera equilibrada"*.

El artículo 14.3 de la Ley 41/2010 establece, en relación con el contenido de las estrategias marinas, que *"los programas de medidas podrán incluir medidas específicas para la protección de especies y tipos de hábitats, en particular, la elaboración y aplicación de Estrategias y Planes de Recuperación y Conservación de especies marinas del Catálogo Español de Especies Amenazadas"*.

El artículo 28 de la misma Ley 41/2010 establece que, *"para la consecución de los objetivos de conservación de la biodiversidad marina, y de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España en particular, la Administración General del Estado, a través del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino"*, realizará, entre otras, la función de *"aprobar y aplicar los Planes de Recuperación y Conservación de especies marinas incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas que sean de competencia estatal, según lo previsto en la Ley 42/2007"* (artículo 28.i).

La Ley 41/2010, entre los descriptores cualitativos para determinar el buen estado ambiental (Anexo II), define textualmente **"Se mantiene la biodiversidad. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de las especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas"**.

En la parte correspondiente al descriptor 1 (biodiversidad) de la Estrategia Marina para la demarcación del Estrecho y Alborán (MAGRAMA, 2012a), y con vistas a la aplicación del concepto "Evaluación inicial" en este descriptor, se entiende por **"Se mantiene la biodiversidad"**:

a) *No se producen más pérdidas de diversidad dentro de cada especie (diversidad genética intra-específica), entre especies y de los hábitats/comunidades y los ecosistemas a escalas ecológicamente relevantes,*

b) *Deberá plantearse la restauración de los atributos de la diversidad biológica*



evaluados que estén por debajo de unos niveles objetivo definidos para el Buen Estado Ambiental (BEA), (p. ej. mediante un programa de medidas) para alcanzar un estado mejorado, más próximo a dichos niveles, hasta donde las condiciones intrínsecas lo permitan (cf. art. 1.2a) y

c) Cuando el uso del medio marino es sostenible, es decir, el nivel de impactos medible no compromete las dos condiciones anteriores.

Las pérdidas o cambios en los componentes de la biodiversidad evaluados son referidas a las que se producen por la presión de la actividad humana (antrópica), de forma que la identificación y cuantificación de estas presiones y sus efectos en las especies y hábitats será una pieza clave para la evaluación de este descriptor.

Asimismo, respecto a los objetivos ambientales, la Estrategia Marina para la demarcación del Estrecho y Alborán (MAGRAMA, 2012b) señala que, en el contexto de las iniciativas de recuperación de especies y restauración de hábitats, debe entenderse como uno de los principales objetivos el mantenimiento o logro del estado de conservación favorable de los tipos de hábitats y de las especies de interés comunitario existentes, y la reducción de la categoría de amenaza de las especies y hábitats incluidos en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición.

Patella ferruginea habita dentro del dominio público marítimo-terrestre y, por tanto, también es de aplicación a la especie el régimen de protección del dominio público establecido en la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas (texto consolidado, 11 de diciembre de 2015; BOE, 1988), especialmente lo establecido en el título II. En particular, el artículo 20 establece que *“la protección del dominio público marítimo-terrestre comprende la defensa de su integridad y de los fines de uso general a que está destinado; la preservación de sus características y elementos naturales y la prevención de las perjudiciales consecuencias de obras e instalaciones, en los términos de la presente Ley”*.

13.2. Conservación *in situ*

13.2.1. Marco legal específico

El artículo 3 de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007a) define la conservación *in situ* como *“la conservación de los ecosistemas y los hábitats naturales y seminaturales, el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables de especies silvestres en sus entornos naturales y, en el caso de las especies domesticadas y cultivadas, en los entornos en que hayan desarrollado sus propiedades específicas”*. El Real Decreto 139/2011 (BOE, 2011a), precisa en su artículo 2 esta definición como la *“conservación de los ecosistemas y los hábitats naturales y seminaturales mediante el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables de especies silvestres en sus entornos”*. La Directiva de Hábitats (CEE, 1992) define como *“hábitats naturales”*, *“las zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales”*.

Para la conservación *in situ* de cualquier especie en peligro de extinción es esencial disponer de datos actualizados de la distribución y del estado de conservación de las



poblaciones de la especie. Además de la protección general que la Ley 42/2007 confiere a las especies amenazadas y a su hábitat, su inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas conlleva la evaluación periódica de su estado de conservación (artículo 56.3). Para ello, el Real Decreto 139/2011 establece en su preámbulo que *“se debe disponer de información sobre los aspectos más relevantes de su biología y ecología, como base para realizar un diagnóstico de su situación y evaluar si el estado de conservación es favorable o desfavorable. Esta evaluación es la que permitirá justificar cambios en el Listado y en el Catálogo”*.

En la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (MMAMRM, 2008) se recomienda el control anual de las poblaciones reproductoras, realizando un censo exhaustivo de la especie al menos cada cuatro años. Con posterioridad a la aprobación de la Estrategia, el Real Decreto 139/2011 (BOE, 2011), establece en su artículo 9 que las especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas serán objeto de un seguimiento por parte de las comunidades autónomas o ciudades con estatuto de autonomía en cuyo territorio se localicen dichas especies, con el fin de realizar una evaluación periódica de su estado de conservación. Ese artículo establece además, que, para las especies incluidas en el Catálogo, y a no ser que la estrategia de la especie señale una periodicidad distinta, las evaluaciones se efectuarán como máximo cada tres años para las especies “en peligro de extinción”. La evaluación incluirá información sobre la evolución del área de distribución de la especie y el estado de conservación de sus poblaciones, con especial referencia a las estadísticas de capturas o recolección, muertes accidentales y a una valoración de su incidencia sobre la viabilidad de la especie. En el caso de especies incluidas en la categoría “en peligro de extinción” del Catálogo, la evaluación incluirá, siempre que sea posible, información sobre los siguientes aspectos:

- a) Cambios en su área de distribución, tanto de ocupación como de presencia.
- b) Dinámica y viabilidad poblacional.
- c) Situación del hábitat, incluyendo una valoración de la calidad, extensión, grado de fragmentación, capacidad de carga y principales amenazas.
- d) Evaluación de los factores de riesgo.

En la parte correspondiente al descriptor 1 (biodiversidad) de la Estrategia Marina para la demarcación del Estrecho y Alborán (MAGRAMA, 2012a), se establecen los siguientes criterios de evaluación a nivel de especie:

Criterio: 1.1. Distribución de las especies.

Indicador: 1.1.1. Área de distribución.

Indicador: 1.1.2. Patrón de distribución dentro del rango de distribución y zona cubierta por la especie (para especies sésiles / bentónicas).

Criterio: 1.2. Tamaño de la población.

Indicador: 1.2.1. Biomasa y/o abundancia de la población.

Criterio: 1.3. Estado de la población. Características demográficas (estructura de tallas, sex-ratio, fecundación, supervivencia).

Indicador: 1.3.1 Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas.



En el subprograma de seguimiento “Especies Bentónicas Protegidas-Demarcación Estrecho y Alborán” de las Estrategias Marinas para la demarcación del Estrecho y Alborán (MAGRAMA, 2014), se establece un seguimiento de indicadores de aquellas especies bentónicas (invertebrados, macroalgas y angiospermas marinas) que están incluidas en el Convenio de Barcelona, Convenio de Berna, Catálogo Español de Especies Amenazadas y Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas. Este subprograma establece una frecuencia de muestreo cada dos años, y resume la metodología a seguir, como se ha comentado en el apartado 4.1.

13.2.2. Estado de conservación

En otros apartados (6.2.1 y 6.6) se ha expuesto el estado actual de las poblaciones de *Patella ferruginea* conocidas en España y estimado, en su caso, las variaciones en su abundancia junto a un análisis de sus posibles causas. En estos apartados se valora el estado de las poblaciones a nivel local y el estado de conservación general de la especie en las costas españolas. Junto con lo indicado en el apartado 10.5 (Parámetros para definir la viabilidad de poblaciones), puede relacionarse con la definición de “estado de conservación favorable” que establecen el artículo 3.16 de la Ley 42/2007 y el 2.10 del Real Decreto 139/2011, y con la de “estado de conservación desfavorable” que establece el artículo 2.11 del mismo Decreto.

En la tabla 13.1 se resume la información más reciente disponible sobre las poblaciones de *Patella ferruginea* en las diferentes zonas españolas en las que se halla la especie. Es importante señalar, en primer lugar, que los datos disponibles sobre censos de las poblaciones, excepto en el caso de Andalucía y Murcia (isla Hormiga), no están suficientemente actualizados; todos tienen más de cinco años de antigüedad. El número total de individuos adultos (mayores de 30 mm) estimados en los diferentes censos, realizados también en años diferentes, es de 111.460, un número no muy diferente al número total de individuos (adultos y juveniles) estimado en 2008 y que aparece en la Estrategia (entre 89.000 y 108.000; MMAMRM, 2008).

El último censo regional de Andalucía (CMA, 2014) estimó una población total de 7.666 adultos, la mayoría dispersos en el tramo de costa comprendido entre la punta del Bergantín (Almería) y el cabo de Gracia (Cádiz). Este importante incremento entre los censos de 2008 (1.064) y 2010 (1.800) y el de 2014 (7.666) puede deberse al aumento de la población por los elevados reclutamientos registrados entre 2011 y 2013, y a que los datos de 2014 corresponden a una extrapolación de los datos obtenidos en los tramos censados al resto del litoral andaluz con un hábitat adecuado, como se ha dicho en el apartado 6.6. Las poblaciones más numerosas y mejor estructuradas de Andalucía se hallan en algunas localidades del litoral de Cádiz, en la isla de Alborán y en el puerto de Motril. En la provincia de Cádiz, la población del puerto de El Saladillo experimentó un notable aumento a partir del cierre del acceso a la escollera en 2015, con 393 individuos censados en 2016 (CMA, 2016a). Las poblaciones de La Línea (87 ejemplares, protegidos por una valla que impide el acceso) y de la punta de San García (184 ejemplares, con un grado de accesibilidad medio), se han mantenido estables desde 2015, aunque ambas



Tabla 13.1. Número total de ejemplares adultos de *Patella ferruginea* estimados en las diferentes zonas en las que se encuentra en España, con el porcentaje de la población que se encuentra en Áreas Marinas Protegidas (AMPs) y fuera de ellas, y sobre sustratos naturales y artificiales. Se indica el año (o los años) en los que se realizaron los censos, la fuente de los datos y el número total de ejemplares (incluyendo juveniles) estimado en 2008, que aparece en la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea (MMAMRM, 2008). En Ceuta no se aportó directamente el número de adultos en la fuente citada; este dato ha sido calculado a partir de la estima total de ejemplares y del porcentaje de juveniles registrado en el último censo. * En las islas Chafarinas, los sustratos artificiales (muelles, espigones) están contruidos con la misma roca natural de las islas; no hay datos diferenciados entre sustrato natural y artificial.

Zona	Número de ejemplares adultos	Porcentaje de la población en AMPs	Porcentaje de la población fuera de AMPs	Porcentaje de la población en sustratos naturales	Porcentaje de la población en sustratos artificiales	Año del censo	Número total (MMAMRM, 2008)	Fuente
Andalucía	7.666	46,44	53,56	58,30	41,70	2014	1.064	Consejería de Medio Ambiente (CMA, 2014)
Ceuta	28.590	36,12	63,88	48,82	51,18	2006 - 2010	>30.000	Rivera-Ingraham <i>et al.</i> (2011a), Consejería de Medio Ambiente Sostenibilidad
Islas Chafarinas	42.230	100,00	0,00	100*	0,00*	2000	60.000	Guallart y Templado (2016)
Melilla	32.800	8,23	91,77	27,00	73,00	2010	23.000	Guallart <i>et al.</i> (2013)
Murcia (isla Hormiga)	5	100,00	0,00	100,00	0,00	2016	-	Guallart <i>et al.</i> (2016)
Peñón de Vélez de la Gomera	169	0,00	100,00	100,00	0,00	2012	-	Orozco <i>et al.</i> (2013)
Total	111.460	52,77	47,23	62,52	37,48		89.000-108.000	

han tenido notables fluctuaciones en años anteriores. Por último, la población del puerto de Sotogrande (196 individuos en 2016), tuvo un fuerte descenso de la población desde 2014, debido posiblemente al marisqueo dado el fácil acceso a la escollera. En el puerto de Motril, el 97% de los 65 individuos censados en 2016 eran adultos mayores de 40 mm, lo que indica una falta de reclutamiento en los dos años anteriores. En la isla de Alborán se estimaron en 2014 un total de 957 individuos, lo que representa un aumento considerable sobre la estimación realizada en 2010 (506 individuos). Ello puede deberse a los importantes episodios de reclutamiento registrados entre 2011 y 2013, con llegadas eventuales de larvas procedentes de la propia isla o de zonas próximas dificultadas por la situación de la isla y su escasa superficie. En los últimos cinco años se



ha incrementado ligeramente (alrededor del 15%) el número de individuos censados, por lo que el estado de la población de Alborán puede considerarse favorable y estable, debido a la protección eficaz de la isla por el Ministerio de Defensa. En general, el reclutamiento en las costas andaluzas es escaso, aunque ha aumentado en los últimos años. El último informe del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz (CMA, 2016a) atribuye el considerable aumento de la población en los últimos 13 años a esta mejora en el reclutamiento. No obstante, este reclutamiento, que probablemente depende del aporte de larvas de Ceuta o de otros puntos del norte de África, no es suficiente para argumentar un cambio en la categoría de amenaza de la especie (CMA, 2014). En el conjunto de las costas andaluzas, la lapa ferrugínea puede considerarse en un estado de conservación desfavorable, debido al bajo número de individuos, sobre todo en la costa peninsular, a su elevada dispersión, a las fluctuaciones temporales de las poblaciones y del reclutamiento y a las diversas amenazas que persisten en casi toda la costa andaluza, con la excepción de la isla de Alborán.

El último censo general de Ceuta, realizado entre 2006 y 2010 (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a) en 17 localidades, en el que se censaron también los individuos menores de 30 mm, se estimó un total de 43.992 ejemplares, de los que 28.590 eran adultos (mayores de 30 mm; este dato ha sido calculado a partir de la estima total de ejemplares y del porcentaje de juveniles que dan Rivera-Ingraham *et al.*, 2011a). La estructura de la población de Ceuta en esos años corresponde a un estado favorable de conservación. El mismo año, Rivera-Ingraham *et al.* (2011c), realizaron un análisis de la viabilidad de la población basado en datos tomados entre 2007 y 2009, concluyendo que la población de Ceuta podría extinguirse en 20 años, debido a la sobreexplotación por marisqueo ilegal. Sin embargo, en una publicación posterior (Rivera-Ingraham *et al.*, 2015a), en la que se estudió la evolución de la población entre 2007 y 2011, observaron un aumento medio del 61,9% en el número total de individuos, con notables variaciones dependientes de la accesibilidad del punto de muestreo. Los autores concluían que, de mantenerse la tasa de crecimiento de la población, su número se doblaría en unos 10 años. No se conocen estimaciones recientes que permitan tener una mejor perspectiva de la evolución de la población de Ceuta en los últimos años.

La población de Melilla fue censada en la totalidad de su litoral en 2010 (Guallart *et al.*, 2013c), estimándose en unos 32.800 adultos. Este censo supone un incremento del 69,20% respecto a la estimación anterior realizada en 2006 (González *et al.*, 2006; Guallart *et al.*, 2006). Guallart *et al.* (2013c) atribuyen ese incremento al estudio más detallado de algunas zonas y consideran Melilla un área crítica, dada la importancia de la población, la segunda en España en número total de ejemplares adultos después de las islas Chafarinas. Sin embargo, esta población está sujeta a importantes amenazas por la construcción de infraestructuras litorales (ver apartado 13.4.2). Las obras recientes realizadas en el litoral de Melilla supusieron la muerte de casi 2.000 adultos. Por otra parte, el proyecto de ampliación del puerto afecta directamente a una parte importante de la población, situada en la escollera exterior, e indirectamente a la mayor parte del resto de la población (ver apartado 13.4.2).



En las islas Chafarinas, el censo general más reciente disponible corresponde al año 2000 (Guallart y Templado, 2016). En ese año, las islas reunían la población más importante de las costas españolas, con 42.230 individuos adultos, y entre 53.000 y 62.500 ejemplares en total, y la única de esa magnitud asentada en su totalidad en un hábitat natural y bien conservado. Se trata de una población bien estructurada que se halla en óptimo estado de conservación y protegida del marisqueo. Desafortunadamente, no hay censos generales más recientes, aunque trabajos de seguimiento posteriores hasta 2013 han permitido comprobar que la población se mantiene estable y en buen estado. Probablemente es la mayor población de esta especie en el Mediterráneo en el medio natural, junto a la de las islas Habibas (Argelia) y la de la isla de Zembra (Túnez).

En el peñón de Vélez de la Gomera, Orozco *et al.* (2013) censaron 567 individuos en 2012, 169 de ellos adultos, lo que representa la cuarta población en número de ejemplares, junto a la de la isla de Alborán. La población del Peñón está bien estructurada, y se considera una parte de la población del Parque Nacional de Alhucemas, en Marruecos. Es también, junto a la población de las islas Chafarinas y la de la isla de Alborán, la única que vive en un hábitat natural en buen estado de conservación. Ello implica una novedad en cuanto a necesidades de gestión. Las islas Chafarinas, con un estatus administrativo semejante al peñón de Vélez de la Gomera, se pueden considerar como un área marina protegida (son un Refugio Nacional de Caza desde 1982, y desde el 21 de abril de 2018 una Zona de Especial Conservación de la Red Natura 2000; BOE, 2018a). La gestión de los recursos naturales de las islas Chafarinas correspondió inicialmente al Instituto de Conservación de la Naturaleza (ICONA) y posteriormente al Organismo Autónomo de Parques Nacionales, que la gestiona en la actualidad. En el caso del peñón de Vélez de la Gomera, no se ha planteado todavía una gestión semejante a la de las islas Chafarinas.

Por último, la escasa presencia de la especie en la isla Hormiga (Murcia) puede considerarse estable, dado que ha aumentado ligeramente desde 2009, de dos ejemplares hallados por Espinosa *et al.* (2009), a los 5 encontrados en 2016 por Guallart *et al.* (2016), uno de ellos procedente de reintroducción a partir de los ejemplares utilizados en el Proyecto Cero (Guallart *et al.*, 2014). Espinosa *et al.* (2009) consideraron que este hallazgo reflejaba una extensión del área de distribución histórica de esta especie en la península ibérica, pero igualmente puede reflejar simplemente un muestreo insuficiente de zonas como Murcia, en las que la especie se hallaba desde tiempos prehistóricos. Se recomienda, pues, realizar un estudio detallado de la costa murciana, para comprobar o descartar la presencia de *Patella ferruginea* en otros lugares.

Con las debidas reservas, dada la relativa antigüedad de los datos correspondientes a la mayoría de los censos regionales y que se comparan las cifras de individuos totales en 2008 con las cifras más o menos actualizadas de individuos adultos, puede concluirse que, en cuanto al número total de ejemplares de lapa ferrugínea en las costas españolas, la población permanece aparentemente estable, con un moderado aumento en las costas andaluzas. Las principales poblaciones locales de *Patella ferruginea* se mantienen



también estables, en un estado que, en general, puede considerarse provisionalmente como favorable. Sin embargo, no hay evidencias científicas que permitan concluir una mejora general del estado de conservación de la especie en España, teniendo en cuenta que persisten la escasez de núcleos reproductores viables, la fragmentación de las poblaciones y las amenazas de reducción de su área de distribución natural en un futuro próximo. Por ello, se considera que la población total de *Patella ferruginea* en España se encuentra en estado desfavorable, por cuanto, de acuerdo al artículo 2.11 del Decreto Ley 139/2011 no se cumple al menos una de las condiciones enunciadas en la definición de “estado de conservación favorable” (artículo 2.10). Por lo tanto, se recomienda mantenerla en la categoría “en peligro de extinción”, al ser poco probable la supervivencia de la especie si siguen actuando los factores causales de su situación actual. La lapa ferrugínea cumple, además, al menos uno de los criterios para ser considerada “en peligro de extinción” que aparecen en la Resolución de 6 de marzo de 2017, por la que se aprueban los criterios orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2017a), el criterio de los expertos.

Asimismo, se recomienda incluir en la actualización de la Estrategia la obligación de realizar una evaluación general del estado de conservación de las poblaciones con una periodicidad máxima de dos años, como recomienda el subprograma de seguimiento “Especies Bentónicas Protegidas-Demarcación Estrecho y Alborán” de las Estrategias Marinas para la demarcación del Estrecho y Alborán (MAGRAMA, 2014), adaptando a la especie la metodología establecida en dicho subprograma, y realizar un seguimiento de las principales poblaciones con periodicidad anual, siguiendo las metodologías utilizadas por la CMA (2014, 2016a).

13.2.3. La lapa ferrugínea en las áreas marinas protegidas y fuera de ellas

Desde el punto de vista global de la conservación, existe el debate de si lo más adecuado es centrarse en especies y espacios protegidos, descuidando (por decirlo así) el resto, o si, por el contrario, hay que tender a una conservación “blanda” de todo el conjunto de ecosistemas (“holistic approach” o “ecosystem approach”). Actualmente se apuesta por lo segundo (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004), pues en el primer caso se trata de una visión compartimentalizada de la conservación que considera solo una serie de piezas (especies y espacios) aisladas, sin tener en cuenta muchas veces el conjunto de procesos, interacciones y ciclos, que son difíciles de encuadrar en “cajas estancas”. En el mar esta dificultad se acentúa aún más, pues la masa de agua marina que baña los espacios y las especies protegidas no conoce fronteras y todos los procesos están interconectados. Hay que tener en cuenta, además, que en las áreas marinas protegidas se protegen sólo las fases adultas bentónicas de buena parte de las especies, mientras que sus fases larvianas planctónicas (que son las que mantienen o incrementan las poblaciones) son generalmente ignoradas. Por lo tanto, velar por la calidad de las aguas debería centrar una parte importante de los esfuerzos en la conservación. Esta visión se recoge ya en las Estrategias Marinas, instrumento de



planificación creado al amparo de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (CE, 2008). La planificación de las áreas marinas protegidas, pues, debe contemplar el enfoque de la conservación del ecosistema y no exclusivamente de la especie, dado que el éxito de una zona protegida no depende de la recuperación de una o unas pocas especies, sino de todo el ecosistema al que esas especies pertenecen.

La lapa ferrugínea tiene en España una peculiar distribución, como se refleja en la tabla 13.1. En efecto, sólo el 52,77% de la población total se halla en el interior de áreas marinas protegidas (fundamentalmente LICs de la Red Natura 2000, espacios que raras veces implican una vigilancia efectiva de las actividades humanas que se llevan a cabo en su interior), y un elevado porcentaje (47,23%) se encuentra fuera de las áreas marinas protegidas. En lo que se refiere a los individuos que se hallan en áreas marinas protegidas, diversos autores, como Bazairi *et al.* (2004), Ceccherelli *et al.* (2005), Espinosa *et al.* (2009a, 2014), Tlig-Zouari *et al.* (2010), Coppa *et al.* (2011, 2012, 2016) y Marra *et al.* (2016), señalan el mejor estado de las poblaciones de *Patella ferruginea* que se hallan en zonas inaccesibles o vedadas al marisqueo (ver apartado 11.1). Es por tanto esencial mejorar la planificación y la vigilancia de las áreas marinas protegidas de forma que aseguren una protección real y eficaz de esta y otras especies y que impidan el marisqueo ilegal, como indican Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) y Henriques *et al.* (2017).

En todo caso, y como se ha dicho anteriormente y señalan Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) y Henriques *et al.* (2017), en el diseño de áreas marinas para proteger especies bentónicas que, como *Patella ferruginea*, tienen un ciclo con una fase larvaria pelágica, es importante considerar la protección de las áreas próximas que se hallen dentro de los límites de la dispersión larvaria de la especie y establecer una red de áreas marinas protegidas adecuadamente espaciadas de forma que aseguren la conectividad y el flujo genético entre las poblaciones y la diversidad genética de la especie. A este respecto, la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea establece en su apartado 5.3 (Manejo de la especie) la necesidad de recopilar información sobre la caracterización genética de la especie y el flujo genético entre las diferentes poblaciones, y en el 5.5 (Ampliación del área de distribución) la de desarrollar diversas acciones en las áreas que tiendan a unir núcleos reproductores existentes. Por último, como señalan Henriques *et al.* (2017), debe considerarse que las áreas marinas protegidas deben ser lo suficientemente grandes para asegurar la recuperación o el mantenimiento de la población y estar suficientemente espaciadas para permitir la exportación de reclutas a otras localidades.

En lo que respecta a los individuos que se hallan fuera de las áreas marinas protegidas, el artículo 46.3 de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007a), relativo a las medidas de conservación en la Red Natura 2000, establece que “Los órganos competentes, en el marco de los procedimientos previstos en la legislación de evaluación ambiental, deberán adoptar las medidas necesarias para evitar el deterioro, la contaminación y la fragmentación de los hábitats y las perturbaciones que afecten a las especies fuera de la Red Natura 2000, en la medida que estos fenómenos



tengan un efecto significativo sobre el estado de conservación de dichos hábitats y especies". Como especie de interés comunitario que requiere una protección estricta (Anexo V de la mencionada Ley), este artículo es de aplicación a la lapa ferrugínea incluso si los individuos se hallan fuera de la Red Natura 2000. En todo caso, debe estudiarse la posibilidad de declarar áreas marinas protegidas adicionales para la protección de la especie, al menos en las zonas donde esté presente con una población reproductora, aunque las áreas protegidas de nada sirven, como se ha dicho anteriormente, si no hay una protección eficaz.

13.2.4. La lapa ferrugínea sobre sustratos artificiales

Como se desprende de la tabla 13.1, más de un tercio de la población total (37,48%) de *Patella ferruginea* en España se halla sobre sustratos artificiales (escolleras de puertos, espigones y otras estructuras artificiales, algo que han destacado diversos autores, como Guerra-García *et al.* (2004a, b), Rivera-Ingraham *et al.* (2011), Guallart *et al.* (2013c) o González-García *et al.* (2014b, 2015) y se trata en el apartado 7.1.5.4. Esta circunstancia es especialmente importante en las ciudades autónomas de Melilla (en la que el 73,00% de los individuos censados se asientan sobre sustratos artificiales) y Ceuta (51,18%); en estas ciudades la mayor parte de la línea de costa está formada por sustratos artificiales. En menor medida (41,70%), se da también en Andalucía. Estos datos plantean una problemática especial sobre cómo conservar una parte muy importante de las principales poblaciones de *Patella ferruginea*, asentadas de forma natural sobre sustratos artificiales.

En la mayoría de los casos, se trata de poblaciones reproductoras asentadas sobre escolleras de puertos, espigones o muelles, como ocurre en Ceuta y Melilla. Estas escolleras pueden estar formadas por roca natural o por bloques de hormigón. Es obvio señalar que, de acuerdo con la legislación vigente, los individuos de lapa ferrugínea presentes sobre estos sustratos artificiales están tan amenazados (y protegidos por la ley) como los que se encuentran sobre sustratos naturales. Como señalan Bulleri y Chapman (2015), estas estructuras artificiales pueden funcionar como análogas de áreas marinas protegidas para algunas especies, proporcionando la oportunidad de restaurar especies sobreexplotadas. Ello no significa dejar a un lado la prioridad de conservar los hábitats naturales de la especie (Bulleri y Chapman, 2015; Martínez-Abraín y Jiménez, 2016).

En relación con la presencia de *Patella ferruginea* sobre infraestructuras costeras, la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea indica textualmente en su apartado 5.2 que "los Puertos del Estado, las Administraciones Públicas competentes en materia de costas y las empresas con instalaciones costeras que puedan acoger ejemplares de la especie, deben asumir, sin que ello pueda suponer en modo alguno el desarrollo de nuevas obras en el litoral, que las construcciones costeras ya existentes son potenciales "hábitats artificiales" para la especie y colaborar, así, en la conservación de ésta. Por ello, en los casos donde la presencia de *Patella ferruginea* esté confirmada, como en los puertos de Ceuta y Melilla, las Autoridades Portuarias correspondientes deberán contribuir a la protección de los



ejemplares establecidos en sus escolleras y hacerlo, además, en estrecha colaboración con la Administración Pública competente en materia de conservación de la naturaleza y flora y fauna silvestres, y con la comunidad científica, todo ello estableciéndose las medidas adecuadas para evitar el perjuicio a las actividades portuarias habituales”.

En esta línea, se ha propuesto el concepto de una nueva figura de protección, la “microrreserva marina artificial” (en inglés, “*Artificial Marine Micro-Reserves*”, AMMRs; García Gómez *et al.*, 2011), para proteger estos lugares artificiales en los que se hallan especies amenazadas como *Patella ferruginea*, y la creación de una red de estas microrreservas (García Gómez *et al.*, 2015) para propiciar la conservación de estas especies. Una “microrreserva marina artificial” se definiría como “una construcción costera artificial que, por mutuo acuerdo entre los propietarios y el Gobierno, se protege debido al valor ambiental de las especies o los ecosistemas que alberga” (García-Gómez *et al.*, 2010). La idea se fundamenta en varios hechos: 1) *P. ferruginea* se halla a menudo sobre sustratos artificiales, a veces de manera muy abundante (ver apartado 7.1.5.4); 2) una de las principales causas de regresión atribuida a este especie es la recolección por el hombre (ver apartados 11.1 y 13.4.1); 3) la legislación española no permite en general el cierre del acceso a zonas del litoral, mientras que esto sí es posible en instalaciones como las escolleras de los puertos, y, 4) la protección efectiva que supone la restricción del acceso a estos lugares podría permitir la creación de enclaves reproductivamente viables para la especie. García Gómez *et al.* (2010, 2015) argumentaron que esta figura sería semejante en cierto modo a las microrreservas terrestres (por ejemplo, de flora). Por otra parte, destacaron que la posibilidad de establecer esta figura de protección no debería ser utilizada para favorecer la construcción de nuevas estructuras artificiales marinas, teniendo en cuenta que la degradación del litoral debido a estas obras de infraestructura se considera una de las causas principales del estado de regresión de *P. ferruginea* (ver apartados 11.2 y 13.4.2).

De la misma forma que en las áreas marinas protegidas, el factor clave para el efecto positivo de estas infraestructuras en la conservación de las especies amenazadas es la restricción del acceso humano a ellas para eliminar el impacto del marisqueo, como señalan Giudicelli *et al.* (1999), García Gómez *et al.* (2011, 2015), CMA (2014, 2016a), Bulleri y Chapman (2015) y Espinosa y Rivera-Ingraham (2017), entre otros. No obstante, además de esta restricción, otro requisito para que estas estructuras funcionen como herramienta de conservación es que se mantengan en ellas las condiciones ambientales adecuadas para las especies amenazadas (Bulleri y Chapman, 2015), algo que no es especialmente fácil en las infraestructuras portuarias. Por tanto, es preciso conocer si estas estructuras artificiales son aptas para mantener un estado fisiológico adecuado de los ejemplares, y también si sólo actúan como receptoras de larvas o si también las producen y exportan, entre otros muchos aspectos.

En nuestra opinión, la figura de protección “microrreserva marina artificial” propuesta por García Gómez *et al.* (2011, 2015) es innecesaria, dado que no está contemplada en la legislación vigente, ni en los tipos de áreas protegidas de la UICN, y existen alternativas preferibles, que se comentan brevemente a continuación. Por otra



parte, se trata de una figura de protección teórica que no se ha adoptado en ningún lugar del mundo, por lo que no existe una evidencia científica previa que avale su eficacia para la conservación de una especie. Las “microrreservas marinas artificiales” serían, por otra parte, un caso extremo y minimalista en el sentido de compartimentalizar la conservación, incongruente con el actual enfoque holístico o de ecosistema.

El tema de las “microrreservas marinas artificiales” se ha debatido ampliamente en el seno del Grupo de Trabajo de aplicación de la Estrategia de la lapa ferrugínea, constatándose en la quinta reunión (5 de julio de 2016) la dificultad que supondría modificar la única norma en la que el Estado establece figuras de protección (Ley 42/2007) para dar cabida a la nueva figura de protección de “microrreserva marina artificial”. Ello impide jurídicamente proponer una nueva figura de protección en una Estrategia de Conservación a nivel nacional. Por otra parte, la diversidad de figuras de protección en España, con sus correspondientes reglamentaciones y conflictos de competencias asociados, no facilita la uniformidad de criterios y la necesaria coordinación que requiere el objetivo común de preservar los recursos marinos. Se argumentó también en la mencionada reunión que, en general, la figura de “reserva” va asociada a un entorno natural bien conservado y, por tanto, crear “microrreservas” en zonas portuarias desvirtuaría esta concepción. Finalmente, se concluyó que lo más efectivo, rápido y sencillo es establecer convenios específicos entre la Administración competente (o centros de investigación) y las autoridades portuarias correspondientes para la adecuada protección y el seguimiento de las importantes poblaciones de *Patella ferruginea* ubicadas en las infraestructuras portuarias, teniendo en cuenta también que una figura legal de protección no siempre garantiza el cumplimiento de las medidas de gestión y conservación.

Aunque las comunidades y ciudades autónomas tienen competencia legislativa para crear nuevas figuras de protección, no consideramos oportuno que en la Estrategia se deba incluir el concepto de “microrreserva marina artificial”, ni recomendamos la creación local de “microrreservas marinas artificiales”. No obstante, debe hacerse constar aquí que la Consejería de Medio Ambiente de Ceuta propone, en sus aportaciones para la revisión y actualización de la “Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea en España”, que *“la Estrategia recoja y exprese el interés que pueden tener las “Microrreservas Marinas Artificiales” en la conservación de esta especie y la recomendación de desarrollar redes coherentes de estos espacios”*.

Nuestra propuesta en cuanto a la conservación de las poblaciones de *Patella ferruginea* que se hallan sobre sustratos artificiales e infraestructuras portuarias es recomendar una solución mucho más sencilla y práctica, en la línea de lo expresado anteriormente y del apartado 5.2 de la Estrategia vigente, como la adoptada en 2015 por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía: la firma de un convenio de colaboración con la Autoridad Portuaria de la Bahía de Algeciras para la conservación de *Patella ferruginea* en las instalaciones del puerto Bahía de Algeciras (Junta de Andalucía y Puerto de la bahía de Algeciras, 2015). En ese



convenio se establecen los compromisos de ambas partes, recayendo en la Autoridad Portuaria el de restringir o disuadir el acceso a las escolleras donde se preservan las "colonias" [sic] de la especie. Una solución similar puede darse mediante convenios con las autoridades portuarias de Ceuta y Melilla y de otros puertos de Andalucía donde pueda encontrarse la lapa ferrugínea.

Otra alternativa (no excluyente) sería incluir estas zonas artificiales en las que vive la lapa ferrugínea en un área marina protegida, dado que, aunque la Ley 42/2007 define las áreas marinas protegidas como "espacios naturales" (artículo 33), también define como "hábitats naturales" (artículo 3.20) las "zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales". De acuerdo con esta definición, y a los efectos de conservación, estas infraestructuras artificiales pueden considerarse como un hábitat natural (o seminatural) para *Patella ferruginea* y para otras especies que caracterizan la comunidad natural de la roca mediolitoral inferior, especialmente en los lugares en los que, como Ceuta, se trata de un sustrato natural compuesto por rocas dolomíticas. La figura de "Área crítica para una especie", definida en el artículo 3.2 de la Ley 42/2007 y en el Decreto 139/2011, encaja también adecuadamente con la protección de la especie cuando se halla en infraestructuras artificiales (ver apartado 13.6).

Una alternativa más a explorar en relación con la conservación de *Patella ferruginea* en el caso de las poblaciones que se asientan sobre sustratos artificiales es la posible aplicación práctica en estos casos de la "Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas", contemplada en el artículo 15 del capítulo III de la Ley 42/2007. Esta Estrategia, aún en fase de desarrollo, "tendrá por objetivo marcar las directrices para la identificación y conservación de los elementos del territorio que componen la infraestructura verde del territorio español, terrestre y marino, y para que la planificación territorial y sectorial que realicen las Administraciones públicas permita y asegure la conectividad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas, la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, la desfragmentación de áreas estratégicas para la conectividad y la restauración de ecosistemas degradados" (artículo 15.2). El artículo 15.3 establece que la Estrategia "tendrá en especial consideración, entre otros, ... las especies en peligro de extinción, ..., las rutas migratorias que faciliten la conectividad, y los sistemas de alto valor natural originados como consecuencia de las buenas prácticas aplicadas por los diferentes sectores económicos, ...".

13.2.5. Planes de recuperación

El artículo 59.1a) de la Ley 42/2007 establece que "la inclusión de un taxón o población en la categoría de "en peligro de extinción" "conllevará, en un plazo máximo de tres años, la adopción de un plan de recuperación, que incluya las medidas más adecuadas para el cumplimiento de los objetivos buscados y, en su caso, la designación de áreas críticas". La versión consolidada de la Ley 42/2007, en su artículo 59.1a), mantiene la misma redacción.

En su redacción original, el artículo 56.2 de la Ley 42/2007 establecía que "Las



Comunidades autónomas elaborarán y aprobarán los planes de recuperación y conservación para las especies amenazadas". En este sentido, la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (MMAMRM, 2008) encomendaba a las comunidades y ciudades autónomas la elaboración de los planes de recuperación de la especie en sus respectivos territorios, que debían realizarse en el plazo máximo de tres años, según marcaba la Ley 42/2007 vigente en 2008.

Sin embargo, el artículo 59.3 de la versión consolidada de la Ley 42/2007 establece que, en el caso de las especies marinas, *"el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente elaborará y aprobará los planes de recuperación y conservación, mediante orden ministerial, que serán coherentes con los instrumentos de protección previstos en la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, excepto para las especies amenazadas no altamente migratorias cuyos hábitats se sitúen exclusivamente en espacios con continuidad ecológica del ecosistema marino respecto del espacio natural terrestre objeto de protección, avalada por la mejor evidencia científica existente"*.

Como se ha indicado en los apartados 7.1 y 13.1, la mejor evidencia científica existente avala que *Patella ferruginea* es una especie marina que se encuentra en un hábitat marino con obvia continuidad ecológica con el ecosistema marino, por lo que cabe recomendar en la actualización de la Estrategia para su conservación que la redacción y ejecución de los planes de recuperación de la especie se realicen mediante una estrecha cooperación y coordinación entre las comunidades y ciudades autónomas y el Ministerio para la Transición Ecológica.

La Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea vigente actualmente contempla entre sus directrices de aplicación la elaboración de los planes de recuperación como el instrumento técnico-jurídico adecuado para abordar su conservación, y recomienda su aprobación en el plazo de un año (MMAMRM, 2008, apartado 6.1). Hasta el momento, sin embargo, sólo se ha aprobado en Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía (7 de noviembre de 2017) el Plan de Recuperación y Conservación de Invertebrados Amenazados y Fanerógamas del Medio Marino (CMA, 2017). Las demás comunidades o ciudades autónomas en las que se halla la especie (Ceuta, Melilla y Murcia) no han aprobado aún el plan de recuperación de la especie, ni tampoco la Administración General del Estado en el caso de las islas Chafarinas o el peñón de Vélez de la Gomera.

13.2.6. Áreas críticas y áreas sensibles

La figura de "Área crítica para una especie" se define en el artículo 3.2 de la Ley 42/2007 y en el Decreto 139/2011 como *"aquellos sectores incluidos en el área de distribución que contengan hábitats esenciales para la conservación favorable de la especie o que por su situación estratégica para la misma requieran su adecuado mantenimiento"*.

El artículo 59.1a) de la Ley 42/2007 establece, en lo que se refiere a los efectos de la inclusión de una especie en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, que *"la inclusión de un taxón o población en la categoría de "en peligro de extinción" conllevará, en un plazo máximo de tres años, la adopción de un plan de recuperación, que incluya las medidas más adecuadas para el cumplimiento de los objetivos buscados, y, en su caso, la*



designación de áreas críticas. En las áreas críticas, y en las áreas de potencial reintroducción o expansión de estos taxones o poblaciones definidas como tales en los planes de recuperación, se fijarán medidas de conservación e instrumentos de gestión, específicos para estas áreas o integrados en otros planes, que eviten las afecciones negativas para las especies que hayan motivado la designación de esas áreas".

En relación con las áreas críticas y las áreas sensibles para la especie definidas en la Estrategia vigente, su actualización debe adaptarse a la Ley 42/2007, redefiniendo la figura de "Área crítica" de acuerdo con dicha Ley que, por otra parte, no contempla las áreas sensibles. Se propone aquí, por tanto, suprimir en la actualización de la Estrategia la figura de áreas sensibles, propuesta que apoyan las Consejerías de Medio Ambiente de Andalucía y Ceuta. Se propone, igualmente, realizar el procedimiento necesario para incorporar las áreas críticas que se designen para *Patella ferruginea* en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (artículo 33 de la Ley 42/2007), de acuerdo con lo establecido en el título III de la Ley 41/2010, de protección del medio marino.

Se recomienda que, en la actualización de la Estrategia, se consideren áreas críticas para la conservación de la especie en España las islas Chafarinas, Melilla, Ceuta, la isla de Alborán, la bahía de Algeciras y el peñón de Vélez de la Gomera.

En lo referente a las islas Chafarinas, Robles (2010) señala que el Organismo Autónomo de Parques Nacionales propuso la posible creación de una ZEPIM en estas islas, que albergan una importante población de *Patella ferruginea* y un área susceptible de ser declarada posible Parque Nacional. La propuesta inicial de un Parque Nacional que comprendiese las islas Chafarinas, la isla de Alborán y el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar está recogida en Casas Grande *et al.* (2006).

La Comunidad Autónoma de Ceuta propone como área crítica el LIC ES6310002 "Zona marítimo-terrestre del Monte Hacho", que contiene el 34,82% de la población total de Ceuta y, eventualmente, algún tramo del interior del puerto de Ceuta, ya que se ha constatado que contiene individuos reproductores de gran tamaño que actúan como fuente de juveniles hacia otras subpoblaciones.

13.2.7. Grado de cumplimiento de la normativa vigente por parte de las diferentes administraciones

El grado de cumplimiento de las administraciones competentes en relación a la evaluación periódica del estado de conservación de las poblaciones de *Patella ferruginea* a lo largo de los nueve años de vigencia de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea ha sido variable.

Como se desprende de la tabla 13.1, sólo la comunidad autónoma de Andalucía ha cumplido las recomendaciones de la Estrategia realizando un primer inventario de la lapa ferrugínea en 2006 (CMA, 2006a) y, dentro del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz, controles anuales desde 2008 (CMA, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016a) y censos exhaustivos los años 2010 (CMA, 2010) y 2014 (CMA, 2014). En Ceuta no se ha publicado ningún censo posterior al año 2010 (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011), y en Melilla se han llevado a cabo censos por equipos distintos y



metodologías diferentes en 2010 (Guallart *et al.*, 2013) y en 2015 por González-García *et al.* (2015). El Organismo Autónomo de Parques Nacionales, responsable de la gestión del LIC Islas Chafarinas, no dispone de una estima de la población de la especie para el archipiélago desde el año 2000, con anterioridad a la aprobación de la Estrategia (Guallart y Templado, 2016). El número de individuos en el peñón de Vélez de la Gomera fue estimado en 2012 (Orozco *et al.*, 2013), en el marco del Proyecto Cero. La competencia en temas medioambientales del peñón de Vélez de la Gomera recae en la Administración General del Estado, es decir, en el Ministerio para la Transición Ecológica, en estrecha coordinación con el Ministerio de Defensa (el ámbito territorial y las aguas de su competencia dependen de la Capitanía Marítima de Melilla-Distrito Marítimo de Melilla; <https://www.ime.es/directorio-de-negocios/capitania-maritima-de-melilla/>) y con el Ministerio de Fomento. El ámbito competencial de este último se regula en el Real Decreto 638/2007 (BOE, 2007b), por el que se regulan las Capitanías Marítimas y los Distritos Marítimos y se explica en <https://www.fomento.gob.es/marina-mercante/capitanias-maritimas/capitanias-maritimas-y-distritos-maritimos>. Por último, en Murcia, el equipo del por entonces finalizado Proyecto Cero evaluó en 2016 la presencia de la especie únicamente en la isla Hormiga (Guallart *et al.*, 2016).

En resumen, puede decirse que el grado de cumplimiento de la medida de evaluación periódica de las poblaciones prevista por la legislación vigente por las administraciones competentes en materia de medio ambiente ha sido ejemplar en el caso de la comunidad autónoma de Andalucía, irregular, insuficiente y sin planes conocidos de continuidad en la ciudad autónoma de Ceuta y en las islas Chafarinas (que dependen de la Administración General del Estado), y sólo se ha realizado mediante estudios parciales en la ciudad autónoma de Melilla.

En cuanto a los planes de recuperación, como se ha dicho en el apartado 13.2.5, sólo Andalucía acaba de aprobar un plan de recuperación conjunto para nueve especies de invertebrados y fanerógamas marinas, entre ellas *Patella ferruginea*. No hay un plan de recuperación aprobado en las demás comunidades o ciudades autónomas con presencia de la especie, ni tampoco por parte del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (actualmente, Ministerio para la Transición Ecológica), al que correspondería hacerlo en el caso de las islas Chafarinas y el peñón de Vélez de la Gomera. Ello supone la falta de cumplimiento de la normativa vigente al respecto por parte de las Administraciones competentes.

Como resumen final del apartado de conservación *in situ* de *Patella ferruginea*, puede decirse que la conservación de la especie requiere aplicar de manera real y eficaz las medidas de gestión establecidas en la legislación vigente y en la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea, haciendo hincapié en la necesidad de un seguimiento bienal de las poblaciones realizado por biólogos cualificados con una metodología homogénea acorde a protocolos establecidos, y de una vigilancia ambiental adecuada, tanto en las áreas marinas protegidas como fuera de ellas. Igualmente importante es establecer una red de áreas marinas protegidas que asegure el flujo genético entre las poblaciones reproductoras, basándose en la mejor evidencia



científica disponible; esto último, sin embargo, se ve dificultado por la escasa información existente sobre la capacidad de dispersión larvaria y la genética de poblaciones (ver capítulos 8 y 9), que debe mejorarse sustancialmente. Por último, debe aumentarse la conciencia social y la voluntad política para reforzar la protección de la especie, tanto a nivel español como internacional.

13.3. Conservación *ex situ*

13.3.1. Marco legal específico

Tanto la Ley 42/2007 como el Decreto 139/2011 coinciden en definir la conservación *ex situ* como la “conservación de componentes de la diversidad biológica fuera de sus hábitats naturales”.

La Ley 42/2007 establece en su artículo 62 (Propagación de especies silvestres amenazadas) que la Comisión Estatal de Patrimonio Natural y la Biodiversidad impulsará el desarrollo de programas de cría o propagación fuera de su hábitat natural para las especies incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, como complemento a las acciones de conservación *in situ*, en especial cuando tales programas hayan sido previstos en las Estrategias de conservación, o en los Planes de recuperación o conservación. Estos programas estarán dirigidos a la constitución de reservas genéticas y/o a la obtención de ejemplares aptos para su reintroducción al medio natural. En el apartado 62.2 establece que, en el marco de la citada Comisión, las Administraciones implicadas acordarán la designación y condiciones de los centros de referencia a nivel nacional, que ejercerán la coordinación de los respectivos programas de conservación *ex situ*. Por último, en el apartado 62.3 detalla qué tipo de organizaciones podrán participar en los programas de cría en cautividad y propagación de especies amenazadas (organizaciones sin ánimo de lucro, parques zoológicos, acuarios, jardines botánicos y centros públicos y privados de investigación o conservación).

El Real Decreto 139/2011 desarrolla en los artículos 12 (Conservación *ex situ* y propagación de especies silvestres amenazadas) y 13 (Reintroducción de especies) los criterios y normativa en estas materias.

La Ley 31/2003, de conservación de la fauna silvestre en los parques zoológicos (BOE, 2003) también establece medidas específicas de protección y recuperación de especies amenazadas a través de la puesta en marcha de programas de conservación *ex situ*.

La vigente Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (MMAMRM, 2008), en relación con las medidas para la consecución de varios de los objetivos operativos previstos (incrementar la productividad anual de la especie, recuperar las poblaciones de los lugares en los que ha desaparecido o es escasa, aumentar su área de ocupación y desarrollar las investigaciones básicas necesarias para la recopilación de información imprescindible para la planificación de actuaciones y gestión de las poblaciones), establece en su apartado 5.3 (Manejo de la especie) la importancia de desarrollar técnicas de acuicultura para la obtención de reclutas (juveniles), mediante captación



natural o mediante reproducción controlada, con el fin de ser utilizados en eventuales proyectos de introducción o repoblación. Indica igualmente que la introducción de ejemplares en zonas en las que anteriormente vivía, o la aportación de ejemplares a las zonas en las que la población se halle por debajo del tamaño crítico o de la estructura de clases de edad necesarias para su viabilidad debería basarse exclusivamente, dada la inviabilidad del traslado de adultos que se comenta en el apartado 12.1, en la aportación de juveniles obtenidos mediante técnicas de acuicultura, tras una adecuada protección previa de esas zonas y con planes específicos de seguimiento del contingente de ejemplares aportado.

En el apartado 5.5 (Ampliación del área de distribución), la Estrategia contempla el desarrollo de programas de introducción de juveniles en las áreas que se pretenden recolonizar, procedentes de su cría en acuicultura, e identificar y cartografiar las áreas con mayor potencial para la recolonización, como un paso previo necesario a la introducción de juveniles.

Por último, en el apartado 5.6 de la Estrategia (Cría mediante acuicultura) se propone elaborar un Programa de cría mediante acuicultura, que deberá contar con el visto bueno del Comité de Flora y Fauna Silvestres, previo informe del Grupo de Trabajo de la lapa ferrugínea.

Las Directrices de Uso de la Gestión *Ex situ* para la Conservación de Especies de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN (IUCN, 2014) contemplan la conservación *ex situ* como una posible opción que puede contribuir a la conservación de una especie amenazada. La gestión intensiva, incluyendo (no solamente) la gestión *ex situ*, puede ser de particular valor para la conservación de la especie en circunstancias en las que la pérdida de hábitats o la sobreexplotación son las principales amenazas y conducen a pequeñas poblaciones aisladas lo que, a su vez, hace que la especie sea más susceptible a otras amenazas adicionales (IUCN, 2014). En estas Directrices, se propone un proceso de cinco pasos para considerar objetivamente el papel de la gestión *ex situ* en la conservación de las especies, que ha sido comentado por McGowan *et al.* (2017):

- 1) recopilar una revisión del estado de conservación de la especie, incluyendo un análisis de las amenazas;
- 2) definir la(s) función(es) que puede desempeñar la gestión *ex situ* en el conjunto de la conservación de la especie;
- 3) determinar las características y dimensiones de la población *ex situ* necesarias para cumplir con la(s) función(es) de conservación identificada(s);
- 4) definir los recursos y los conocimientos necesarios para que el programa de gestión *ex situ* cumpla su(s) función(es) y evaluar la viabilidad y los riesgos;
- 5) tomar una decisión que será informada (es decir, utiliza la información recabada antedicha) y transparente (es decir, demuestra cómo y por qué se tomó la decisión).

En lo que se refiere a las especies de lapas amenazadas, Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) y Henriques *et al.* (2017) coinciden en que las medidas de conservación *in situ*



deben complementarse con medidas de conservación *ex situ*, es decir, mediante la cría en cautividad, con el fin de una posterior reintroducción de la especie para reforzar las poblaciones que se hallan por debajo de un límite viable o para incrementar el área de distribución de la especie.

Cabe señalar, por último, que el artículo 63 (Conservación *ex situ* de material biológico y genético de especies silvestres) de la Ley 42/2007, establece en su apartado 63.1 que, “con objeto de preservar la diversidad genética de las especies silvestres y de complementar las actuaciones de conservación *in situ*, las Administraciones públicas promoverán la existencia de bancos de material genético y biológico de especies silvestres”. El apartado 63.3 establece que “se dará prioridad, entre otros, a la conservación de material biológico y genético de taxones del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, con especial atención a las especies endémicas o catalogadas”.

13.3.2. Avances en la conservación *ex situ* desde la aprobación de la Estrategia

Desde 2008 y con anterioridad a la publicación de las Directrices de la UICN (IUCN, 2014) y de los artículos de Espinosa y Rivera-Ingraham (2017) y Henriques *et al.* (2017), se han desarrollado algunas experiencias preliminares de cría en condiciones de laboratorio (ver apartado 12.2).

Si bien los resultados obtenidos demuestran la posibilidad de cerrar el ciclo biológico de la especie, distan todavía mucho de ser aplicables en la práctica, debido al bajo éxito logrado en cuanto a la inducción a la freza de la especie en condiciones de laboratorio, a la supervivencia de las larvas y de los reclutas obtenidos, y a la baja supervivencia de los individuos trasladados en una primera reintroducción experimental en la isla Hormiga (Murcia).

El proyecto LIFE REMoPaF (<http://www.liferemopaf.org/>), iniciado en julio de 2016, aborda la conservación *ex situ* desde una perspectiva diferente, la captación de reclutas en el medio natural en un área donante con una elevada población (el puerto de Melilla) y el traslado posterior a un área receptora (la bahía de Algeciras), donde existe una población moderadamente abundante y donde los últimos datos indican que es el principal punto de reclutamiento natural en las costas andaluzas (CMA, 2016a; Fernández Casado *et al.*, 2017). Para la captación natural de reclutas de la especie, se plantea el diseño de unos sustratos artificiales móviles de pequeño tamaño y diseñados con tecnología 3D o métodos convencionales, que faciliten su transporte de un área a otra. No se dispone todavía de resultados de este proyecto.

En todo caso, la actualización de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea debe establecer explícitamente que las líneas de investigación sobre conservación *ex situ* deben desarrollarse en el futuro asegurando que estas actuaciones no suponen perjuicio sobre las poblaciones naturales y siguiendo las directrices de la IUCN en relación con la gestión *ex situ* (IUCN, 2014), y con la reintroducción y otros traslados de conservación (IUCN, 2013b). Deben tenerse en cuenta, además, las consideraciones aportadas en las publicaciones más recientes sobre el tema (Kock *et al.*, 2010; Seddon, 2010; Pérez *et al.*, 2012a; Batson *et al.*, 2015; McGowan *et al.*, 2017, entre otros). Un punto



importante, además, es la coordinación internacional, en especial con el nuevo proyecto LIFE (LIFE15 NAT/IT/000771, Re-LIFE, <http://www.re-lifeproject.eu/project/>), cuyo objetivo es reintroducir la especie en áreas marinas protegidas de Liguria (Italia), estableciendo protocolos de traslado de individuos desde zonas con alta densidad a zonas con baja densidad y desarrollando técnicas de reproducción controlada para asegurar la disponibilidad de juveniles para la reintroducción.

En relación con los bancos de material genético y biológico previstos en el artículo 63 de la Ley 42/2007, la vigente Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea no establece ninguna recomendación en este aspecto y, hasta el momento, no conocemos ninguna iniciativa de conservación de material genético y biológico de la especie. Por ello, se recomienda que la actualización de la Estrategia contemple la conservación de material genético y biológico de la lapa.

13.4. Impactos y amenazas registrados desde la aprobación de la Estrategia

Como se ha expuesto en el capítulo 11 y en párrafos anteriores de este capítulo, actualmente persisten las principales amenazas para la supervivencia de *Patella ferruginea*: la sobreexplotación debida a la recolección por parte del hombre (marisqueo ilegal), la fragmentación, degradación y destrucción de sus hábitats (naturales o artificiales) y la contaminación del mar.

13.4.1. Marisqueo ilegal

Este tema se ha tratado en el apartado 11.1 y, como constatan diversas publicaciones recientes ya mencionadas, el marisqueo, legal o ilegal, constituye una de las principales amenazas para las poblaciones de lapas, incluida *Patella ferruginea*, tanto si se encuentran dentro de áreas marinas protegidas como fuera de ellas. La Consejería de Medio Ambiente y Territorio de Andalucía, en sus informes anuales sobre la especie (CMA, 2014, 2016a), destaca que la principal causa de regresión de *Patella ferruginea* es, sin duda, la presión humana, y que la accesibilidad por el hombre a las zonas donde se encuentra la especie es un factor determinante de su distribución y de la estructura de la población. Las zonas donde se ha constatado reclutamiento coinciden generalmente con áreas muy accesibles, como las escolleras de algunos puertos, y el marisqueo ilegal se centra en los individuos grandes (con mayor capacidad reproductora, ver apartado 11.1), lo que pone en peligro la viabilidad reproductora de la población.

Los motivos para que la recolección ilegal de lapas ferrugíneas siga siendo un factor principal de amenaza para la especie son varios. En primer lugar, la mayor parte de la sociedad desconoce la existencia de la especie, que ésta se encuentra amenazada de extinción y que está estrictamente protegida por la ley; ignora también (voluntaria o involuntariamente) que está prohibido el marisqueo sin autorización. En cualquier caso, para alguien inexperto (entre los que se pueden incluir agentes medioambientales sin la formación necesaria) no es fácil distinguir la lapa ferrugínea de otras especies de lapas no amenazadas, sobre todo si los ejemplares no son de gran tamaño o tienen la concha muy recubierta de epibiontes. Algunos ejemplares son capturados como alimento,



como es el caso de ciudadanos de origen chino, que han sido observados recolectando lapas en Ceuta (2010) y en Benalmádena-Costa (Málaga, 2016), pero no existe una cultura arraigada de comer lapas en ninguna de las zonas españolas en las que aparece *Patella ferruginea*. La mayor parte de los ejemplares que se capturan se utilizan probablemente como cebo de pesca por los pescadores deportivos que frecuentan roquedos y escolleras de puertos, como ocurre en Andalucía. Otra parte importante podría ser capturada en verano por la considerable cantidad de bañistas que deambulan por las rocas recogiendo todo tipo de animales intermareales. Aunque no existan datos fiables debido al escaso número de denuncias, la información disponible inclina a pensar que esta amenaza sigue siendo importante, y afecta tanto a las zonas con un número escaso de individuos como a zonas con poblaciones importantes, y tanto a las áreas marinas protegidas como a las no protegidas.



Figura 13.1. Cartel de aviso instalado por la Consejería de Medio Ambiente de la Ciudad Autónoma de Melilla en relación con la captura de *Patella ferruginea*. Fotografía: Juanjo Villalón.

La Consejería de Medio Ambiente y Territorio de la Junta de Andalucía puso en práctica desde 2016 un "Protocolo de inspección del marisqueo ilegal de especies protegidas (listado y catálogo) de Andalucía" (CMA, 2016c), con el objetivo de prevenir, disuadir y perseguir el marisqueo ilegal de especies protegidas del Catálogo y del Listado andaluz, entre ellas *Patella ferruginea*. Aparte de la vigilancia y posterior denuncia o sanción, la mejor forma de disminuir este impacto es concienciar a la sociedad de que se trata de una actividad ilegal que, además del perjuicio a la supervivencia de una especie en peligro de extinción, puede acarrear fuertes sanciones. La iniciativa de la Consejería de Medio Ambiente de la Ciudad Autónoma de Melilla de



instalar carteles anunciadores en lugares adecuados (figura 13.1) es una de las posibilidades, pero debe hacerse énfasis en una adecuada educación ambiental a todos los niveles.

13.4.2. Fragmentación, degradación y destrucción de hábitats

La mayor amenaza que existe actualmente para la conservación de la lapa ferrugínea en España, y probablemente en todo su área de distribución actual, es la progresiva fragmentación, degradación y destrucción de su hábitat, tanto natural como artificial, como se recoge en el apartado 11.2. En esta amenaza juega un papel muy importante la creciente construcción y ampliación de infraestructuras artificiales en las zonas costeras.

En España, la principal amenaza de fragmentación, destrucción o degradación del hábitat de *Patella ferruginea* proviene generalmente de obras o actuaciones directas en la costa promovidas o autorizadas por un organismo de la Administración pública, bien sea de la Administración General del Estado (Puertos del Estado y Autoridades Portuarias, dependientes del Ministerio de Fomento; Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, dependiente del MAPAMA, actualmente Ministerio para la Transición Ecológica), o de las administraciones autonómicas. En esas obras costeras (ampliación de puertos comerciales y deportivos, construcción de espigones de defensa y paseos marítimos, regeneración de playas) se está realizando, incluso en épocas de crisis económica, una ingente inversión, con frecuencia insuficientemente justificada en cuanto a su viabilidad social, económica y medioambiental.

En la tabla 13.2 se resumen de forma no exhaustiva las infraestructuras costeras principales que han afectado o pueden afectar a la conservación de *Patella ferruginea*, desde la aprobación de su Estrategia de conservación en 2008 (ver también apartado 12.1).

Dos grandes infraestructuras proyectadas poco después de la Estrategia, las ampliaciones de los puertos de Ceuta (fase tercera) y de Tarifa, recibieron una Declaración de Impacto Ambiental (DIA) desfavorable, entre otros motivos por afectar negativamente a la lapa ferrugínea.

En Melilla, las obras realizadas en el litoral de la ciudad autónoma entre 2006 y 2010 (algunas de ellas finalizadas cuando ya se había aprobado la Estrategia) supusieron la muerte de al menos 1.900 adultos de *P. ferruginea*, así como de un número indeterminado de juveniles (Gualart *et al.*, 2013c). Entre estas obras se incluían proyectos como el "Acceso y Ordenación de la Playa de Horcas Coloradas" y el "Proyecto de conservación, mantenimiento y gestión medioambiental, en playas del litoral de la Ciudad Autónoma de Melilla, anualidades 2008-2010", la construcción de una pista de acceso al extremo norte de la ciudad autónoma para el control de la inmigración irregular o la construcción de una planta desalinizadora en la que el vertido de salmuera se realizaba (y se sigue realizando) en forma de cascada sobre el litoral. En ninguno de los casos se realizó acción alguna para evitar la muerte de los ejemplares afectados.



Tabla 13.2. Infraestructuras costeras principales que han afectado o pueden afectar a la conservación de *Patella ferruginea* desde la aprobación de la Estrategia de conservación de la especie en 2008. Se indican el año de la obra o proyecto, el número de individuos afectados estimados en censos realizados antes de la obra, el número de individuos afectados supervivientes un año después de la obra, el resultado final de la obra o proyecto, indicando, si lo hay, el resultado de la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) o de la Declaración de Impacto Ambiental (DIA), los organismos promotor y financiador, y la fuente de la que se ha obtenido la información.

Infraestructura costera	Año	Nº individuos afectados/año	Nº individuos supervivientes/año	Resultado	Organismo promotor/ financiador	Fuente
Ampliación del puerto de Ceuta. Fase tercera	2009	2.500	-	DIA negativa	Autoridad Portuaria de Ceuta, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	BOE (2009)
Ampliación del puerto de Tarifa	2010	58	-	DIA desfavorable	Autoridad Portuaria de la bahía de Algeciras, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	BOE (2011b), LBMUS (2011a), Autoridad Portuaria de la bahía de Algeciras (2010a, b)
Reordenación del paseo marítimo de La Mamola y remodelación de su sistema de defensas (Granada)	2010	3	0	2008	Dirección General de Costas, Ministerio de Medio Ambiente	BOE (2006), MAPAMA, LBMUS (2011a)
Rehabilitación del embarcadero del puerto de Chafarinas	2013	591	87	2014	Autoridad Portuaria de Melilla, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	BOE (2012a), Autoridad Portuaria de Melilla (2014b)
Prolongación del dique de abrigo del puerto de Motril y mejora ambiental de la playa de las Azucenas en el término municipal de Motril (Granada)	2014 - 2015	1	0	2014	Autoridad Portuaria de Motril, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	LBMUS (2011b), BOE (2012b), Autoridad Portuaria de Motril (2013), Ingeniería-Agresta (2014), Tecnoambiente (2016)
Recuperación funcional del morro del muelle Titán del puerto de Chafarinas	2015	37	8	2016	Autoridad Portuaria de Melilla, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	Autoridad Portuaria de Melilla (2016)
Proyecto de ampliación del puerto José Banús (Marbella)	2016	405	-	-	Puerto de José Banús, S. A.	CMA (2016b)
Proyecto de ampliación del puerto de Melilla	2017	22.361	-	-	Autoridad Portuaria de Melilla, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	González y Paredes (2013), Guallart et al. (2013 c), LBMUS (2016)
Proyecto de construcción y explotación de una base para megayates y cruceros en la dársena abrigada por el dique de San Felipe (La Línea de la Concepción)	2017	2	-	-	La Línea City Port, S. L., Autoridad portuaria de la bahía de Algeciras, Puertos del Estado, Ministerio de Fomento	BOE (2012c, 2015)



Otras cuatro obras costeras (ver tabla 13.2) se ejecutaron entre 2007 y 2015, una en La Mamola (Granada), dos en las islas Chafarinas y la cuarta en el puerto de Motril. En todas ellas se trasladaron, con anterioridad a las obras, todos o una parte de los ejemplares de *Patella ferruginea* afectados, a pesar de que la Estrategia (apartado 5.3) desestima el traslado de ejemplares, excepto con fines de investigación o de conservación de la especie debidamente justificados, debido a la evidencia científica, que se mantiene hasta ahora (ver apartado 12.1), de que el traslado de ejemplares resulta inviable debido a la elevada mortalidad que produce. Dos de estas actuaciones (las del embarcadero o muelle Chico y la del muelle Titán de Chafarinas, realizadas por la Autoridad Portuaria de Melilla) se justificaron y fueron autorizadas por necesidad urgente, supuestamente “de defensa nacional”. El Servicio de Costas de Granada y las autoridades portuarias de Melilla y de Motril efectuaron una valoración inicial del impacto sobre la lapa ferrugínea, y realizaron un seguimiento posterior que, en el caso de las obras en La Mamola, se prolongó durante cuatro meses, un año en el de Chafarinas, y durante tres años en el caso de las obras de ampliación del puerto de Motril. Tal y como se expone en el apartado 12.1, la tasa de supervivencia a los traslados fue muy baja. De un total de 632 ejemplares trasladados en las cuatro obras, al cabo de un año habían sobrevivido sólo 95 (un 15%), lo que confirma la inviabilidad de los traslados como medida compensatoria a las obras costeras, de acuerdo a la definición de esta medida que hace el artículo 3.24 de la Ley 42/2007: “medidas específicas incluidas en un plan o proyecto, que tienen por objeto compensar, lo más exactamente posible, su impacto negativo sobre la especie o el hábitat afectado”. La mejor evidencia científica disponible hasta el momento sobre los traslados justifica, como se ha dicho anteriormente, mantener la redacción actual del apartado 5.3 de la Estrategia.

Otras tres obras están en fase de proyecto más o menos avanzado: el proyecto de ampliación de los puertos de Melilla y José Banús, y el de construcción de una base para megayates y cruceros en el interior de la dársena abrigada por el dique de San Felipe (La Línea de la Concepción). De estas tres obras, la que supondría un mayor impacto sobre la lapa ferrugínea es la ampliación del puerto de Melilla, dado que afectaría a la segunda población en importancia en España, después de la de las islas Chafarinas. El proyecto afectaría directamente a los 22.361 adultos (según la estimación realizada por Guallart *et al.*, 2013c) o 24.251 individuos (según la estimación de González y Paredes, 2013) situados en la actual escollera exterior del puerto, lo que representa algo más de la quinta parte de la población total estimada en las costas españolas. El proyecto de ampliación (<http://www.puertodemelilla.es/index.php/informacion/ampliacion-del-puerto/proyecto-ampliacion>) plantea un diseño para evitar la afección a ese enorme número de ejemplares (que representa casi la cuarta parte del total de individuos estimados en España), dejando un canal intermedio de 50 m de ancho que separará la ampliación del puerto de la escollera exterior actual. Ese canal forma un ángulo recto en el extremo más próximo a tierra y queda prácticamente confinado por los nuevos espigones de defensa de la ampliación del puerto, por lo que es improbable que la circulación del agua en su interior mantenga la renovación y la calidad del agua



necesarias para la supervivencia de la lapa ferrugínea y, especialmente, garantice la llegada de larvas procedentes de otros lugares a la población de la escollera. Por otra parte, la obra afectaría de manera importante a la mayor parte del resto de la población de *Patella ferruginea* de Melilla, situada al norte de la ampliación prevista. El Estudio de Impacto Ambiental del “Proyecto constructivo de la ampliación exterior del puerto de Melilla” apareció publicado en noviembre de 2017 en la página web de la Autoridad Portuaria de Melilla (<http://www.puertodemelilla.es/index.php/informacion/ampliacion-del-puerto/estudio-impacto-ambiental>). Este estudio se sometió a información pública el 7 de noviembre de 2017 (BOME, 2017; BOE, 2017b). En el momento de redactar estas líneas, no se ha publicado todavía la correspondiente declaración de impacto ambiental.

13.4.3. Contaminación

Como se ha expuesto en el apartado 11.4, apenas existen estudios sobre el impacto de la contaminación en *Patella ferruginea*, aunque parece ser una especie sensible a la contaminación e indicadora de buena calidad medioambiental de las aguas (Espinosa *et al.*, 2007c; Tlig-Zouari *et al.*, 2010; Rivera-Ingraham *et al.*, 2013; García-Gómez, 2015; Espinosa y Rivera-Ingraham, 2016, 2017), con una cierta tolerancia al menos en determinados casos (Guallart *et al.*, 2006b, 2013c; Paredes-Ruiz, 2014). Diversos autores han sugerido que la contaminación ha incidido, junto a otros factores, en el declive reciente de la especie (Laborel-Deguen y Laborel, 1991a; Espinosa, 2006; Moreno & Arroyo, 2008; Rivera-Ingraham, 2010).

Como todas las especies intermareales, la lapa ferrugínea puede ser gravemente afectada por la contaminación flotante, particularmente por los vertidos de hidrocarburos. Estos vertidos son especialmente probables en el Estrecho y el mar de Alborán dado el intenso tráfico marítimo en la zona, a lo que se une, además, la práctica del “bunkering” (abastecimiento de combustible de barco a barco) en zonas como la bahía de Algeciras (Gibraltar) y Ceuta. Desde la aprobación de la Estrategia, se han registrado vertidos de hidrocarburos en Ceuta (2008, 2014), Melilla (2010, 2015, 2016) y la bahía de Algeciras (2008, 2009, 2011, 2012, 2017), sin que se haya llegado a establecer una afectación significativa a las poblaciones de *Patella ferruginea* en esas zonas. En el caso del vertido de Ceuta, que se repitió varias veces en 2014 y requirió intensos trabajos de limpieza en el litoral incluyendo zonas con abundancia de lapa ferrugínea, continúa abierta la vía penal. Es de destacar que todos estos casos se conocen por noticias de prensa, salvo el vertido de Ceuta. No se tiene constancia de ninguna publicación científica o informe que haga referencia a las condiciones de estos vertidos, a las operaciones de limpieza, ni a posibles afectaciones a *P. ferruginea* (mortalidad asociada). La información disponible, si existe, no ha sido enviada al Grupo de Trabajo de la Estrategia y a los asesores del mismo para su valoración.

El apartado 5.2 de la Estrategia, en relación con la protección del hábitat, establece que deben diseñarse planes de emergencia para la eventualidad de vertidos químicos (petróleo, y otros) en las zonas donde se encuentra la lapa ferrugínea. No hay constancia de que existan planes de emergencia contra vertidos de hidrocarburos adaptados a la



protección de la lapa ferrugínea distintos a los planes generales existentes en cada una de esas zonas, aunque en la bahía de Algeciras y Ceuta se tiene en cuenta la protección de la especie y Guallart (2006) estableció algunas recomendaciones al respecto para las islas Chafarinas. Guallart (2006, 2014) destacó la falta de conocimientos y la prudencia que se debería tener frente a los vertidos de hidrocarburos. Ante la posibilidad de que las Administraciones competentes planteen actuaciones como la extracción de ejemplares de la lapa en las zonas más gravemente afectadas, este autor plantea en los informes citados las dificultades de estas actuaciones y las precauciones que deberían tenerse en cuenta al respecto. Es necesario, pues, diseñar e implementar planes de emergencia en las localidades con poblaciones importantes de la especie ante posibles vertidos de hidrocarburos (y otros contaminantes), y, sobre todo, adoptar las medidas preventivas adecuadas para minimizar al máximo la posibilidad de este tipo de vertidos.

Patella ferruginea se considera una especie sensible a los vertidos de aguas residuales (Espinosa *et al.*, 2007c). Se han registrado vertidos accidentales de aguas residuales en Ceuta (en 2008) y Melilla (en 2014) que podrían haber afectado eventualmente a la lapa ferrugínea, sin que conste información adicional sobre este tema. Ceuta y Melilla no dispusieron de una estación depuradora hasta 2013 y 2009, respectivamente. El vertido de aguas residuales podría ser igualmente frecuente en las costas andaluzas, sobre todo en verano y en ciertos puntos, debido a la saturación de las depuradoras, aunque no se tiene evidencia de que se hayan producido en zonas en las que se halla la lapa.

También pueden afectar a la lapa los vertidos de salmuera de las plantas desalinizadoras, como parece haber ocurrido en Melilla con el vertido en cascada de Rostrogordo, que se halla además muy próximo al LIC de Aguadú (Guallart *et al.*, 2013c). No existe información acerca de la influencia de los cambios de salinidad sobre *Patella ferruginea*, aunque se ha estudiado en otras especies de lapas (Arnold, 1957; De Pirro *et al.*, 1999; Firth y Williams, 2009). Al margen de que pueda cambiar en el futuro la localización o el tipo de vertido de esta planta desalinizadora, una de las tareas prioritarias de seguimiento en Melilla sería evaluar el impacto de este vertido en la supervivencia de los ejemplares y en la evolución de la población afectada (Guallart *et al.*, 2013) y minimizarlo, en su caso, mediante un emisario al mar abierto y difusores en su extremo, que alejen de la costa la pluma de salmuera. Una buena ocasión para abordar la construcción de este emisario y minimizar el impacto de la cascada de salmuera sobre la población de *Patella ferruginea* cercana, es el proyecto de ampliación de la desalinizadora de Melilla. El informe de impacto ambiental del proyecto "Construcción, ampliación, terminación e integración de la desaladora de agua marina de Melilla" fue publicado recientemente (BOE, 2018b) y establece una serie de medidas de seguimiento y condiciones para evitar efectos adversos sobre el medio ambiente. Entre esas medidas, no se contempla la construcción del emisario que aquí se sugiere y se mantiene el vertido en cascada, dado que dicho informe determina que "... no habrá afección sobre *Patella ferruginea*, ya que ésta se localiza en la zona mediolitoral superior e inferior, zonas donde la pluma de vertido hipersalino no llega a producir afección por su



rápido hundimiento.", una afirmación con la que no estamos de acuerdo. Sin embargo, el mismo informe aprueba la construcción de un nuevo inmisario en una ZEC de la Red Natura 2000 (ES6320001 Zona marítimo terrestre de los Acantilados de Aguadú), en lugar de fuera de ese espacio protegido, como sería posible y recomendable.

13.5. Cooperación institucional

13.5.1. Grupo de Trabajo

El apartado 6.2.1 de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (Directrices de aplicación) establece que, dentro de la cooperación institucional *"se deberá crear un Grupo de Trabajo en el seno del Comité de Flora y Fauna Silvestres, que tendrá como tarea prioritaria fomentar y potenciar la coordinación técnica entre la Administración General del Estado y las Administraciones Autonómicas con competencias en la gestión directa de la lapa ferrugínea, y con los sectores sociales implicados o relacionados con la especie"*, y enumera las funciones de dicho grupo.

El Grupo de Trabajo se constituyó oficialmente en Ceuta el 17 de diciembre de 2008, aunque previamente se había reunido con una composición similar en Huerta Grande (Cádiz) y Madrid en 2007, para aprobar la versión definitiva de la Estrategia. Desde el inicio de sus actividades, el Grupo ha estado formado por técnicos de la Administración General del Estado (Ministerio de Medio Ambiente y Organismo Autónomo de Parques Nacionales), de la comunidad de Andalucía y de la ciudad autónoma de Ceuta e investigadores de diversos centros (universidades de Sevilla, Valencia y Autónoma de Madrid, Museo Nacional de Ciencias Naturales - CSIC), invitándose eventualmente a las distintas reuniones a representantes de otras instituciones u organismos interesados en la problemática de conservación de la lapa ferrugínea. Hasta la quinta reunión (2016), no participó en las reuniones ningún representante de la Consejería de Medio Ambiente de Melilla. En la composición actual del Grupo figuran los asesores para la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea designados en 2011, como se detalla en el apartado 13.5.3. Hasta la fecha no ha participado ningún representante de la Región de Murcia.

En diversas ocasiones se ha discutido en el seno del Grupo la conveniencia de la participación conjunta en las reuniones de gestores y asesores, aunque parece haberse llegado a la conclusión de que esa circunstancia facilita la comunicación directa entre investigadores y gestores, y favorece las funciones que se asignan al Grupo en la Estrategia, permitiendo el intercambio de opiniones sobre el avance del conocimiento científico y su aplicación en la gestión y la conservación de la especie.

Hasta ahora, el Grupo de Trabajo se ha reunido en cinco ocasiones desde 2008: Ceuta (2008), Sevilla (2009, 2014) y Madrid (2011, 2016). A juzgar por la cantidad de temas tratados en cada reunión y la problemática frecuente respecto a la conservación de la lapa ferrugínea, esa periodicidad parece insuficiente. De hecho, en la primera reunión del Grupo en 2008, se estableció que debería reunirse cada seis meses aproximadamente. En esa baja periodicidad ha influido probablemente la falta de financiación para esas reuniones hasta 2016. No obstante, la ausencia de contacto directo entre los miembros del Grupo se ha solventado recurriendo al correo electrónico.



Se recomienda establecer en la actualización de la Estrategia que el Grupo se reúna al menos una vez al año, y que se fije una fuente de financiación para sus reuniones que cubra al menos los gastos de desplazamiento de los participantes.

En la tabla 13.3 se resumen los temas tratados en las reuniones del Grupo de Trabajo realizadas hasta ahora, a partir de las actas correspondientes. Los temas se han agrupado en cinco categorías (investigación, gestión y conservación, amenazas, sensibilización social y divulgación de la especie, y financiación). El análisis de los temas tratados lleva a concluir que los relacionados con la gestión y conservación y con la investigación han predominado en las reuniones, seguidos en tercer lugar por las amenazas para la especie. Comparativamente, apenas han sido tratados temas tan importantes como la sensibilización social y la divulgación, y tan fundamentales para el desarrollo efectivo de la Estrategia como la financiación de la investigación, de las medidas de gestión y de la divulgación. No obstante, el mero análisis numérico no es equivalente al tiempo invertido en cada tema. El estudio detallado de las actas muestra que buena parte del tiempo de los debates se dedicó a temas como los traslados (desestimados en la Estrategia, excepto con fines de investigación o conservación) y su relación con las obras de infraestructuras costeras, y a la propuesta de “microrreservas marinas artificiales” como medida de conservación de la especie en las zonas en las que vive sobre sustratos artificiales. La última reunión (2016) estuvo prácticamente centrada en estos temas, a raíz del proyecto de ampliación del puerto de Melilla; a ella fueron invitados representantes de la Autoridad Portuaria de Melilla.

En ausencia de reuniones al efecto, las obras y actuaciones en la costa han ocupado buena parte de la comunicación a través del correo electrónico. Con frecuencia creciente, los organismos promotores o responsables de las autorizaciones de esas obras costeras se han dirigido al Grupo de Trabajo para solicitar su asesoría en relación con la evaluación del impacto ambiental de las obras. Una excepción a ello fue el proyecto de ampliación del puerto de Tarifa, que sólo fue conocido por algunos miembros del Grupo con ocasión del plazo de información pública (2010). A finales de 2017 sucedió algo similar, no comunicándose oficialmente al Grupo o a sus asesores la publicación del estudio de impacto ambiental del Proyecto de ampliación del puerto de Melilla, ni tampoco el plazo de información pública del mismo, pese a que una versión inicial de este proyecto había sido tratada en la última reunión del Grupo en 2016 (ver apartado 13.4.2). Lo mismo ha ocurrido con el informe de impacto ambiental de la ampliación de la desalinizadora de Melilla, recientemente aprobado (BOE, 2018b), sin que el Grupo tuviese conocimiento de este proyecto (ver apartado 13.4.3).

Según se establece en el apartado 6.2.1 de la Estrategia, una de las funciones del Grupo de Trabajo es “identificar los problemas de conservación y sugerir las prioridades técnicas de conservación, manejo e investigación”. Parece existir consenso en el Grupo sobre la conveniencia de conocer la información sobre estas obras durante la fase de proyecto y también, respecto a las repetidas solicitudes de asesoría en materia de obras costeras, sobre que la función del Grupo debe limitarse a lo establecido en la Estrategia, es decir, a expresar su opinión técnica sobre estos temas en relación con la conservación de la lapa ferrugínea.


Tabla 13.3. Resumen de los temas principales tratados en las cinco reuniones del Grupo de Trabajo para la conservación de la lapa ferrugínea realizadas hasta el momento.

Temas tratados	Ceuta (2008)	Sevilla (2009)	Madrid (2011)	Sevilla (2014)	Madrid (2016)
Censo en el peñón de Vélez de la Gomera				1	
Cooperación internacional (área de distribución)	1	1			
Dinámica de la población de las islas Chafarinas	1	1	1		
Dinámica de las poblaciones de Andalucía	1	1	1	1	
Dinámica de las poblaciones de Ceuta			1	1	
Ensayos de desarrollo larvario	1		1		
Estima de la población de Melilla			1	1	
Estudio socioeconómico	1				
Estudios de alimentación		1	1		
Estudios de reproducción		1	1	1	
Estudios genéticos	1	1	1	1	
Listado bibliográfico actualizado	1				
Nueva cita en la isla Hormiga	1				
Proyecto Cero				1	
Reclutamiento y proporción de sexos	1	1	1	1	
Tamaño mínimo viable de la población	1				
Investigación			34		
Foro de trabajo en Internet	1				
Guía metodológica de Evaluación de Impacto Ambiental	1	1			1
Identificación y establecimiento de áreas críticas y sensibles	1	1	1	1	1
Implicación de los Puertos en la conservación de la especie	1				
Impulsar líneas prioritarias de investigación (genética, reproducción, demografía)	1			1	
Inclusión en la Lista Roja de la UICN	1				1
Invitación autoridades competentes de Murcia y Melilla	1				
Microrreservas marinas artificiales	1		1	1	1
Planes de emergencia contra la contaminación	1				
Planes de recuperación	1	1	1	1	
Protocolo de marcado de ejemplares	1	1			1
Protocolo de muestreo de la calidad del medio	1				
Protocolo de seguimiento de las poblaciones (censos)	1	1			1
Reintroducción y traslados	1		1	1	1
Solicitud de información a Murcia y Melilla			1		
Sustratos naturales y artificiales	1				
Gestión y conservación			37		
Acondicionamiento de la punta de El Morrillo y Horcas Coloradas (Melilla)	1	1		1	
Actualización de la Estrategia					1
Daño significativo sobre la especie					1
Marisqueo ilegal	1	1			
Obras en el embarcadero y muelle Titán de Chafarinas				1	1
Propuesta de ampliación del puerto de Ceuta (fases 2 y 3)	1				
Proyecto de ampliación del puerto de Melilla					1
Recuperación del borde marítimo de Fuentecaballos (Ceuta)	1	1	1		
Reordenación de La Mamola y de su sistema de defensas	1				
Vertido de hidrocarburos en Ceuta					1
Amenazas			16		
Sensibilización social y divulgación de la especie	1	1	1	1	
Voluntariado			1	1	
Sensibilización social y divulgación de la especie			6		
Vías de financiación	1	1			1
Financiación			3		



13.5.2. Coordinación entre las Administraciones Públicas

En relación con la coordinación entre Administraciones Públicas, la Ley 42/2007 creó la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (artículo 7), como órgano consultivo y de cooperación entre las administraciones públicas. El Real Decreto 1424/2008 (BOE, 2008), que desarrolla las funciones de esta Comisión, creó a su vez el Comité de Flora y Fauna Silvestres, como órgano técnico especializado en esta materia. El artículo 9.2 del Real Decreto 139/2011 establece: *“En el caso de que la especie se distribuya por el territorio de más de una comunidad autónoma, el MARM y las comunidades autónomas adoptarán los mecanismos de coordinación que procedan a través de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y Biodiversidad”*.

La redacción actual del apartado 6.2.2 de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea se considera adecuada, por lo que no se propone ninguna modificación sustancial, salvo su adaptación a la nueva legislación vigente.

13.5.3. Recursos humanos

El artículo 6.2.3 de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea establece que, para facilitar la acción coordinadora del Ministerio, se nombrará un asesor técnico o un comité asesor de expertos, con el fin de realizar las tareas de coordinación y apoyo de la Estrategia. El mismo artículo detalla las funciones de dicho comité asesor.

Mediante resolución de 27 de octubre de 2011, de la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, se designaron como asesores de dicho Ministerio para la estrategia de conservación de la lapa ferrugínea seis investigadores de las universidades de Sevilla y Autónoma de Madrid, y del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), un investigador independiente experto en la especie y un representante de una ONG (WWF). En una resolución posterior (22 de marzo de 2013) de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar se actualizó la lista de asesores, quedando en cinco investigadores y el representante de WWF, aunque este último nunca ha asistido a las reuniones del Grupo de Trabajo.

Como se ha dicho en el capítulo 3, dedicado a la producción científica, el número de investigadores dedicados actualmente en España al estudio de la lapa ferrugínea (y no a tiempo completo) es de entre 6 y 8, y se limita en la práctica a los que aparecen en la lista de asesores, sin que exista una perspectiva clara de aumento o de reemplazo generacional a medio plazo. Una parte importante del tiempo de estos investigadores se dedica a la docencia, y el tiempo dedicado a la investigación en la lapa ferrugínea es en general compartido con otros temas o proyectos. Otra parte considerable de tiempo se invierte en la tarea de asesoría al Ministerio que establece la Estrategia, como es el caso de la elaboración del informe del que procede esta publicación y de la propuesta de actualización de la Estrategia, o realizando tareas de evaluación del estado de las poblaciones de Murcia, Ceuta, Melilla, las islas Chafarinas y el peñón de Vélez de la Gomera, como se ha comentado en el apartado 13.2.7. No obstante, ese escaso número de investigadores a tiempo parcial ha contribuido notablemente en los últimos años al



avance del conocimiento científico básico necesario para la conservación de la especie, aunque el nivel de conocimiento es todavía claramente insuficiente para una mejora sustancial de la gestión.

En la administración pública, la situación en cuanto a recursos humanos destinados a la gestión y conservación no es mejor. La Subdirección General para la Protección del Mar dispone de sólo cinco técnicos, que deben ocuparse de todo lo relacionado con la gestión y la conservación de especies y hábitats marinos en España, una tarea descomunal. El Organismo Autónomo de Parques Nacionales cuenta con un solo técnico para atender todo lo relacionado con el LIC de las islas Chafarinas. El Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía cuenta con siete técnicos que deben atender la conservación y el desarrollo sostenible del litoral y de los fondos marinos en toda Andalucía, que han logrado cumplir de forma ejemplar la aplicación de la Estrategia en estos años. La Consejería de Medio Ambiente y Sostenibilidad de Ceuta, la Consejería de Coordinación y de Medio Ambiente de Melilla, y el Servicio de Planificación, Áreas Protegidas y Defensa del Medio Natural de la Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente de Murcia, cuentan aparentemente cada uno con un solo técnico dedicado a temas de conservación de especies y hábitats en general, incluyendo las terrestres, y a otros temas relacionados con la conservación.

Puede concluirse, en resumen, que los recursos humanos disponibles para la investigación, la gestión y la conservación no sólo de la lapa ferrugínea, sino de otras especies y hábitats marinos amenazados, son actualmente insuficientes para realizar adecuadamente esas tareas. Se recomienda que la Estrategia recoja en su nueva redacción la necesidad de incrementar los recursos humanos (y los financieros, ver el apartado siguiente) con el fin de mejorar la investigación, la gestión y la conservación de la lapa ferrugínea.

El resto de la redacción actual del apartado 6.2.3 de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea se considera adecuado, por lo que no se propone ninguna otra modificación de importancia, salvo su adaptación a la nueva legislación vigente.

13.5.4. Recursos financieros

Como se desprende de lo expuesto en el capítulo 3.6 (proyectos científicos o técnicos), la financiación destinada en los últimos años a la investigación o la conservación de la lapa ferrugínea es muy inferior a la disponible para otras especies emblemáticas en peligro de extinción, como el lince ibérico.

En cuanto a los recursos financieros, la Estrategia establece (apartado 6.2.5) que *“la financiación de las actuaciones específicas que se realicen en el desarrollo de la Estrategia deberán correr a cargo de los organismos responsables de su ejecución, y competentes en la aplicación de los planes de recuperación y de la presente Estrategia, quienes podrán disponer al efecto de sus correspondientes presupuestos o utilizar fondos procedentes de otras instituciones o entidades públicas o privadas. Para ello, se establecerá la dotación de medios*



humanos y materiales necesarios y se habilitarán los correspondientes presupuestos anuales tanto a nivel estatal como autonómico, sin perjuicio de la colaboración de otras entidades públicas o privadas que puedan tener interés en participar. En este sentido, se debe tender a intentar la aplicación de fondos comunitarios que por su naturaleza puedan destinarse a la aplicación de esta Estrategia. Se procurará fomentar que las actuaciones derivadas de la presente Estrategia sean priorizadas en la distribución y asignación de fondos, ya sea a la hora de su consignación en los respectivos presupuestos de los organismos públicos implicados o en el marco de convocatorias promovidas por entidades públicas o privadas”.

A este respecto, cabe añadir aquí que el Real Decreto 139/2011 (BOE, 2011a) establece en su artículo 11.6 que las posibles acciones que se deriven de su desarrollo, en concreto las Estrategias de conservación de especies amenazadas, podrán recibir el apoyo financiero del Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, previsto en el artículo 78 de la Ley 42/2007. A través de este Fondo también se podrán cofinanciar los planes derivados de las estrategias, en los términos que se establezcan en los correspondientes convenios con las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía. Entre los objetivos del Fondo (78.2) figuran el de desarrollar acciones y crear instrumentos adicionales que contribuyan a la conservación de especies del Catálogo Español de Especies Amenazadas (78.2.b), contribuir a la ejecución de las medidas incluidas en las Estrategias y Planes de conservación de las especies catalogadas (78.2.d), financiar acciones específicas de investigación aplicada, demostración y experimentación relacionadas con la conservación del patrimonio natural y la biodiversidad (78.2.l), e impulsar iniciativas de divulgación que favorezcan el conocimiento y la sensibilización social por la conservación y el uso sostenible del patrimonio natural español (78.2.t). El artículo 78.3 establece que *“la ejecución de las acciones que se financien con cargo al Fondo corresponderá, en sus respectivos ámbitos de competencia, a la Administración General del Estado y a las comunidades autónomas, con las que previamente se habrán establecido mediante convenio las medidas a cofinanciar”.*

Por último, la Disposición adicional primera de la Ley 42/2007 establece, en lo relativo al ejercicio de las competencias de la Administración General del Estado sobre los espacios, hábitats y especies marinos, el *“fomento de la coordinación entre las políticas de conservación y uso sostenible de la biodiversidad y el paisaje y los programas nacionales de investigación”.*

Se recomienda que la Estrategia recoja en la nueva redacción del apartado 6.2.5 la necesidad de implementar los recursos financieros necesarios para mejorar la investigación, la gestión y la conservación de la lapa ferrugínea, en la línea de lo expuesto en los párrafos anteriores.

El resto de la redacción actual del apartado 6.2.5 de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea se considera adecuado, por lo que no se propone ninguna modificación de importancia, salvo su adaptación a la nueva legislación vigente.



13.6. Conclusiones

En lo relativo a las medidas de gestión y conservación desarrolladas a partir de la aprobación de la Estrategia para la conservación de la lapa ferrugínea, se concluye lo siguiente:

1) La población total de *Patella ferruginea* en España se mantiene aparentemente estable en relación a la situación en 2008, pero se halla en estado desfavorable, con una distribución muy fragmentada constituida por un número muy reducido de poblaciones reproductivamente viables, por lo que se mantiene en la categoría “en peligro de extinción”.

2) Se recomienda realizar una evaluación general del estado de conservación de las poblaciones con una periodicidad máxima de dos años, y realizar un seguimiento de las principales poblaciones con periodicidad anual, a cargo de biólogos cualificados y siguiendo un protocolo homogéneo en todas las zonas.

3) Se recomienda proponer la evaluación de la especie para su inclusión en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

4) Se recomienda estudiar la posibilidad de declarar áreas marinas protegidas adicionales para la protección de la especie, al menos en las zonas donde esté presente una población reproductora, asegurar la conectividad entre esas zonas y protegerlas de forma eficaz.

5) Se recomienda establecer convenios de colaboración entre las autoridades medioambientales y las autoridades portuarias para la protección de las poblaciones de lapa ferrugínea asentadas sobre sustratos artificiales (puertos, escolleras, etc.).

6) Se recomienda aprobar cuanto antes los planes de recuperación de la especie, que deben incluir la designación de las áreas críticas. Se recomienda igualmente realizar el procedimiento necesario para incorporar las áreas críticas que se designen en esos planes a la Red de Áreas Marinas Protegidas de España. Se propone considerar áreas críticas al menos las islas Chafarinas, Melilla, Ceuta, la isla de Alborán, la bahía de Algeciras y el peñón de Vélez de la Gomera.

7) Excepto en Andalucía, el grado de cumplimiento de las administraciones competentes en relación a la evaluación periódica del estado de conservación de las poblaciones de *Patella ferruginea* a lo largo de los nueve años de vigencia de la Estrategia ha sido en general insuficiente para una adecuada gestión de la especie, lo que puede deberse a la escasez general de recursos humanos y financieros.

8) La mejor evidencia científica disponible prueba que los traslados de ejemplares no deben considerarse una medida de conservación de la especie.

9) Se recomienda priorizar e impulsar la investigación en lo relativo a la reproducción, al desarrollo larvario, al reclutamiento y a la genética de poblaciones de la especie, dada la insuficiente información disponible en estos temas y su importancia para una adecuada gestión.

10) Las medidas de conservación *in situ* deben complementarse con medidas de conservación *ex situ* mediante la cría en cautividad, con el fin de valorar la posible reintroducción de la especie en las poblaciones que se hallan por debajo de un límite



viable o para incrementar su área de distribución. Las líneas de investigación sobre conservación *ex situ* deben desarrollarse en el futuro de acuerdo con la legislación vigente, siguiendo las directrices de la UICN y en estrecha coordinación internacional.

11) Se recomienda igualmente conservar material genético y biológico de la lapa ferrugínea en los bancos de material genético y biológico previstos en el artículo 63 de la Ley 42/2007.

12) La vigilancia ambiental debe mejorarse tanto en las áreas marinas protegidas como fuera de ellas para evitar el marisqueo ilegal, que es una de las principales causas de pérdida de ejemplares adultos en las poblaciones.

13) Debe mejorarse en gran medida la coordinación entre administraciones para eliminar o minimizar los impactos que suponen las obras costeras en las poblaciones de *Patella ferruginea*.

14) Debe mejorarse la vigilancia y la prevención de la contaminación, especialmente de sustancias flotantes, como los hidrocarburos, y, en las zonas en las que se halle la lapa ferrugínea, considerar la especie en los planes de emergencia.

15) Debe mejorarse la cooperación institucional, impulsando el funcionamiento del Grupo de Trabajo para la aplicación de la Estrategia mediante el trabajo conjunto con los asesores designados por el MAPAMA, optimizando la coordinación entre las administraciones públicas, e incrementando los recursos humanos y financieros.

16) Por último, para reforzar la protección de la especie deben incrementarse la conciencia social, mediante una adecuada política de divulgación y educación ambiental, y la voluntad política, tanto a nivel español como internacional.

14. AGRADECIMIENTOS



Agradecemos la colaboración para obtener diversa información relativa a *Patella ferruginea*, y sus aportaciones a esta publicación a: María Soledad Vivas Navarro, Eduardo Fernández Tabales, Fernando Ortega Alegre, y al equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía); Francisco Javier Martínez Medina (Obimasa, Consejería de Medio Ambiente de Ceuta); Rafael Díaz García (Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia); María Moreno de Pintos y Jorge Alonso Rodríguez (División para la Protección del Mar, Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, MAPAMA); Javier Zapata Salgado (Organismo Autónomo de Parques Nacionales, MAPAMA); Fernando José Rey de la Vega (Servicio Provincial de Costas de Granada, MAPAMA); Carmen Pitarch Moreno, Juan Manuel Paramio Cabrera y Luis J. Ayala Navarro (Autoridad Portuaria de Melilla); César Morata Lopezosa y Francisco García Pérez (Autoridad Portuaria de Motril); José Carlos García Gómez y Free Espinosa Torre (Universidad de Sevilla); Charles-François Boudouresque (Mediterranean Institute of Oceanography, Aix-Marseille University and Toulon University), Rose-Abèle Viviani y Marion Peirache (Parc national de Port-Cros, Francia), y Alfonso A. Ramos Esplá (Universidad de Alicante).

Agradecemos también a los anteriores responsables de la División para la Protección del Mar y de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea, Javier Pantoja Trigueros y Ainhoa Pérez Puyol, el gran esfuerzo realizado durante los últimos años para iniciar y mejorar la conservación de esta especie y de sus hábitats.

Esta publicación es el resultado del informe derivado del contrato de servicios "Adaptación de la Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) en España al nuevo conocimiento científico-técnico de la especie" en el marco del Proyecto LIFE IP-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012), "Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español" (Referencia: Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, 28-5278. Universidad Autónoma de Madrid-Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid).

Agradecemos a Cristina García Recuero, Isabel de Puellas, Verónica Novella Cuevas, José Antonio Martín Bravo, Eva Crespo Valencia y Pilar Bonilla Madruga (Fundación de la Universidad Autónoma de Madrid) su ayuda en la gestión y administración del contrato de servicios anteriormente mencionado.

Por último, agradecemos a Diego Moreno Lampreave y Ramón Manuel Álvarez Halcón la revisión crítica del manuscrito y sus sugerencias y aportaciones, que han contribuido a mejorar el resultado final.

15. BIBLIOGRAFÍA



Se incluyen todas las publicaciones incluidas en el análisis del capítulo 3 (producción científica); una parte de ellas no han sido citadas en el texto.

- AA. VV. (Autores Varios). 1991. *Inventario de los recursos marinos del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas*. Informe final del convenio entre el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) y la Universitat de València (no publicado).
- AA. VV. (Autores Varios). 1994. *Seguimiento del medio marino en el archipiélago de Chafarinas y adecuación de cuevas para la foca monje*. Informe final del convenio entre el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) y la Universitat de València (no publicado).
- Aartsen, J. J. van, Menkhorst, H. P. M. G. & Gittenberger, E. 1984. The marine Mollusca of the Bay of Algeciras, Spain, with general notes on *Mitrella*, Marginellidae and Turridae. *Basteria*, suppl. 2: 1-135.
- Airoidi, L., Abbiati, M., Beck, M. W., Hawkins, S. J., Jonsson, P. R., Martin, D., Moschella, P. S., Sundelöf, A., Thompson, R. C. & Åberg, P. 2005. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52: 1073-1087.
- Airoidi L., Balata, D. & Beck, M. W. 2008. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 8-15.
- Airoidi, L. & Beck, M. W., 2007. Loss status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology*, 45, 345-405.
- Allee, W. C. 1931. *Animal Aggregations. A study in General Sociology*. University of Chicago Press, Chicago, 431 pp.
- Altaba, C. R. 1999. *La diversitat biològica. Una perspectiva desde Mallorca*. Ed. Moll, Manuals d'Introducció a la Naturalesa, 12. Palma de Mallorca, 110 pp.
- Andromede Oceanologie. 2012. *Inventaires biologiques et analyse écologique des habitats marins patrimoniaux du site Natura 2000 «Rade d'Hyères» FR 9301613*. Contrat Andromede Oceanologie/Agence des Aires Marines Protégées, 501 pp.
- Anónimo. 2012. Lapa ferrugínea: se logra la reproducción en laboratorio de este molusco en peligro. *Quercus*, 319: 66.
- Aparici-Seguer, V., Guallart-Furió, J. & Vicent-Rubert, J. J. 1995. *Patella ferruginea* population in Chafarinas islands (Alboran Sea, Western Mediterranean). En: *Abstracts 12th International Malacological Congress*, pp. 119-120, Guerra, A., Rolán, E. & Rocha, F., Eds. Instituto de Investigaciones marinas (CSIC), Vigo.
- Aquino de Souza, R., Tyler, P. & Hawkins, S. J. 2009. Artificial oocyte maturation in *Patella depressa* and *Patella vulgata* using NaOH-alkalinized seawater. *Marine Biology Research*, 5: 503-510.
- Arnold, D. C. 1957. The response of the limpet *Patella vulgata* L. to waters of different salinities. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 36: 121-



- 128.
- Arrontes, J., Arenas, F., Fernández, C., Rico, J. M., Oliveros, J., Martínez, B., Viejo, R. M. & Álvarez, D. 2004. Effect of grazing by limpets on mid-shore species assemblages in northern Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 277: 117-133.
- Arroyo, M. C., Moreno, D., Barrajón, A., de la Linde, A., Remón J. M., de la Rosa, J., Fernández-Casado, M., Gómez, G., Ruiz-Giráldez, F., Vivas, M. S. & Fernández E. 2011. Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie. *Mediterranea. Serie de Estudios Biológicos*. Época II, Número Especial, pp. 9-46.
- Astruch, P., Boudouresque, C. F., Bonhomme, D., Goujard, A., Antonioli, P.-A., Bonhomme, P., Perez, T., Ruitton, S., de Saint-Martin, T. & Verlaque, M. 2012. Mapping and state of conservation of benthic marine habitats and assemblages of Port-Cros National Park (Provence, France, northwestern Mediterranean Sea). *Scientific Reports Port-Cros national Park*, 26: 45-90.
- Augier, H. 1982. *Inventaire et classification des biocenoses marines bentiques de la Méditerranée*. Conseil de l'Europe, Collection Sauvegarde de la Nature, 25 Estrasburgo, 59 pp.
- Autoridad Portuaria de la Bahía de Algeciras. 2010a. *Adenda al Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto de Ampliación del Puerto de Tarifa. Documento de Síntesis*. Tecnoambiente, 26 pp.
- Autoridad Portuaria de la Bahía de Algeciras. 2010b. *Adenda al Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto de Ampliación del Puerto de Tarifa*. Tecnoambiente, 202 pp.
- Autoridad Portuaria de Melilla. 2014a. *Informe de seguimiento de los ejemplares de Patella ferruginea afectados en el proyecto de "Rehabilitación del embarcadero del puerto de Chafarinas"*. Autoridad Portuaria de Melilla, Melilla, 54 pp.
- Autoridad Portuaria de Melilla. 2014b. *Evaluación de impacto ambiental del proyecto de ampliación del puerto de Melilla. Documento inicial*. Autoridad Portuaria de Melilla, Melilla, 62 pp.
- Autoridad Portuaria de Melilla. 2015a. *Informe de seguimiento a los tres meses de la traslocación de ejemplares de Patella ferruginea (noviembre 2015). Plan de seguimiento y vigilancia ambiental "Recuperación funcional del morro del muelle Titán del puerto de Chafarinas"*. Autoridad Portuaria de Melilla, Melilla, 54 pp.
- Autoridad Portuaria de Melilla. 2015b. *Proyecto Nereidas: reducción de la huella de carbono en los puertos: un reto común europeo. Situación actual*. Puerto de Melilla, 7 pp.
- Autoridad Portuaria de Melilla. 2016. *Informe al año de la traslocación de ejemplares (septiembre 2016). Plan de seguimiento y vigilancia ambiental de la actuación "Recuperación funcional del morro del muelle Titán del puerto de Chafarinas"*. Autoridad Portuaria de Melilla, Melilla, 24 pp.
- Autoridad Portuaria de Motril. 2013. *Propuesta de programa detallado de reubicación de Patella ferruginea y propuesta de seguimiento ambiental de las poblaciones de Patella y Cymbula, en el marco de la asistencia ambiental de las obras de ampliación del puerto*



- de Motril*. 8 pp. Informe no publicado.
- Aversano, F. R. 1986. Esperimento di insediamento artificiale di *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 nelle acque del Golfo di Arzachena (Sardegna, Settentrionale). *Bollettino Malacologico*, 22(5-8): 169-170.
- Baghdiguan, S., Escoubet, P. D'ondt, J. L., Laborel-Deguen, F., Riva, A. & Vicente, N. 1987. Les invertébrés. En: *Livre rouge des espèces menacées en France. Tome 2. Espèces marines et littorales menacées*, pp. 207-237, Beaufort, F. de & Lacaze, J. C. edits. Muséum National d'Histoire Naturelle publication, Paris.
- Barba, R., Moreno, D., Molina, M., Sandino, L., de la Linde, A., Remón, J. M., de la Rosa, J., Arroyo, M. C., Fernández-Casado, M. & Gómez, G. 2005. Programa de gestión sostenible de recursos para la conservación del medio marino andaluz: datos preliminares del censo de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. En: IV International Congress of the European Malacological Societies. Abstract. *Noticuario Società Italiana di Malacologia*, 23(5-8): 3.
- Barba, R., Moreno, D., Molina, M., Sandino, L., de la Linde, A., Remón, J. M., de la Rosa, J., Arroyo, M. C., Fernández-Casado, M. & Gómez, G. 2006. Programa de gestión sostenible de recursos para la conservación del medio marino andaluz: datos preliminares de los censos de especies de invertebrados amenazadas. En: *Abstracts XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, p. 101.
- Barrera, J. L. & Pineda, A. 2006. Islas Chafarinas. La geología de un archipiélago deseado por todos. *Tierra y Tecnología*, 30: 13-30.
- Batson, W. G., Gordon, I. J., Fletcher, D. B. & Manning, A. D. 2015. Translocation tactics: a framework to support the IUCN Guidelines for wildlife translocations and improve the quality of applied methods. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1598-1607.
- Bazairi, H. & Benhissoune, S. 2004. Présence de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) en Méditerranée marocaine: situation actuelle et perspectives. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 37: 489.
- Bazairi, H. & Benhissoune, S. 2007. Les mollusques marins protégés en Méditerranée marocaine: statut actuel et état de conservation. En: Paracuellos, M. (coord. de la ed.), *Ambientes mediterráneos. Funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos*, pp. 49-63. Colección Medio Ambiente, 2. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería), Almería.
- Bazairi, H., Benhissoune, S., Ben Haj, S., Benhoussa, A., Ouerghid, A., Rguibi Idrissi, H. & Espinosa, F. 2012. New and updated quantitative data on the Mediterranean endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 along the Moroccan coast. *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 609.
- Bazairi, H., Salvati, E., Benhissoune, S., Tunesi, L., Rais, C., Agnesi, S., Benhamza, A., Franzosini, C., Limam, A., Mo, G., Molinari, A., Nachite, D. & Sadki, I. 2004. Considerations on a population of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) in the Cala Iris islet (National Park of Al Hoceima - Morocco, Alboran sea). *Bollettino Malacologico*, 40 (9-12): 95-100.



- Belhadj, H. 2008. *Evaluation de la pollution métallique dans l'eau, les sédiments et organismes vivants du littoral de Ghazaouet (Extrême Ouest Algérien)*. Mémoire du en vue de l'obtention du Diplôme de Magister en Biologie (Écologie animale), Département de Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 246 pp.
- Bellan-Santini, J. 1994. Substrats durs. En: Lacaze, C. & Poizat, C. (eds.), *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*, pp. 77-123. Secrétariat de la Faune et de la flore, Collection Patrimoines Naturelles, Vol. 19. Serie Patrimoine écologique, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 246 pp.
- Bellon-Humbert, C. 1973. Les Mollusques marins testacés du Maroc. Catalogue non critique. Premier supplement. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien, sér. Zoologique*, 37: 1-145.
- Ben Haj, M. S. & Bernard, F. (coords.). 2005. *Schéma d'aménagement et d'orientations de gestion de la Reserve Marine des Iles Habibas*. Rapport final. Ministère d'Affaires Étrangères, Ambassade de France en Algérie, 95 pp.
- Benguedda, W., Dali Youcef, N. & Amara, R. 2011. Trace Metals in Sediments, Macroalgae and Benthic Species from the Western Part of Algerian Coast. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 5: 1604-1612.
- Bernoussi, A. 2013. *Contribution à l'évaluation de la pollution métallique dans les sediments et chez la Patelle (Patella ferruginea) sur le littoral de Zwanif commune de Oulhaça, (W. Ain Temouchent)*. Mémoire du Diplome Master en Ecologie Végétale et Environnement, Département de Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, et de Sciences de la Terre et de l'Univers, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, Algerie, 56 pp.
- Berryman, A. A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. *Oikos*, 103: 695-701.
- Biagi, V. & Poli, D. 1986. Considerazioni su una popolazione di *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 per le acque del promontorio di Piombino. *Bollettino Malacologico*, 22(5-8): 171-174.
- Bishop, M. J., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Firth, L. B., Morris, R. L., Loke, L. H. L., Hawkins, S. J., Naylor, L. A., Coleman, R. A., Chee, S. Y. & Dafforn, K. A. 2017. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492: 7-30.
- Blachier, J., Meinesz, A. & De Vaugelas, J. 1998. Répartition de *Lithophyllum lichenoides* (Rodophyta), de *Cystoseira amantacea* (Chromophyta), de *Patella ferruginea* (Mollusca) dans la réserve naturelle des Îles Lavezzi: Îlots et littoral de la pointe di u Cappicciolu à la pointe de Sperone. *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional et des Reserves Naturelles de Corse*, 57: 103-140.
- Blanchard, D. & Bourget, E. 1999. Scales in coastal heterogeneity: influence on intertidal community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 179: 163-173.
- Boaventura, D., Cancela da Fonseca, L. & Hawkins, S. J. 2003. Size matters: competition within populations of the limpet *Patella depressa*. *Journal of Animal Ecology*, 72: 435-



- 446.
- BOE. 1988. Ley 22/1988, de 28 de julio de costas. Legislación consolidada a 11 de diciembre de 2005. *Boletín Oficial del Estado*, 181: 1-60.
- BOE. 1999. Orden de 9 de junio de 1999 por la que se incluyen en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas determinadas especies de cetáceos, de invertebrados marinos y de flora y por la que otras especies se excluyen o cambian de categoría. *Boletín Oficial del Estado*, 148: 23921-23922.
- BOE. 2003. Ley 31/2003, de 27 de octubre, de conservación de la fauna silvestre en los parques zoológicos. *Boletín Oficial del Estado*, 258: 38298-38302.
- BOE. 2006. Resolución de 17 de julio de 2006, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre la evaluación del proyecto «Reordenación del paseo marítimo de La Mamola y remodelación de su sistema de defensas» (Polopos, Granada), promovido por la Dirección General de Costas del Ministerio de Medio Ambiente. *Boletín Oficial del Estado*, 220: 32530-32532.
- BOE. 2007a. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Texto consolidado (Última modificación: 21 de julio de 2018). *Boletín Oficial del Estado*, 299: 1-117.
- BOE. 2007b. REAL DECRETO 638/2007, de 18 de mayo, por el que se regulan las Capitanías Marítimas y los Distritos Marítimos. *Boletín Oficial del Estado*, 132: 24134-24147.
- BOE. 2008. REAL DECRETO 1424/2008, de 14 de agosto, por el que se determinan la composición y las funciones de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, se dictan las normas que regulan su funcionamiento y se establecen los comités especializados adscritos a la misma. *Boletín Oficial del Estado*, 221: 37173-37175.
- BOE. 2009. Resolución de 13 de noviembre de 2009, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto Ampliación del puerto de Ceuta, fase tercera. *Boletín Oficial del Estado*, 291: 103149-103166.
- BOE. 2010. Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. *Boletín Oficial del Estado*, 317: 108464-108488.
- BOE. 2011a. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Texto consolidado. Última modificación: 8 de agosto de 2016. *Boletín Oficial del Estado*, 46: 1-39.
- BOE. 2011b. Resolución de 8 de febrero de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto Ampliación del puerto de Tarifa, Cádiz. *Boletín Oficial del Estado*, 58: 26865-26890.
- BOE. 2012a. Anuncio de la Autoridad Portuaria para la licitación del contrato de obras de "Rehabilitación del embarcadero del Puerto de Chafarinas". *Boletín Oficial del Estado*, 182: 36315.



- BOE. 2012b. Resolución de 10 de octubre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto Prolongación del dique de abrigo del puerto de Motril y mejora ambiental de la playa de Las Azucenas en el término municipal de Motril, Granada. *Boletín Oficial del Estado*, 262: 76913-76930.
- BOE. 2012c. Resolución de la Autoridad Portuaria de la Bahía de Algeciras por la que se anuncia solicitud de La Línea City Port, S.L. de concesión para la ocupación de una parcela de 62.891 m² y una lámina de agua de 127.556 m² en las instalaciones portuarias de La Línea de la Concepción para la construcción y explotación de una base para megayates y cruceros en el interior de la dársena abrigada por el dique de San Felipe. *Boletín Oficial del Estado*, 260: 50012.
- BOE. 2015. Resolución de 16 de diciembre de 2015, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, sobre la evaluación de impacto ambiental del proyecto Acondicionamiento de una base para megayates y cruceros en el interior del dique de San Felipe, término municipal de La Línea de la Concepción (Cádiz). *Boletín Oficial del Estado*, 311: 123119-123124.
- BOE. 2017a. Resolución de 6 de marzo de 2017, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 24 de febrero de 2017, por el que se aprueban los criterios orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, 65: 19743-19756.
- BOE. 2017b. Anuncio de notificación de 7 de noviembre de 2017 en procedimiento administrativo por el que se somete a información pública el Estudio de Impacto Ambiental del "Proyecto constructivo de la ampliación exterior del Puerto de Melilla". *Boletín Oficial del Estado*, 277: 40945-40955. 277, supl. N: 1-2.
- BOE. 2018a. Real Decreto 190/2018, de 6 de abril, por el que se declara Zona Especial de Conservación el Lugar de Importancia Comunitaria LIC ES6300001 Islas Chafarinas de la región biogeográfica mediterránea de la Red Natura 2000, se amplía y se hace coincidir con el anterior espacio la Zona de Especial Protección para las Aves de igual nombre, y se aprueban las correspondientes medidas de conservación del espacio conjunto. *Boletín Oficial del Estado*, 97: 41064-41138.
- BOE. 2018b. Resolución de 9 de abril de 2018, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se formula informe de impacto ambiental del proyecto Construcción, ampliación, terminación e integración de la desaladora de agua marina de Melilla. *Boletín Oficial del Estado*, 96: 40945-40955.
- BOE. 2018c. Real Decreto 864/2018, de 13 de julio, por el que se desarrolla la estructura orgánica básica del Ministerio para la Transición Ecológica. *Boletín Oficial del Estado*, 170: 71010-71031.
- BOJA. 2003. Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía*, 218: 23790-23810.
- BOJA. 2012. Decreto 23/2012 por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y fauna silvestres y sus hábitats. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía*, 60:



- 114-163.
- BOME. 2017. Anuncio de la Autoridad Portuaria de Melilla por el que se somete a información pública el Estudio de Impacto Ambiental del "Proyecto constructivo de la ampliación exterior del Puerto de Melilla". Ciudad Autónoma de Melilla Boletín Oficial, 5494: 4340-4341.
- Bonhomme, D., Astruch, P., Goujard, A., Bonhomme, P., Antonioli, P.-A., Ruitton, S., Harmelin, J. G., Perez, T., Thibaut, T., Fourt, M. & Verlaque, M. 2011. *Description et cartographie des habitats et biocénoses du milieu marin du Parc national de Port-Cros. Contrat GIS Posidonie – Parc national de Port-Cros*. GIS Posidonie publ., 388 pp.
- Borrell, Y. J., Romano, F., Vázquez, E., Blanco, G. & Sánchez Prado, J. A. 2010. DNA barcoding and phylogeny of patellids from Asturias (Northern Spain). En: Nimis, P. L. & Vignes Lebbe, R. (eds.), *Tools for Identifying Biodiversity: Progress and Problems*, pp. 281-287.
- Boudouresque, C. F. 2002. Protected marine species, prevention of species introduction and the national environmental agencies of Mediterranean countries: professionalism or amateurishness? En: *Actes du Congrès International "Environnement et Identité en Méditerranée"*, Corte, 3-5 July 2002, Université de Corse Pascal Paoli publ., 4: 75-85.
- Boudouresque, C. F. 2004a. The erosion of Mediterranean biodiversity. En: Rodríguez-Prieto, C. & Pardini, G. (eds.), *The Mediterranean Sea. An Overview of its Present State and Plans for Future Protection*, pp. 53-112. Servei de Publicacions, Universitat de Girona, Girona, 271 pp.
- Boudouresque, C. F. 2004b. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports Port-Cros national Park*, 20: 97-146.
- Boudouresque, C. F., Beaubrun, P. C., Relini, G., Templado, J., Van Klaveren, M. C., Van Klaveren, P., Walmsley, J. G. & Zotier, R. 1996. *Critères de sélection et liste révisée des espèces en danger et menacées (marines et saumâtres) en Méditerranée*. GIS Posidonie Publishers, Marseille, 73 pp.
- Boudouresque C. F. & Bianchi C. N. 2013. Une idée neuve: la protection des espèces marines. En: *GIS Posidonie: plus de 30 ans au service de la protection et de la gestion du milieu marin*, pp. 85-91, Le Diréac'h, L. & Boudouresque C. F., Eds. GIS Posidonie publication, Marseille.
- Boudouresque C. F., Cadiou, G. & Le Diréac'h, L. 2005. Marine Protected Areas: a tool for coastal areas management. En: E. Levner et al. (eds.). *Strategic Management of Marine Ecosystems*, pp. 29-52. Springer, Netherlands.
- Boudouresque, C. F. & Laborel-Deguen, F. 1986. *Patella ferruginea*. En: *Le benthos marin de l'île de Zembre (Parc National, Tunisie)*, pp. 105-110, Boudouresque, C. F., Harmelin, J. G. & Jeudy de Grissac, A., Eds. GIS Posidonie publication, Marseille.
- Boumaza, S. & Semroud, R. 2001. Inventaire de la population de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 des îles Habibas (ouest Algerien). *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 36: 361.
- Bowman, R. S. & Lewis, J. R. 1986. Geographical variation in the breeding cycles and



- recruitment of *Patella* spp. *Hydrobiologia*, 142: 41-56.
- Branch, G. M. 1975. Mechanisms reducing intraspecific competition in *Patella* spp.: migration, differentiation and territorial behaviour. *Journal of Animal Ecology*, 44: 575-600.
- Branch, G. M. 1981. The biology of limpets: physical factors, energy flow and ecological interactions. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 19: 235-380.
- Branch, G. M. & Odendaal, F. 2003. The effects of Marine Protected Areas on the population dynamics of a South African limpet, *Cymbula oculus*, relative to the influence of wave action. *Biological Conservation*, 114(2): 255-269.
- Bravo Nieto, A., Bellver Garrido, J. A. & Gámez Gómez, S. (Eds.). 2013. *Chafarinas, el ayer y el presente de unas islas olvidadas*. *Revista Aldaba*, 37: 262 pp.
- Bray, L., Kassis, D. & Hall-Spencer, J. M. 2017. Assessing larval connectivity for marine spatial planning in the Adriatic. *Marine Environmental Research*, 125: 73-81.
- Browne, M. A. & Chapman, M. G. 2011. Ecologically-informed engineering reduces loss of intertidal biodiversity on artificial shorelines. *Environmental Science and Technology*, 45(19): 8204-8207.
- Bueno del Campo, I. & González García, J. A. 1996. *Guía marina de la región de Melilla*. Ensayos melillenses nº 4, Ciudad Autónoma de Melilla, 266 pp.
- Bulleri, F. 2005. Role of recruitment in causing differences between intertidal assemblages on seawalls and rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 287: 53-65.
- Bulleri, F. & Chapman, M. G. 2004. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145: 381-391.
- Bulleri, F. & Chapman, M. G. 2010. The introduction of coastal infrastructures as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 26-35.
- Bulleri, F. & Chapman, M. G. 2015. 7. Artificial physical structures. En: Crowe, T. M. & Frid, C. L. J. (eds). *Marine Ecosystems. Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*, pp. 167-201. Cambridge University Press, Cambridge.
- Burgos-Rubio, V., de la Rosa, J., Altamirano, M. & Espinosa, F. 2014. The role of limpets as omnivorous grazers: a new insight on intertidal ecology. *Resúmenes XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Gijón (España), 2-5 septiembre 2014, p. 91.
- Burgos-Rubio, V., de la Rosa, J., Altamirano, M. & Espinosa, F. 2015. The role of patellid limpets as omnivorous grazers: a new insight into intertidal ecology. *Marine Biology*, 162: 2093-2106.
- Cahill, A. E. & Koury, S. A. 2016. Larval settlement and metamorphosis in a marine gastropod in response to multiple conspecific cues. *PeerJ*, 4: e2295, DOI 10.7717/peerj.2295.
- Calvín, J. C. 1995. *El ecosistema marino mediterráneo. Guía de su flora y fauna*. Madrid, 797 pp.
- Capa, M. & Luque, A. A. 2006. Las comunidades marinas. En: Casas Grande, J., del Pozo Manrique, M. & Mesa León, B. (eds), *Identificación de las áreas naturales compatibles con la figura de "Parque Nacional" en España*, 6, pp. 137-194. Naturaleza y Parques



- Nacionales, Serie Técnica, Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 399 pp.
- CAR/ASP-PNUE/PAM. 2012. *Le Cap des Trois Fourches (Méditerranée, Maroc): caractérisation écologique et orientations de gestion*. Eds.: Bazairi, H., Limam A., Benhoussa, A., Mellouli, M., El Khalidi, K., Navarro-Barranco, C., González A. R., Maestre, M., García-Gómez, J. C. & Espinosa, F. CAR/ASP - Projet MedMPAnet, Tunis, 122 pp + Annexe.
- Carr, M. & Syms, C. 2006. Recruitment. En: *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Chapter 15 (L.G. Allen, D.J. Pondella, and M.H. Horn, eds.). University of California Press, Berkeley, pp. 411-427.
- Casas Grande, J., del Pozo Manrique, M. & Mesa León, B. (editores). 2006. *Identificación de las áreas compatibles con la figura de «Parque Nacional» en España*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 399 pp.
- Casu, M., Casu, D., Lai, T., Cossu, P. & Curini-Galletti, M. 2006. Inter Simple Sequence Repeat markers revealed strong genetic differentiation among populations of the endangered mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae) from two Sardinian Marine Protected Areas. *Marine Biology*, 149: 1163-1174.
- Casu, M., Casu, D., Lai, T., Pala, D., Gazale, V., Zanella, A. & Curini-Galletti, M. 2004. Studio preliminare sulla struttura genetica di *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Gastropoda), nell'Area Marina Protetta (AMP) dell'Isola dell'Asinara mediante ISSR. *XIV Congresso della Società Italiana de Ecología*, 4 pp. Siena.
- Casu, M., Rivera-Ingraham, G. A., Cossu, P., Lai, T., Sanna, D., Dedola, G. L., Sussarellu, R., Sella, G., Cristo, B., Curini-Galletti, M., García-Gómez, J. C. & Espinosa, F. 2011. Patterns of spatial genetic structuring in the endangered limpet *Patella ferruginea*: implications for the conservation of a Mediterranean endemic. *Genetica*, 139(10): 1293-1308.
- Casu, M., Sanna, D., Cristo, B., Lai, T., Dedola, G.L. & Curini-Galletti, M. 2010. COI sequencing as tool for the taxonomic attribution of *Patella* spp. (Gastropoda): the case of morphologically undistinguishable juveniles settled on a *Patella ferruginea* adult. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(7): 1449-1454.
- Ceccherelli, G., Casu, D. & Sechi, N. 2005. Spatial variation of intertidal assemblages at Tavolara-Capo Coda Cavallo MPA (NE Sardinia): geographical vs. protection effect. *Marine Environmental Research*, 59: 533-546.
- Ceccherelli, G., Pinna, S., Navone, A. & Sechi, N. 2011. Influence of geographical siting and protection on rocky-shore gastropod distribution at a Western Mediterranean marine protected area. *Journal of Coastal Research*, 27(5): 882-889.
- CE. 2008. Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 164: 19-40.



- CEE. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, L 206: 7-50.
- Chalabi, A., Semroud, R. & Grimes, S. 2002. *Plan d'Action Stratégique pour la Conservation de la Diversité Biologique en Région Méditerranéenne. Rapport National PAS BIO Algérie*. Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Plan d'Action pour la Méditerranée, 187 pp.
- Chapman, M. G. 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 21-29.
- Chapman, M. G. 2006. Intertidal seawalls as habitats for molluscs. *Journal of Molluscan Studies*, 72: 247-257.
- Chapman, M. G. & Blockley, D. J. 2009. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia*, 161: 625-635.
- Chapman, M. G. & Bulleri, F. 2003. Intertidal seawalls-new features of landscape in intertidal environments. *Landscape and Urban Planning*, 62:159-172.
- Chapman, M. G. & Underwood, A. J. 2011. Evaluation of ecological engineering of armoured shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 302-313.
- Chauvet, C., Francour, P., Harmelin, J. G., Laborel, J., Laurent, L., Pergent, G., Ramos-Espla, A., Ribera, M. A., Templado, J., Vacelet, J., Vicente, N. & Weinberg, S. 1991. Recommandations du groupe d'experts. En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, pp. 433-442, Boudouresque, C. F., Avon, M. & Gravez, V. eds. GIS Posidonie publication.
- Chéry, A., Jousseau, M. & Michel, L. 2012. *Inventaires biologiques et analyse écologique des habitats marins patrimoniaux. Sites Natura 2000 en mer du Lot Corse Extrême Sud. Volet V : Site Natura 2000 FR9402016 – Pointe de Senetosa et Prolongements*. Rapport: Stareso - EVEMar - Sintinelle / Agence des Aires Marines Protégées, 115 pp.
- Chéry, A., Pelapat, C., Donnay, A. & Lejeune, P. 2011. *Étude du milieu marin aux abords du port de l'île Rousse*. Contrat Chambre de Commerce et d'Industrie de Bastia et de la Haute-Corse, 55 pp.
- Christiaens, J. 1973. Révision du genre *Patella*. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle, (Sér. 3)*, 182: 1305-1392.
- Christiaens, J. 1983. The genus *Patella* along the coast of Malaga (Spain). *La Conchiglia*, 15 (166-167): 15-17.
- Claudet, J. & Fraschetti, S. 2010. Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 143: 2195-2206.
- CMA. 2006a. *Inventario de individuos vivos de Patella ferruginea en Andalucía (2004-2006)*. Informe Gestión Sostenible Medio Marino Andaluz, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 21 pp.
- CMA. 2006b. Información básica para protocolo de manejo, traslado y reubicación de *Patella ferruginea*. Programa de gestión sostenible de recursos para la conservación del medio marino andaluz, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 9 pp.



- CMA. 2008. *Informe regional 2008. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 72 pp.
- CMA. 2009. *Informe regional 2009. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 102 pp.
- CMA. 2010. *Informe regional 2010. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 75 pp.
- CMA. 2011. *Informe Regional 2011. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 122 pp.
- CMA. 2012. *Informe Regional 2012. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 108 pp.
- CMA. 2013. *Informe Regional 2013. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 109 pp.
- CMA. 2014. *Informe Final de Resultados 2014. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 126 pp.
- CMA. 2015. *Informe Final de Resultados 2015. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 127 pp.
- CMA. 2016a. *Informe Final de Resultados 2016. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 127 pp.
- CMA. 2016b. *Flora y fauna bentónica de la parcela que se afectaría por la posible ampliación del puerto José Banús (Marbella Málaga)*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 13 pp.
- CMA. 2016c. *Protocolo de inspección del marisqueo ilegal de especies protegidas (listado y catálogo) de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Dirección General de Gestión del Medio Natural y Espacios Protegidos, Junta de Andalucía, 13 pp.
- CMA. 2017. *Plan de recuperación y conservación de invertebrados amenazados y fanerógamas del medio marino*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 31 pp.
- Colonese, A. C., Lo Vetro, D. & Martini, F. 2014. Holocene coastal change and intertidal mollusc exploitation in the central Mediterranean: variations in shell size and morphology at Grotta d'Oriente (Sicily). *Archaeofauna*, 23: 181-192.
- Colonese, A. C., Mannino, M. A., Bar-Yosef Mayer, D. E., Fa, D. A., Finlayson, J. C., Lubell, D. & Stiner, M. C. 2011. Marine mollusc exploitation in Mediterranean prehistory: An overview. *Quaternary International*, 239: 86-103.
- Coombes, M. A., Naylor, L. A., Roast, S. D. & Thompson, R. C. 2009. Coastal defences and biodiversity: the influence of material choice and small-scale surface texture on biological outcomes. En: Allsop, N.W.H. (Ed.). *Proceedings of the ICE Conference on*



- Coasts, Marine Structures & Breakwaters*. Thomas Telford, London, pp. 474-485.
- Coppa, S. 2012. *On the ecology and conservation of marine endangered species, Pinna nobilis (Linnaeus, 1758) and Patella ferruginea (Gmelin, 1791), in the Marine Protected Area of Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre (western Sardinia, Italy)*. Tesi di Dottorato, Università degli Studi della Tuscia di Viterbo, 154 pp.
- Coppa, S., Camedda, A., Marra, S., Espinosa Torre, F., Massaro, G. & de Lucia, G. A. 2016a. Long-term field study of *Patella ferruginea* at the "Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre" MPA (Sardinia, Italy): updated results on population trend. *Frontiers in Marine Science Conference Abstract, XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies*. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00147.
- Coppa, S., de Lucia, G. A., Camedda, A., Massaro, G., Petrocelli, A., Cecere, E. & Magni, P. 2011. *Patella ferruginea* nell'AMP del Sinis: caratterizzazione dell'habitat e causa della sua rarefazione. *Biologia Marina Mediterranea*, 18(1): 244-245.
- Coppa, S., de Lucia, G. A., Massaro, G. & Magni, P. 2012. Density and distribution of *Patella ferruginea* in a Marine Protected Area (western Sardinia, Italy): Constraint analysis for population conservation. *Mediterranean Marine Science*, 13(1): 108-117.
- Coppa, S., de Lucia, G. A., Massaro, G., Camedda, A., Marra, S., Magni, P., Perilli, A., Di Bitetto, M., García-Gómez, J. C. & Espinosa, F. 2016b. Is the establishment of MPAs enough to preserve endangered intertidal species? The case of *Patella ferruginea* in Mal di Ventre Island (W Sardinia, Italy). *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, 26(4): 623-638.
- Cossu, P. & de Luca, M. 2014. Distribuzione di *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 nelle "no entry-zone" e nelle zone di fruizione parziale dell'AMP dell'isola dell'Asinara. 45° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina, Venezia, 19-23 maggio 2014, pp. 132-135.
- Cossu, A., De Luca, M. & Ghelfi, C. 2006. Distribuzione spaziale dei popolamenti a *Lithophyllum byssoides*, a *Patella ferruginea* e della frangia a *Cystoseira* sp. nell'arcipelago di la Maddalena (Sardegna-Italia). *Biologia Marina Mediterranea*, 13(2): 84-85.
- Cossu, A., De Luca, M. & Ragazzola, F. 2007. Spatial distribution of *Lithophyllum byssoides*, *Patella ferruginea* assemblage and *Cystoseira* sp. fringe in the Maddalena Archipelago (Sardinia – Italy). En: *European Symposium on MPAs as a Tool for Fisheries Management & Ecosystem Conservation*. Murcia (Spain), 25-28 September, 2007.
- Cossu, P., Scarpa, F., Dedola, G. L., Sanna, D., Lai, T., Cristo, B., Curini-Galletti, M., Panzalis, P., Navone, A., Careddu, G., Congiatu, P. P., Mura, L., Fois, N. & Casu, M. 2017. Surviving at the edge of a fragmented range: patterns of genetic diversity in isolated populations of the endangered giant Mediterranean limpet (*Patella ferruginea*). *Marine Biology*, 164(41): 1-18.
- Cottalorda, J. M., Meinesz, A., Thibaut, T. & Chiaverini D. 2004. Représentation cartographique de l'abondance de quelques algues et invertébrés sur le littoral des îlots du Rascas et de la Gabinière (Parc national de Port-Cros, Var, France). *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 20: 195-209.



- Cowen, R. K. & Sponaugle, S. 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual Review of Marine Science*, 1: 443-466.
- Cretella, M., Scillitani, G., Toscano, F., Turella, P., Picarello, O. & Cataudo, A. 1994. Relationships between *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 and the other Tyrrhenian species of *Patella* (Gastropoda: Patellidae). *Journal of Molluscan Studies*, 60: 9-17.
- Cristo, B. 2005. Osservazioni su *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Gastropoda) nel parco nazionale dell'arcipelago della Maddalena: isolotto di Spargiotto. *Biologia Marina Mediterranea*, 12(1): 389-390.
- Cristo, B. & Caronni, S. 2008. Osservazioni sullo stato di conservazione di *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791) nelle vicinanze di Capo Ceraso (Golfo di Olbia, Sardegna nord - orientale). *Biologia Marina Mediterranea*, 15(1): 302-303.
- Cristo, B., Caronni, S. & Floris, A. 2007. Osservazioni su *Patella ferruginea* Gmelin 1791 (Mollusca, Gastropoda) nel Golfo di Olbia. *Biologia Marina Mediterranea*, 14: 344-345.
- Cristo, B., Dedola, G. L., Lai, T., Cossu, P., Sanna, D., Circosta, C., Curini-Galletti, M., Meloni, C. & Casu, M. 2010. Analysis of the genetic variability of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae) populations from the North-East Sardinia. *Biologia Marina Mediterranea*, 17(1): 324-325.
- Crump, R. G., Morley, H. S. & Williams, A. D. 1999. West Angle Bay, a case of study littoral monitoring of permanent quadrats before and after "Sea Empress" oil spill. *Field Studies*, 9: 497-511.
- Cuerda, J. 1987. *Moluscos marinos y salobres del Pleistoceno balear*. Caja de Baleares "Sa Nostra", Palma de Mallorca, 420 pp.
- Curelovich, N., Lovrich, G. A., Cueto, G. R. & Calcagno, J. A. 2016. Recruitment and zonation in a sub-Antarctic rocky intertidal community. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(2): 411-422.
- Curini-Galletti, M. 1979. Ritrovamento di una *Patella ferruginea*. *Notiziario CISMA*, 1: 53-54.
- Davies, C. E. & Moss, D. 1999. *EUNIS habitat classification. Version May 1999*. European Topic Center on Nature Protection and Diversity, Paris.
- Davies, C. E., Moss, D. & Hill, M.O. 2004. *EUNIS Habitat Classification revised. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity*. European Environment Agency, October 2004, 310 pp.
- Day, E. G., Branch, G. M. & Viljoen, C. 2000. How costly is molluscan shell erosion? A comparison of two patellid limpets with contrasting shell structures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 243: 185-208.
- Delany, J., Myers, A. A. & McGrath, D. 1998. Recruitment, immigration, and population structure of two coexisting limpet species in mid-shore tidepools on the west coast of Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 221-230.
- Delany, J., Myers, A. A. & McGrath, D. 2002. A comparison of the interactions of the limpets *Patella vulgata* and *Patella ulyssiponensis* with crustose coralline algae. En: *New Survey of Clare Island*, Royal Irish Academy, Dublin, 3: 79-90.
- De Pirro, M., Santini, G. & Chelazzi, G. 1999. Cardiac responses to salinity variations in two differently zoned Mediterranean limpets. *Journal of Comparative Physiology B*, 169:



- 501-506.
- De Sabata, E., Vaccher, V., Guallart, J., Antonioli, F., Anzidei, M., Bellotto, M., Dal Bo, E., Furlani, S., Montagna, P., Orrù, P., Navone, A., Taviani, M., Trainito, E. & Vacchi, M. 2015. Bedrock type and occurrence of *Patella ferruginea*: three case studies in North Sardinia. En: *Proceedings of GeoSUB International Congress, Underwater geology*, pp. 36-37, Furlani, S., Antonioli, F., Anzidei, M., Busetti, M., Ferranti, L., Mastronuzzi, G. & Orrù, P., Eds. Trieste.
- Dedola, G. L. 2011. *Analysis of the genetic variability of Patella ferruginea, Patella ulyssiponensis (Mollusca: Gastropoda) and Pinna nobilis (Mollusca: Bivalvia): contribution of molecular data in threatened species conservation studies*. Dissertation for the Degree of Doctor of Philosophy in Environmental Biology, Sassari University, 185 pp.
- Dias, P. C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(8): 326-330.
- Dicks, B. 1973. Some effects of Kuwait crude oil on the limpet, *Patella vulgata*. *Environmental Pollution*, 5(3): 219-229.
- División para la Protección del Mar. 2014. *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 5 pp. http://www.mapama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/biodiversidad-marina/habitats-especies-marinos/inventario-espanol-habitats-especies-marinos/Ficha_Patella_ferruginea_tcm7-3602_10.pdf
- Dodd, J. M. 1956. Artificial fertilization, larval development and metamorphosis in *Patella vulgata* L. and *Patella coerulea* L. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, 29: 172-186.
- Doneddu, M. 2015. Predazione di *Patella ferruginea* Gmelin, 1758 (Gastropoda: Patellidae) da parte di *Hexaplex trunculus* (Linnaeus, 1758) (Gastropoda: Muricidae). *Notiziario Società Italiana di Malacologia*, 33(2): 1-3.
- Doneddu, M. & Manunza, B. 1992. Valutazione dell'impatto antropico relativo alla balneazione estiva su una popolazione di *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 del litorale di Aglientu. *Bollettino Malacologico*, 28(5-12): 161-168.
- Endemys. 2016. *Projet de rallongement du quai de la base aéronavale d'Aspretto (Ajaccio) en vue de l'installation de la nouvelle vedette des douanes. Etude d'impact environnemental*. Ministère de l'Économie de l'Industrie et du Numérique, France, 210 pp.
- Espinosa, F. 2006. *Caracterización biológica del molusco protegido Patella ferruginea Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae): Bases para su gestión y conservación*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla, 329 pp.
- Espinosa, F. 2009. Populational status of the endangered mollusc *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) on Algerian islands (SW Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, 32(1): 19-28.
- Espinosa, F. & Bazairi, H. 2009. *Étude biologique des populations de Patella ferruginea de*



- l'archipel de Zembra. Rapport Final. Petites Îles de Méditerranée, Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres, 34 pp.*
- Espinosa, F., Domínguez, I. & García-Gómez, J. C. 2007a. Chromosome and cytological analysis of the endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae): taxonomical and monitoring implications. *Journal of Conchology*, 39: 347-356.
- Espinosa, F., Fa, D. & Ocaña, T. 2005. Estado de la especie amenazada *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae) en la bahía de Algeciras y Gibraltar. *Iberus*, 23(2): 39-46.
- Espinosa, F., González, A. R., Maestre, M. J., Fa, D., Guerra-García, J. M. & García Gómez, J. C. 2008a. Responses of the endangered limpet *Patella ferruginea* to reintroduction under different environmental conditions: survival, growth rates and life-history. *Italian Journal of Zoology*, 75(4): 371-384.
- Espinosa, F., González-Aranda, A. R., Maestre-Delgado, M. J., Fa, D., Guerra-García, J. M. & García-Gómez, J. C. 2007b. Preliminary observations on activity rhythms and foraging behaviour in the endangered limpet *Patella ferruginea*: influence of environmental factors. *Acta Zoologica Sinica*, 53(1): 179-183.
- Espinosa, F., González-Aranda, A. R., Maestre-Delgado, M. J., Fa, D., Guerra-García, J. M. & García-Gómez, J. C. 2006a. Preliminary observations on activity rhythms and foraging behaviour in the endangered limpet *Patella ferruginea*: influence of environmental factors. *Abstracts XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Barcelona*, p. 123.
- Espinosa, F., Guerra-García, J. M. & García-Gómez, J. C. 2007c. Sewage pollution and extinction risk: an endangered limpet as a bioindicator? *Biodiversity and Conservation*, 16: 377-397.
- Espinosa, F., Guerra-García, J. M., Fa, D. & García-Gómez, J. C. 2006b. Aspects of reproduction and their implications for the conservation of the endangered limpet, *Patella ferruginea*. *Invertebrate Reproduction and Development*, 49(1-2) 85-92.
- Espinosa, F., Guerra-García, J. M., Fa, D. & García-Gómez, J. C. 2006c. Effects of competition on an endangered limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): implications for conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 482-492.
- Espinosa, F., Guerra-García, J. M., Fa, D. & García-Gómez, J. C. 2006d. Patrones genéticos de las poblaciones de patélidos atlanto-mediterráneos: implicaciones taxonómicas, biogeográficas y paleoclimáticas. *Resúmenes XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Barcelona*, pp. 140-141.
- Espinosa, F., Maestre, M. & García-Gómez, J. C. 2009a. New record of distribution for the highly endangered limpet *Patella ferruginea* on the Spanish coasts. *Marine Biodiversity Records*, 2: e105.
- Espinosa, F. & Ozawa, T. 2006. Population genetics of the endangered limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): taxonomic, conservation and evolutionary considerations. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 44(1): 8-



- 16.
- Espinosa, F. & Rivera-Ingraham, G. A. 2016. Subcellular evidences of redox imbalance in well-established populations of an endangered limpet. Reasons for alarm? *Marine Pollution Bulletin*, 109(1): 72-80.
- Espinosa, F. & Rivera-Ingraham, G. A. 2017. Biological Conservation of Giant Limpets: The Implications of Large Size. *Advances in Marine Biology*, 76: 105-155.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. & García-Gómez, J. C. 2008b. Seasonal activity and foraging behaviour of the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Ethology Ecology & Evolution*, 20: 173-181.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. & García-Gómez, J. C. 2008c. Gonochorism or protandrous hermaphroditism? Evidence of sex change in the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Marine Biodiversity Records*, 2: 1-3.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. & García-Gómez, J. C. 2011. Influence of habitat structure and nature of substratum on limpet recruitment: Conservation implications for endangered species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 164-171.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. A. & García-Gómez, J. C. 2010. Early stages of development in the endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae). *The Nautilus*, 124(1): 51-53.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G. A., Fa, D. & García-Gómez, J. C. 2009b. Effect of human pressure on population size structures of the endangered ferruginean limpet: Toward future management measures. *Journal of Coastal Research*, 25(4): 857-863.
- Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G., Maestre, M., González, A. R., Bazairi, H. & García-Gómez, J. C. 2013. Updated global distribution of the threatened marine limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): an example of biodiversity loss in the Mediterranean. *Oryx*, 48(2): 266-275.
- European Commission. 2016. *Nereidas. Final report and financial statement (second part)*. European Commission, 43 pp.
- Fauvelot, C., Bertozzi, F., Costantini, F., Airoidi, L. & Abbiati, M. 2009. Lower genetic diversity in the limpet *Patella caerulea* on urban coastal structures compared to natural rocky habitats. *Marine Biology*, 156: 2313-2323.
- Fernández Casado, M., Arroyo, M. C. & Vivas, M. S., 2017. Caracterización de las poblaciones de la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea* Gmelin, 1971) de la costa norte del estrecho de Gibraltar". *Almoraima, Revista de Estudios Campogibraltares*, 47: 181-202.
- Fguiri, H., Tlig-Zouari, S. & Ben Hassine, O. K. 2006. Caractérisation biométrique des populations de *Patella ferruginea* (Mollusque: Gastéropode) dans le nord est de la Tunisie. *Proceedings du premier congrès Méditerranéen d'Océanologie*, Alger, pp: 174-175.
- Fguiri, H., Tlig Zouari, S., Rabaoui, L. & Ben Hassine, O. K. 2007. Statut de *Patella ferruginea* (Mollusque: Gastéropode) sur le littoral Nord et Este de la Tunisie. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer*



- Méditerranée*, 38: 475.
- Firth, L. B., Browne, K. A., Knights, A. M., Hawkins, S. J. & Nash, R. 2016. Eco-engineered rock pools: a concrete solution to biodiversity loss and urban sprawl in the marine environment. *Environmental Research Letters*, 11 : 1-16.
- Firth, L. B. & Crowe, T. P. 2008. Large-scale coexistence and small-scale segregation of key species on rocky shores. *Hydrobiologia*, 162: 614-241.
- Firth, L. B. & Williams, G. A. 2009. The influence of multiple environmental stressors on the limpet *Cellana toreuma* during the summer monsoon season in Hong Kong. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 375: 70-75.
- Fischer-Piette, E. 1935. Sistematique et biogéographie. Les Patelles d'Europa et d'Africa du Nord. *Journal de Conchyliologie*, 71(4): 384-394.
- Fischer-Piette, E. 1959. Contribution à l'écologie intercotidale du Détroit de Gibraltar. *Bulletin Institut Océanographique*, 1145: 1-32.
- Fischer-Piette, E. & Gaillard, J. M. 1959. Les Patelles au long des côtes atlantiques ibériques et nord marocaines. *Journal de Conchyliologie*, 99(4): 135-200.
- Forli, M., Dell'Angelo, B., Montagna, P. & Taviani, M. 2004. A new large *Patella* (Mollusca: Patellogastropoda) in the Pliocene of the Mediterranean Basin. *Bollettino Malacologico*, 40(1-4): 49-78.
- Fraschetti, S., Giangrande, A., Terlizzi, A. & Boero, F. 2003. Pre- and post-settlement events in benthic community dynamics. *Oceanologica Acta*, 25: 285-295.
- Frenkiel, L. 1975. Contribution à l'étude des cycles de reproduction des Patellidae en Algérie. *Pubblicazione della Stazione zoologica di Napoli*, 39 (suppl.): 153-189.
- Frenkiel, L. & Moueza, M. 1982. Ecologie des Patellidae dans différents biotopes de la cote Algérienne. *Malacologia*, 22(1-2): 523-530.
- Frick, H., Boudouresque, C. F., Harmelin, J. G., Laborel, J., Meinesz, A., Vacelet, J. & Verlaque, M. 1986. Le benthos littoral des îles Lavezzi. Première contribution. *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional et des Réserves Naturelles de Corse*, 7: 1-133.
- García Gómez, J. C. 1983. Estudio comparado de las tanatocenosis y biocenosis malacológicas del estrecho de Gibraltar y áreas próximas. *Iberus*, 3: 75-90.
- García Gómez, J. C. (dir. y coord.). 1997. *Naturaleza de Andalucía. Tomo 2. El mar*. Ediciones Giralda, Sevilla, 447 pp.
- García-Gómez, J. C. 2015. *Guía de vigilancia ambiental de los fondos rocosos de las Areas Marinas Protegidas y zonas aledañas en el Mediterráneo*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT) de la Junta de Andalucía y RAC/SPA, 491 pp.
- García-Gómez, J. C., Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G., Guerra-García, J. M., López-Fé, C. M., Fa, D., Maestre, M. J., González, A. R. & Ruíz, A. 2012. Microrreservas marinas artificiales en la línea de costa. Hacia un nuevo modelo de gestión de la biodiversidad en áreas litorales. *I Congreso Iberoamericano de Gestión Integrada de Áreas Litorales*, 2012, pp. 1719-1726.
- García-Gómez, J. C., Guerra-García, J. M., Espinosa, F., Maestre, M. J., Rivera-Ingraham, G.,



- Fa, D., González, A. R., Ruiz-Tabares, A. & López-Fé, C. M. 2015. Artificial Marine Micro-Reserves Networks (AMMRNs): an innovative approach to conserve marine littoral biodiversity and protect endangered species. *Marine Ecology* 36: 259-277.
- García Gómez, J. C., Hernández Carrero, I. & García Lafuente, J. 2010. *Informe de Elección de alternativas del Proyecto de Ampliación del Puerto de Tarifa más Adecuadas por su Menor Incidencia Ambiental en el Medio Marino*, 6 pp.
- García-Gómez, J. C., López-Fé, C. M., Espinosa, F., Guerra-García, J. M. & Rivera-Ingraham, G. A. 2011. Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology*, 32: 6-14.
- García Raso, J. E., Gofas, S., Salas Casanova, C., Manjón-Cabeza, E., Urra, J. & García Muñoz, J. E. 2008. *El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Cabo Pino*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 128 pp.
- García Raso, J. E. & Salas, C. 1984. Aportación al conocimiento de la fauna y flora litoral de la isla de Alborán (España). *Jábega*, 45: 76-80.
- Gelcich, S., Buckley, P., Pinnegar, J. K., Chilvers, J., Lorenzoni, I., Terry, G., Guerrero, M., Castilla, J. C., Valdebenito, A. & Duarte, C. M. 2014. Public awareness, concerns, and priorities about anthropogenic impacts on marine environments. *PNAS*, 111(42): 15042-15047.
- GEOBIO. 2015a. El segundo censo nacional de *Patella ferruginea* confirma el aumento de su población en Andalucía. *Geobio, Boletín informativo sobre Geodiversidad y Biodiversidad de Andalucía*, 44: 4.
- GEOBIO. 2015b. Firmado un convenio con la Autoridad Portuaria de Algeciras para preservar la *Patella ferruginea*. *Geobio, Boletín informativo sobre Geodiversidad y Biodiversidad de Andalucía*, 44: 4.
- GEOBIO. 2017. Medio Ambiente pone en marcha el protocolo de inspección para el marisqueo ilegal de especies protegidas en Andalucía. *Geobio, Boletín informativo sobre Geodiversidad y Biodiversidad de Andalucía*, 61: 4.
- Gibaja, J. F., Carvalho, A. F., Rojo, M., Garrido, R. & García, I. 2012. Production and subsistence strategies at El Zafrín (Chafarinas Islands, Spain): new data for the early Neolithic of North-West Africa. *Journal of Archaeological Science*, 39: 3095-3104.
- Giudicelli, S., Recorbet, B. & Frisoni, G. F. 1999. Inventaire de la population d'Arapèdes géantes (*Patella ferruginea*) de la base marine d'Aspretto et ses abords à Ajaccio (Corse du Sud). *Travaux Scientifiques Parc Naturel Régional de Corse et Reserves Naturelles*, 59: 91-119.
- Glegg, G. A., Hickman, L. & Rowland, S. J. 1999. Contamination of limpets (*Patella vulgata*) following the Sea Empress oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 38(2): 119-125.
- Gofas, S., Goutayer, J., Luque, Á. A., Salas, C. & Templado, J. 2014. *Espacio Marino de Alborán. Proyecto LIFE+ INDEMARES*. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 129 pp.
- Gofas, S., Moreno, D. & Salas, C. (coords.). 2011. *Moluscos marinos de Andalucía. Volumen I*. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga, Málaga,



- 342 pp.
- González, J. A. & Paredes, P (Coords.). 2013. Estudio para la conservación de *Patella ferruginea* en Melilla ante futuras obras de ampliación del puerto. Informe final. Universidad de Granada, 109 pp.
- González García, J. A., Bueno del Campo, I., García Peña, H. & Bazairi, H. 2006. Las poblaciones de *Patella ferruginea* Gmelin 1791 (Mollusca, Gastropoda, Patellidae) en los acantilados de Melilla y Tres Forcas. *Abstracts XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Barcelona, pp. 134-135.
- González García, J. A., García Peña, H. & Bueno del Campo, I. 2005. *Especies singulares y protegidas de Melilla e islas Chafarinas*. Fundación Gaselec, Melilla, 264 pp.
- González-García, J. A., Bueno del Campo, I., Enrique Mirón, C., Calzado Liarte, P. & Paredes Ruiz, P. 2014a. Estado actual de tres especies protegidas en la ZEC de los acantilados de Aguadú, Melilla: *Patella ferruginea* Gmelin, 1791, *Dendropoma petreum* Monterosato, 1884 y *Astroides calycularis* Pallas, 1776. *Resúmenes XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Gijón (España), 2-5 septiembre 2014, p. 164.
- González-García, J. A., Paredes Ruiz, P., Enrique Mirón, C., Bueno del Campo, I. & Calzado Liarte, P. 2016a. *Patella ferruginea* Gmelin 1791 affinity with new-construction artificial breakwaters: two examples in Melilla and Chafarinas Islands. *Frontiers in Marine Science Conference Abstract: XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies*. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00034.
- González-García, J. A., Paredes Ruiz, P., Enrique Mirón, C., Bueno del Campo, I. & Calzado Liarte, P. 2016b. Dumping influence of sewage in populations of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 in Isabel II Island (Chafarinas). *Frontiers in Marine Science Conference Abstract: XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies*. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00153.
- González-García, J. A., Paredes Ruiz, P., Enrique Mirón, C., Calzado Liarte, P. & Bueno del Campo, I. 2014b. Comunidad clímax de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en escolleras artificiales de Melilla: fases de la sucesión ecológica. *Resúmenes XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Gijón (España), 2-5 septiembre 2014, p. 93.
- González-García, J. A., Paredes Ruiz, P., Enrique Mirón, C., Calzado Liarte, P. & Bueno del Campo, I. 2015. *Patella ferruginea*. *Patrimonio del litoral melillense: biología, ecología y conservación*. GEEPP Ediciones, 157 pp.
- Gosselin, L. A. & Quian, P.-Y. 1997. Juvenile mortality in benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 146: 265-282.
- Grandfils, R. & Vega, R. 1982. Il genere *Patella* lungo la costa di Malaga (Spagna). *La Conchiglia*, 14(158-159): 6-9.
- Grandfils-Accino, R. 1982. Contribución al conocimiento de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. *Iberus*, 2: 57-69.
- Grange, K. R. 1976. Rough water as a spawning stimulus in some trochid and turbinid gastropods. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 10: 203-16.
- Gratiot, J., Mannoni, P. A. & Meinesz, A. 2007. *Cartographie des espèces médiolittorales et infralittorales supérieures du pourtour de l'île de Porquerolles (Var)*. Contrat Parc



- National de Port-Cros et GIS Posidonie. Ed. LEML-UNSA / GIS Posidonie, 30 pp.
- Gray, J. S. 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.
- Group of experts on conservation of invertebrates. 1998. *Report of the 5th meeting*. Strasbourg, 28-29 April 1998, Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, Council of Europe, 88 pp.
- Guallart, J. 1999. Seguimiento del Medio Marino: *Patella ferruginea*. En: *Control y Seguimiento de los Ecosistemas en el R.N.C. de las Islas Chafarinas*. 5. Informe GENA S. L. – Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). (no publicado).
- Guallart, J. 2000. Seguimiento del Medio Marino: *Patella ferruginea*. En: *Control y Seguimiento de los Ecosistemas en el R.N.C. de las Islas Chafarinas*. 5. Informe GENA S.L. – Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). (No publicado).
- Guallart, J. 2001. Seguimiento del Medio Marino: *Patella ferruginea*. En: *Control y Seguimiento de los Ecosistemas en el R.N.C. de las Islas Chafarinas*. 5. Informe GENA S.L. – Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). (No publicado).
- Guallart, J. 2002. Seguimiento del Medio Marino: *Patella ferruginea*. En: *Control y Seguimiento de los Ecosistemas en el R.N.C. de las Islas Chafarinas*. 5.. Informe GENA S.L. – Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). (No publicado).
- Guallart, J. 2006. *Estado de Patella ferruginea en las Islas Chafarinas y estudios previos para la traslocación de ejemplares*. Asistencia Técnica para el Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, 134 pp. (No publicado).
- Guallart, J. 2008. *Estudio de algunos aspectos de la biología reproductiva de Patella ferruginea en las Islas Chafarinas y desarrollo de técnicas de apoyo a experiencias para la producción de juveniles. Informe final*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 109 pp. (No publicado).
- Guallart, J. 2010. *Seguimiento de poblaciones y ejemplares de Patella ferruginea y ensayo de técnicas para la inducción a puesta, desarrollo larvario y obtención de juveniles en las islas Chafarinas. Informe final*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 144 pp. (No publicado).
- Guallart, J. 2013a. *Censo de ejemplares de lapa ferruginosa (Patella ferruginea) en las rocas situadas frente a la playa de Horcas Coloradas, en Melilla. Junio de 2013*. 3 pp. Informe. (No publicado).
- Guallart, J. 2013b. *Acerca de la afección sobre la especie protegida Patella ferruginea de las obras planteadas en la playa de Horcas Coloradas, en Melilla*. 3 pp. Informe (No publicado).
- Guallart, J. 2014. *Condicionantes de la biología de la lapa ferruginosa (Patella ferruginea) en vistas a potenciales traslados de ejemplares. Informe Técnico*. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Secretaría de Estado de Medio Ambiente,



- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 98 pp. (No publicado).
- Guallart, J. 2015. *Informe de los trabajos iniciales relativos al traslado de ejemplares de lapa ferruginosa (Patella ferruginea) afectados por la actuación "Recuperación funcional del morro del muelle Titán del puerto de Chafarinas". Informe Técnico*. Autoridad Portuaria de Melilla, 58 pp.
- Guallart, J. & Acevedo, I. 2006. Observaciones sobre la biología de la lapa *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae), en las islas Chafarinas. *Resúmenes del XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Barcelona, pp. 140-141.
- Guallart, J. & Afán, I. 2013. Los sistemas naturales en el archipiélago de las islas Chafarinas. En: Bravo, A., Bellver, J. A. & Gámez, S., Eds., *Chafarinas, el ayer y el presente de unas islas olvidadas*. *Revista Aldaba*, 37: 39-93.
- Guallart, J., Acevedo, I. & Calvo, M. 2012a. Reclutamiento de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en las Islas Chafarinas (Mediterráneo SW). *Abstracts International Symposium in Marine Sciences*, Cádiz, p. 37.
- Guallart, J., Acevedo, I. & Calvo, M. 2012b. Estimaciones de edad y crecimiento de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en las islas Chafarinas (Mediterráneo occidental). *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 181.
- Guallart, J., Acevedo, I., Calvo, M. & Machordom, A. 2012c. Protocolo no letal para la obtención de muestras de tejido (para estudios genéticos) en la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae). *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 391-392.
- Guallart, J., Acevedo, I., Calvo, M. & Machordom, A. 2013a. Protocolo no letal para la obtención de muestras de tejido (para estudios genéticos) en la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae). *Iberus*, 31(2): 171-174.
- Guallart, J., Acevedo, I. & Templado, J. 2011. 2011, año excepcional para la lapa ferruginosa en Chafarinas. *Quercus*, 307: 60-61.
- Guallart, J., Calvo, M. & Acevedo, I. 2012d. Datos preliminares de la distribución de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en el Parque Nacional de Alhucemas (Mediterráneo SW). *Abstracts International Symposium in Marine Sciences*, Cádiz, p. 137.
- Guallart, J., Calvo, M., Acevedo, I. & Peña, J. 2010b. Desarrollo larvario en la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) (Mollusca, Patellidae), especie catalogada "en peligro de extinción". *Resúmenes del XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Alicante, p. 151.
- Guallart, J., Calvo, M., Acevedo, I., Peña, J. B. & Luque, Á. 2012e. Patrón morfológico y coloración de la concha de los juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) desde su fijación al sustrato hasta su primer año de vida. *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 272-273.
- Guallart, J., Calvo, M., Acevedo, I. & Templado, J. 2013b. Two-way sex change in the endangered limpet *Patella ferruginea* (Mollusca, Gastropoda). *Invertebrate Reproduction & Development*, 57(3): 247-253.
- Guallart, J., Calvo, M. & Cabezas, P. 2006a. Biología reproductora de la lapa *Patella*



- ferruginea* (Mollusca, Patellidae), especie catalogada "en peligro de extinción". En: *XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, pp. 61-62. Barcelona.
- Guallart, J., Calvo, M. & Cabezas, P. 2010a. Hermafroditismo en la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) (Mollusca, Patellidae), especie catalogada "en peligro de extinción". *Resúmenes del XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Alicante, p. 150.
- Guallart, J., Luque, Á. A., Acevedo, I. & Calvo, M. 2013c. Distribución y censo actualizado de la lapa ferrugínea (*Patella ferruginea* Gmelin, 1791) en el litoral de Melilla (Mediterráneo suroccidental). *Iberus*, 31(1): 21-51.
- Guallart, J., Peña, J. B., Luque, Á. A. & Templado, J. 2017. Where have all the youngest gone? The post-larval and young stages of the Mediterranean endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. *Mediterranean Marine Science*, 18(3): 385-392.
- Guallart, J., Peña, J. B. & Pérez-Larruscaín, J. 2013d. Primeras imágenes de una forma juvenil de la lapa ferruginosa. *Quercus*, 325: 52-53.
- Guallart, J., Peña, J. B., Pérez-Larruscaín, J., Calvo, M. & Acevedo, I. 2013e. Estrategias para la obtención mediante técnicas de acuicultura de juveniles de *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae), especie "en peligro de extinción", y valoración de su uso para la conservación. *Libro de Resúmenes XIV Congreso Nacional Acuicultura*, pp. 240-241. Gijón.
- Guallart, J. & Templado, J. 2012. *Patella ferruginea*. En: VV. AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 86 pp.
- Guallart, J. & Templado, J. 2016. Distribución, abundancia y selección del hábitat de *Patella ferruginea* (Mollusca, Gastropoda) en las islas Chafarinas (Mediterráneo suroccidental). *Iberus*, 34(2): 127-172.
- Guallart, J., Templado, J., Acevedo, I., Calvo, M., Machordom, A., Luque, Á. A. & Peña, J. B. 2014. *Informe de la reintroducción de ejemplares de la lapa Patella ferruginea (catalogada "en peligro de extinción") en la isla Hormiga (Murcia)*. MNCN-CSIC, 26 pp.
- Guallart, J., Templado, J. & Calvo, M. 2016. *Observaciones en la isla Hormiga el día 14 de junio de 2016 sobre los ejemplares de Patella ferruginea trasladados en julio de 2014*. Informe presentado a la 5ª reunión del Grupo de Trabajo de *Patella ferruginea*, 4 pp. (No publicado).
- Guallart, J., Templado, J., Calvo, M., Acevedo, I., Bonilla, E., Machordom, A., Peña, J. B., Pérez, J., Luque, Á. A. & Martín, P. 2012f. Avances científicos en la conservación de *Patella ferruginea*. *Lychnos, Cuadernos de la Fundación General CSIC*, 5: 40-45.
- Guallart, J., Templado, J., Calvo, M., Cabezas, P., Acevedo, I., Machordom, A. & Luque, A. A. 2006b. *Inventario y seguimiento de Patella ferruginea en España, así como la elaboración de una propuesta de estrategia de conservación de la especie. Informe final*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 199 pp.
- Guerra-García J. M., Corzo, J., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2004a. Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in northern Africa: preliminary results and implications for conservation. *Biological Conservation*, 116: 319-326.



- Guerra-García, J. M., Corzo, J., Espinosa, F., Fa, D. & García-Gómez, J. C. 2004b. Extinction risk and harbours as marine reserves? *Journal of Molluscan Studies*, 70: 116-118.
- Guerra-García, J. M., González-Vila, F. J. & García-Gómez, J. C. 2003. Aliphatic hydrocarbon pollution and macrobenthic assemblages in Ceuta harbour: a multivariate approach. *Marine Ecology Progress Series*, 263: 127-138.
- Gulland, J. A. & Holt, S. J. 1959. Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 25(1): 47-49.
- Hakab, Y. L. 2010. *Mise en évidence de l'impact de la pollution portuaire d'Oran sur la distribution spatiale des patelles (Patella ferruginea, Patella caerulea, Patella vulgata): Etude préliminaire*. Memoire présenté pour l'obtention du Diplome de Magister Sciences de l'Environnement, Biologie et Pollution Marines. Université d'Oran Es-Senia, 41 pp.
- Hawkins, S., Corte-Real, H., Pannacciulli, F., Weber, L. & Bishop, J. 2000. Thoughts on the ecology and evolution of the intertidal biota of the Azores and other Atlantic islands. *Hydrobiologia*, 440: 3-17.
- Hedgecock, D., Barber, P. H. & Edmands, S. 2007. Genetic approaches to measuring connectivity. *Oceanography*, 20: 70-79.
- Helm, M., Bourn, N. & Lovatelli A., 2006. Cultivo de bivalvos en criadero. Un manual práctico. *FAO Documento Técnico de Pesca* No 471. Roma FAO, 184 pp.
- Henriques, P., Delgado, J. & Sousa, R. 2017. Patellid Limpets: An Overview of the Biology and Conservation of Keystone Species of the Rocky Shores. En: *Organismal and Molecular Malacology*, Chapter 4, Ray, S. (ed.), pp. 71-95. Intech, DOI: 10.5772/67862. <https://www.intechopen.com/books/organismal-and-molecular-malacology/patellid-limpets-an-overview-of-the-biology-and-conservation-of-keystone-species-of-the-rocky-shores>.
- Hidalgo, J. G. 1917. *Fauna malacológica de España, Portugal y las Baleares*. Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales, Serie Zoología, nº 30, 751 pp.
- Hoagland, K. E. 1984. Use of terms protandry, protogyny, and hermaphroditism in malacology. *American Malacological Bulletin*, 3(1): 85-88.
- Hodgson, A. E., Le Quesne, W. J. F., Hawkins, S. J. & Bishop, J. D. D. 2007. Factors affecting fertilization success in two species of patellid limpet (Mollusca: Gastropoda) and development of fertilization kinetics models. *Marine Biology*, 150: 415-426.
- Howe, R. W. & Davis, G.J. 1991. The demographic significance of 'sink' populations. *Biological Conservation*, 57: 239-255.
- Imperatori, L. 1968. Vicisitudes de la *Patella safiana* en las costas españolas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Biología)*, 66: 137-140.
- Ingenia-Agresta. 2014. *Asistencia técnica ambiental de las obras de proyecto de prolongación del dique, dragado de la dársena de las Azucenas y canal de entrada al puerto de Motril y mejora ambiental de la playa de las Azucenas. Informe de seguimiento del ejemplar de Patella ferruginea trasladado*. 37 pp. (No publicado).
- IUCN. 2013a. *Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List*



- assessments and species accounts. Version 2.* Adopted by the IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee. http://www.iucnredlist.org/documents/RL_Standards_Consistency.pdf.
- IUCN. 2013b. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0.* IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland, viiii + 57 pp. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>.
- IUCN. 2014. *Guidelines on the Use of Ex Situ Management for Species Conservation. Version 2.0.* IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland, 15 pp. http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/publications/iucn_guidelines_and_policy_statements/.
- Jenkins, S. R., Marshall, D. & Frascetti, S. 2009. Settlement and Recruitment. En: *Marine Hard Bottom Communities*, Chapter 12 (M. Wahl ed.), Ecological Studies, 206: 177-190, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Junta de Andalucía & Puerto Bahía de Algeciras. 2015. *Convenio de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía y la Autoridad Portuaria de la bahía de Algeciras para la conservación de la especie Patella ferruginea en las instalaciones del puerto Bahía de Algeciras.* 5 pp. Convenio no publicado.
- Kallouche, M., Bouras, D. & Hussein B. K. 2014. Faunal composition, distribution and richness of the Oran's intertidal coastal zone (Mediterranean Sea, Algeria). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 5(4): 122-132.
- Kamel, L. D. 2007. *La Patelle géante Patella ferruginea Gmelin, 1791: Statut, biologie, ecologie, et distribution sur le littoral occidental algérien.* Mémoire de Magister en Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences, Université d'Oran Es Senia, 137 pp.
- Kay, M. C. & Emllet, R. B. 2002. Laboratory spawning, larval development, and metamorphosis of the limpets *Lottia digitalis* and *Lottia asmi* (Patellogastropoda, Lottiidae). *Invertebrate Biology*, 121(1): 11-24.
- Keough, M. J. & Downes, B. J. 1982. Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. *Oecologia*, 54: 348-352.
- Kido, J. S. & Murray, S. N. 2003. Variation in owl limpet *Lottia gigantea* population structures, growth rates, and gonadal production on southern California rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 257: 111-124.
- Kock, R. A., Woodford, M. H. & Rossiter, P. B. 2010. Disease risks associated with the translocation of wildlife. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties (Paris)*, 29 (2): 329-350.
- Koufopanou, V., Reid, D. G., Ridgway, S. A. & Thomas, R. H. 1999. A molecular phylogeny of the patellid limpets (Gastropoda: Patellidae) and its implications for the origins of their antitropical distribution. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 11(1): 138-156.
- Laborel-Deguen, F. 1985. Biologie et répartition de *Patella ferruginea* Gmelin (Mollusca, Gastropoda, Prosobranchiata) des côtes de la Réserve Marine de Scandola (Corse du Sud) et du Cap Corse (Haute Corse). *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional et*



- des Reserves Naturelles de Corse*, 2: 41-48.
- Laborel-Deguen, F. 1988. Essai de réintroduction de *Patella ferruginea* Gmelin (Gasteropoda) dans le Parc national de Port-Cros (Var, France). *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 14: 141-146.
- Laborel-Deguen, F. & Laborel, J. 1990a. Nouvelles données sur la Patelle géante *Patella ferruginea* Gmelin en Méditerranée. I. Statut, répartition et étude des populations. *Haliotis*, 10: 41-54.
- Laborel-Deguen, F. & Laborel, J. 1990b. Nouvelles données sur la Patelle géante *Patella ferruginea* Gmelin en Méditerranée. II. Ecologie, biologie, reproduction. *Haliotis*, 10: 55-62.
- Laborel-Deguen, F. & Laborel, J. 1991a. Statut de *Patella ferruginea* en Méditerranée. En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, Boudouresque, C. F., Avon, M. & Gravez, V. (Eds.), pp. 91-103. GIS Posidonie publication, Marseille, France.
- Laborel-Deguen, F. & Laborel, J. 1991b. Nouvelles observations sur la population de *Patella ferruginea* Gmel. de Corse. En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, Boudouresque, C. F., Avon, M. & Gravez, V. (Eds.), pp. 105-117. GIS Posidonie publication, Marseille, France.
- Laborel-Deguen, F. & Laborel, J. 1991c. Una tentative de reintroducción de *Patella ferruginea* Gmelin (Gastropode) dans le parc National de Port-Cros (var, France). En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, Boudouresque, C. F., Avon, M. & Gravez, V. (Eds.), pp. 129-132. GIS Posidonie publication, Marseille, France.
- Laborel-Deguen, F., Laborel, J. & Morhange, C. 1993. Appauvrissement des populations de la patelle géante *Patella ferruginea* Gmelin (Mollusca, Gastropoda, Prosobranchiata) des côtes de la Réserve Marine de Scandola (Corse du Sud) et du Cap Corse (Haute Corse). *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional et des Reserves Naturelles de Corse*, 41: 25-32.
- Lai, T., Casu, D., Cossu, P., Sussarellu, R., Sella, G., Dedola, G. L., Cristo, B., Curini-Galletti, M. & Casu, M. 2009. The role of a marine protected area in safeguarding the genetic diversity of rare species: The case of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae). *Biologia Marina Mediterranea*, 16(1): 320-321.
- Landau, B., Marquet, R. & Grigis, M. 2003. The Early Pliocene Gastropoda (Mollusca) of Estepona, Southern Spain, Part 1. Vetigastropoda. *Paleontos*, 3: 1-87.
- LBMUS. 2010. *Estudio de las comunidades intermareales y submareales de la Isla de Tarifa, con inclusión de hábitats protegidos (cuevas semisumergidas)*. Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla, 249 pp. Informe no publicado.
- LBMUS. 2011a. *Asistencia técnica al proyecto "Reordenación del paseo marítimo de La Mamola y remodelación de su sistema de defensas (Polopos, Granada)"*. Informe final. Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla, 82 pp. Informe no publicado.
- LBMUS. 2011b. *Caracterización de las especies protegidas intermareales y submareales asociadas al dique exterior de abrigo del puerto de Motril, informe de vulnerabilidad y propuestas de medidas de mitigación de impacto de la obra de ampliación*. Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla, 123 pp. (Informe no publicado).



- LBMUS. 2016. *Asesoramiento, desarrollo y redacción de las medidas inherentes a la conservación de la biodiversidad conforme al artículo 61 de la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, con especial atención a la especie en peligro de extinción Patella ferruginea, en relación con las obras de ampliación del Puerto de Melilla*. Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla, 32 pp. (Informe no publicado).
- Lecointre, G. 1952. Recherches sur le Néogène et le Quaternaire marins de la côte Atlantique du Maroc. Paléontologie. *Notes et Mémoires, Division des Mines et de la Géologie, Service Géologique du Maroc*, 99: 1–173, 28 pls.
- Le Quesne, W. J. F. & Hawkins, S. J. 2006. Direct observations of protandrous sex change in the patellid limpet *Patella vulgata*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 161-162.
- Levin, L. A. 2006. Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and disgressions. *Integrative and Comparative Biology*, 46: 282-297.
- Limam, A., Rais, C. & Ramos-Espla, A. A. 2004. *Projet Régional pour le Développement d'aires Protégées Marines et Côtières dans la Region Méditerranéenne (PROJET MedMPA). Activité MP3: Elaboration du plan de gestion de la partie marine du Parc National de Zembra et Zembretta. Rapport global des travaux de prospection marine*. CAR/ASP, Tunis, Universidad de Alicante, Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral, Tunis, 115 pp.
- Lindberg, D. R. & Wright, W. G. 1985. Patterns of sex change of the protandric patellacean limpet *Lottia gigantea* (Mollusca: Gastropoda). *The Veliger*, 27(3): 261-265.
- Lotts, K. C., Waite, T. A. & Vucetich, J. A. 2004. Reliability of absolute and relative predictions of population persistence based on time series. *Conservation Biology*, 18(5): 1224-1232.
- Luque, Á. A. 1986a. *Contribución al conocimiento de los gasterópodos marinos de las costas de Málaga y Granada*. Editorial de la Universidad Complutense, Madrid, 695 pp.
- Luque, Á. A. 1986b. Contribución al conocimiento de los gasterópodos de las costas de Málaga y Granada. II. Prosobranquios. *Iberus*, 6(1): 79-94.
- Luque, Á. A., Templado, J., Guallart, J., Moreno, D., Calvo, M. & Pantoja, J. 2008. The Spanish National Strategy for the conservation of the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Abstracts of 5th Congress of the European Malacological Societies*. Azores (Portugal), 2-6 septiembre 2008, pp. 72-73.
- Maatallah, R., Cheggour, M., Louadi, K. & Djebbar, A. B. 2014. Les gastéropodes Patellidae et leur utilisation dans l'évaluation de la pollution du littoral de Skikda (Nord Est de l'Algérie). *Revue Cames*, 2(1): 15-29.
- Machordom, A., Ramírez-Escobar, U., Acevedo, I., García-Jiménez, R., Cabezas, P., Calvo, M., Toledo, C. & Bloor, P. 2010. Isolation and characterisation of polymorphic microsatellite markers for the endangered ferreous limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae). *Conservation Genetics*, 11(3): 1083–1086.
- Maestre, M. 2015. *Análisis de las perturbaciones antropogénicas sobre las biocenosis marinas de sustrato duro*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 360 pp.



- MAGRAMA. 2012a. *Estrategia Marina demarcación marina del Estrecho y Alborán. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 1: Biodiversidad. Evaluación inicial y buen estado ambiental*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 350 pp.
- MAGRAMA. 2012b. *Estrategia Marina demarcación marina del Estrecho y Alborán. Parte V. Objetivos ambientales*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 25 pp.
- MAGRAMA. 2014. *Estrategias Marinas. VI. Programas de seguimiento. VI.3: propuesta de programas de seguimiento. Anexo 3: Fichas de subprogramas DM Estrecho y Alborán*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 177 pp.
- Mari, X., Meinesz, A. & de Vaugelas, J. 1998. Répartition de *Lithophyllum lichenoides* (Rhodophyta), de *Cystoseira amantacea* var. *stricta* (Chromophyta), de *Patella ferruginea* (Mollusca) et des zones polluées par les hydrocarbures de l'île Lavezzi (réserve naturelle des Lavezzi, Corse). *Travaux scientifiques du Parc naturel régional et des réserves naturelles de Corse*, 57: 145-162.
- Marra, S., Coppa, S., Camedda, A., Massaro, G. & de Lucia, G. A. 2017. The exploitation of limpets in a Mediterranean Marine Protected Area: assessing the effectiveness of protection in the intertidal zone. *Mediterranean Marine Science*, 18(3): 406-423.
- Marra, S., de Lucia, G. A., Camedda, A., Espinosa, F. & Coppa, S. 2016. New records of the distribution and conservation status of the endangered limpet *Patella ferruginea* in Sardinia (Italy, W Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 607-612.
- Marshall, D. J. & Keough, M. J. 2003. Variation in the dispersal potential of non feeding invertebrate larvae: the desperate larva hypothesis and larval size. *Marine Ecology Progress Series*, 255: 145-153.
- Martín-López, B., Montes, C., Ramírez, L. & Benayas, J. 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation*, 142: 1370-1380.
- Martín Ruiz, J. A., Pérez-Malumbres Landa, A., Cuenca Muñoz, M. & Martín Ruiz, J. M. 2006. El yacimiento de Los Algarbes II (Tarifa, Cádiz) y la ocupación ibérica en el Campo de Gibraltar. *Almoraima*, 33: 107-116.
- Martínez-Abraín, A. & Jiménez, J. 2016. Anthropogenic areas as incidental substitutes for original habitat. *Conservation Biology*, 30(3): 593-598.
- Martins, G. M., Amaral, A. F., Wallenstein, F. M. & Neto, A. I. 2009. Influence of a breakwater on nearby rocky intertidal community structure. *Marine Environmental Research*, 67: 237-245.
- Mauro, A., Arculeo, M. & Parrinello, N. 2003. Morphological and molecular tools in identifying the Mediterranean limpets *Patella caerulea*, *Patella aspera* and *Patella rustica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 295(2): 131-143.
- McGowan, P. J. K., Traylor-Holzer, K. & Leus, K. 2017. IUCN Guidelines for determining when and how *ex situ* management should be used in species conservation. *Conservation Letters*, 10: 361-366.
- McGrath, D. & Foley, H. 2005. Settlement and recruitment of the blue-rayed limpet,



- Helcion pellucidum* L. En: *The Intertidal Ecosystem: The Value of Ireland's Shores, Galway Bay, West Ireland*. (Wilson, J.G. ed.). Dublin: Royal Irish Academy, pp. 100-114.
- Meinesz, A., Chiaverini, D., Cottalorda, J.-M., Gilletta, L., Javel, F. & Molenaar, H. 2001a. *Représentation cartographique de l'abondance de quelques algues et invertébrés du littoral de la face sud du Parc National de Port-Cros*. Contrat Parc National de Port-Cros-GIS Posidonie. GIS Posidonie - LEML-UNAS publication, 27 pp.
- Meinesz, A., Cottalorda, J.-M., Chiaverini, D. & De Vaugelas, J. 2001b. Représentation cartographique de l'abondance de quelques algues et invertébrés du littoral de l'îlot Bagaud (Parc National de Port-Cros). *Scientific Reports of Port-Cros national Park*, 18: 123-141.
- Meinesz, A. & Dominici, J. M. 2015. *Etude de la croissance, de la longévité et du comportement de Patella ferruginea dans la réserve naturelle de Scandola*. Mission 2014. Rapport ECOMERS/Université Nice Sophia Antipolis/GIS Posidonie, 34 pp.
- Meinesz, C., Soulet, C., Bottin, L., Cottalorda J. M., Markovic, L., Thibaut, T. & Meinesz, A. 2010. *Evolution des espèces médiolittorales dans la zone de protection intégrale de la réserve naturelle de Scandola (Corse)*. Ed. Laboratoire ECOMERS, Université de Nice Sophia-Antipolis, 71 pp.
- Mezali, K. 2005. On the presence of *Patella ferruginia* (Gmelin, 1791) on the western Algerian coast (Stidia, Algeria). *Abstracts of the 40th European Marine Biology Symposium*, Vienna, p. 105.
- MMAMRM. 2008. *Estrategia para la conservación de la lapa ferruginea (Patella ferruginea) en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España, Madrid, 49 pp.
- Michez, N., Fourt, M., Aish, A., Bellan, G., Bellan-Santini, D., Chevaldonné, P., Fabri, M.-C., Goujard, A., Harmelin, J.-G., Labrune, C., Pergent, G., Sartoretto, S., Vacelet, J. & Verlaque, M. 2014. *Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée, Version 2*. Rapport SPN 2014 - 33, MNHN, Paris, 26 pages.
- Molina Vázquez, F., Tobar Ortega, S. & Santiago Gahette, A. 2012. Los planes de autoprotección en los espacios protegidos del litoral andaluz. *Boletín EUROPARC-España*, 33: 6-9.
- Moreira, J., Chapman, M. G. & Underwood, A. J. 2006. Seawalls do not sustain viable populations of limpets. *Marine Ecology Progress Series*, 322: 179-188.
- Moreno, D. 1992. Presencia de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en el Cabo de Gata (Almería, SE España). *Cuadernos de Investigación Biológica*, Universidad del País Vasco, Bilbao, 17: 71.
- Moreno, D. 2004. Prosobranquios y Heterobranquios. Fauna andaluza. En: *Proyecto Andalucía. Naturaleza XIV, Zoología II* (Tinaut, J. A. & Pascual, F. eds.). Publicaciones Comunitarias, Grupo Hércules, Sevilla, pp. 79-114.
- Moreno, D. 2006a. Tesoros sumergidos: la flora y fauna marinas. En: *Entre África y Europa. Historia natural de la isla de Alborán*, pp. 67-85, Paracuellos, M., Nevado, J.C. & Mora, J. F. dirs. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Moreno, D. 2006b. *Inventario de individuos vivos de Patella ferruginea en Andalucía (2004-*



- 2006). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 23 pp. (No publicado).
- Moreno, D. & Arroyo, M. C. 2008. *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. En: *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*, pp. 308-319. Eds. Barea-Azcón, J. M., Ballesteros-Duperón, E. & Moreno, D. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, Spain.
- Moreno, D., de la Linde, A., Remón, J. M., de la Rosa, J., Arroyo, M. C., Fernández-Casado, M., Gómez, G., Barrañón, A., Gordillo, I., Nevado, J. C. & Barba, R. 2007. Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación del Medio Marino Andaluz: Datos preliminares de los censos de especies de invertebrados amenazados. En: Paracuellos, M. (Ed.). *Ambientes Mediterráneos. Funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos*, pp. 27-48. Colección Medio Ambiente, 2. Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería, Almería.
- Moschella, P. S., Abbiati, M., Aberg, P., Aioldi, L., Anderson, J. M., Bacchiocchi, F., Bulleri, F., Dinesen, G. E., Frost, M., Gacia, E., Granhag, L., Jonsson, P. R., Satta, M. P., Sundelöf, A., Thompson, R. C. & Hawkins, S. J. 2005. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 52: 1053-1071.
- Muñiz, R. 1972. El género *Patella* y su dispersión en las costas marroquíes. *Cuadernos de la Biblioteca Española de Tetuán*, 6: 1-77.
- Muñiz, R. 1977. Contribución al estudio de la malacofauna de la ensenada de Tetuán. *Cuadernos de la Biblioteca Española de Tetuán*, 15: 63-77.
- Muñoz, M., Reul, A., Plaza, F., Gómez-Moreno, M.-L., Vargas-Yáñez, M., Rodríguez, V. & Rodríguez, J. Implication of regionalization and connectivity analysis for marine spatial planning and coastal management in the Gulf of Cadiz and Alboran Sea. *Ocean & Coastal Management*, 118: 60-74.
- Nakano, T. & Ozawa, T. 2004. Phylogeny and historical biogeography of limpets of the order Patellogastropoda based on mitochondrial DNA sequences. *Journal of Molluscan Studies*, 70: 31-41.
- Nakano, T. & Ozawa, T. 2007. Worldwide phylogeography of limpets of the order Patellogastropoda: molecular, morphological and paleontological evidence. *Journal of Molluscan Studies*, 73(1): 79-99.
- Nakano, T. & Sasaki, T. 2011. Recent advances in molecular phylogeny, systematics and evolution of patellogastropod limpets. *Journal of Molluscan Studies*, 77: 203-217.
- Naylor, L. A., Coombes, M. A., Venn, O., Roast, S. D. & Thompson, R. C. 2012. Facilitating ecological enhancements of coastal infrastructure: the role of policy, people and planning. *Environmental Science Policy*, 22: 36-46.
- Noël, P., Seret, B. & Doré, A. 2010. *Fiches descriptives des espèces marines de France métropolitaine (invertébrés et poissons) dont la protection est envisagée*. Service du Patrimoine Naturel, Muséum National d'Histoire Naturelle, Rapport SPN 2010-10, 95 pp.
- Núñez, J., Brito, M. C., Riera, R., Docoito, J. R. & Monterroso, O. 2003. Distribución actual de las poblaciones de *Patella candei* D'Orbigny, 1840 (Mollusca, Gastropoda) en las



- islas Canarias. Una especie en peligro de extinción. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 19 (1-4): 371-377.
- Ocaña, T. & Fa, D. 2003. Microalgal availability and consumption by *Siphonaria pectinata* (L., 1758) on a rocky shore. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 19(1-4): 65-73.
- Ocaña, Ó., Ramos, A. & Templado, J. 2009. *Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad*. Fundación Museo del Mar de Ceuta, Ceuta, 254 pp.
- Olita, A., Iermano, I., Fazioli, L., Ribotti, A., Tedesco, T., Pessini, F. & Sorgente, R. 2015. Impact of currents on surface flux computations and their feedback on dynamics at regional scales. *Ocean Science*, 11: 657-666.
- Orozco, Á., Guallart, J. & Templado, J. 2013. Population status of the endangered limpet *Patella ferruginea* (Mollusca: Patellidae) in the Peñón de Vélez de la Gomera (south-west Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records*, 6: 1-6.
- Orton, J. H., Southward, A. J. & Dodd, J. M. 1956. Studies on the biology of limpets. II. The breeding of *Patella vulgata* L in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 35: 149-176.
- Pallary, P. 1920. *Exploration scientifique du Maroc organisée par la Société de Géographie de Paris et continuée par la Société des Sciences Naturelles du Maroc. Deuxième fascicule. Malacologie (1912)*. Larose, Rabat y Paris, pp. 108, 1 lám., 1 mapa.
- Paracuellos, M., Nevado, J. C. & Mora, J. F. (dirs.) 2006. *Entre África y Europa. Historia natural de la isla de Alborán*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 264 pp.
- Paracuellos, M., Nevado, J. C., Moreno, D., Giménez, A. & Alesina, J. J. 2003. Conservational status and demographic characteristics of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Gastropoda) on the Alboran Island (Western Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, 26(2): 29-37.
- Paredes Ruiz, P., González García, J. A., Calzado Liarte, P., Bueno del Campo, I. & Enrique Mirón, C. 2014a. Las poblaciones de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 del interior del puerto de Melilla. Aspectos biológicos comparativos con las poblaciones de mar abierto. *Resúmenes XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Gijón (España), 2-5 septiembre 2014, p. 71.
- Paredes-Ruiz, P., Bueno del Campo, I. Mirón, E., Calzado Liarte, P. & González García, J. A., 2014b. Obras de rehabilitación del puerto de las islas Chafarinas: traslado de rocas con poblaciones de *Patella ferruginea* Gmelin 1791. *Resúmenes XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Gijón (España), 2-5 septiembre 2014, p. 98.
- Pascal, P.-Y. 2002. Comparaison inter-annuelle et inter-modale des effectifs et de la structure de la population de *Patella ferruginea* de l'Île Lavezzi (Corse-du-Sud). *Biologos*, 1: 1-5.
- Pasteur-Humbert, C. 1962. Les Mollusques marins testacés du Maroc. Catalogue non critique. I. Les Gastéropodes. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien, sér. Zoologie*, 23: 1-245.
- Patten, W. 1886. The embryology of *Patella*. *Arbeiten aus den Zoologischen Institut der Universität Wien und der Zoologischen Station in Triest*, 6(2): 149-174.



- Pawlik, J. R. 1992. Chemical ecology of the settlement of benthic marine invertebrates. *Oceanography and Marine Biology, an Annual Review*, 30: 273-335.
- Payraudeau, B. C. 1826. *Catalogue descriptif et méthodique des annélides et des mollusques de l'île de Corse; avec huit planches représentant quatre-vingt-huit espèces, dont soixante-huit nouvelles*. Ed. Béchet, Paris, 225 pp.
- Peña, J. B., Guallart, J. & Pérez, J. 2012. Comportamiento de los juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Patellidae) en tanques de cultivo. *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 121-123.
- Peña, J. B., Guallart, J. & Pérez-Larruscaín, J. 2013. Estabulación de ejemplares de *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) y su uso para la conservación de esta especie "en peligro de extinción". *Abstracts XIV Congreso Nacional de Acuicultura*, Gijón, pp. 290-291.
- Pérès, J. M. & Picard, J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Recueil des travaux de la Station Marine d'Éndoume*, 31(47): 1-137.
- Pérez, I., Anadón, J. D., Díaz, M., Nicola, G. G., Tella, J. L. & Giménez, A. 2012a. What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal. *Frontiers in the Ecology and the Environment*, 10: 494-501.
- Pérez, J., Peña, J. B. & Guallart, J. 2012b. Estabulación de juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae): tasas de crecimiento bajo diferentes condiciones ambientales y comparación con el medio natural. *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 274-275.
- Pergent, G. & Kempf, M. 1993. *L'environnement marin côtier en Tunisie. (1) Rapport de synthèse, (2) Etude documentaire, (3) Annexes*. 3 vols., 55+395+173 pp. IFREMER DEL Brest Report 92.06, Agence Nationale de Protection de l'Environnement, ANPE (Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire), Tunis, Commission des Communautés Européennes, CCE, Direction Générale XI Environnement, Bruxelles.
- Perkol-Finkel, S. & Sella, I. 2014. Ecologically active concrete for coastal and marine infrastructure: innovative matrices and designs. En: *From Sea to Shore – Meeting the Challenges of the Sea*, pp. 1139-1149. W. Allsop & K. Burgers, eds. London, ICE Publishing.
- Perkol-Finkel, S. & Sella, I. 2015. Harnessing urban coastal infrastructure for ecological enhancement. *Maritime Engineering*, 168(MA3): 102-110.
- Pineda, J., Hare, J. A. & Sponaugle, S. 2007. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanography*, 20: 22-39.
- Porcheddu, A. & Milella, I. 1991. Aperçu sur l'écologie et sur la distribution de *Patella ferruginea* (L.) Gmelin, 1791 en mers italiennes. En: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, pp. 119-128, Boudouresque, C. F., Avon, M. & Gravez, V. eds. GIS Posidonie publication.
- Poulain, P.-M., Menna, M. & Amauri, E. 2012. Surface geostrophic circulation of the Mediterranean Sea derived from drifter and satellite altimeter Data. *American Meteorological Society*, 42: 973-990.



- Powell, A. W. B. 1973. The patellid limpets of the world (Patellidae). *Indo-Pacific Mollusca*, 35: 75-206.
- Proyecto Cero. 2015. *Plan de acción para las propuestas de viabilidad de la lapa en peligro de extinción, Patella ferruginea. Memoria final*. Fundación General del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Banco de Santander, CSIC, 105 pp.
- Prusina, I., Ezgeta-Balic, D., Ljubimir, S., Dobroslavic, T. & Glamuzina, B. 2014. On the reproduction of the Mediterranean keystone limpet *Patella rustica*: histological overview. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(8): 1651-1660.
- Pullain, H. R. & Danielson, B. J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist*, 137, suppl.: S50-S66.
- Ramos Esplá, A., Benabdi, M., Sghaier, Y. R., Forcada Almarcha, A., Valle Pérez, C. & Ouerghi, A. 2016. *Algérie: Île de Rachgoun. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance*. Ed. PNUE/PAM-CAR/ASP - Projet MedKeyHabitats, Tunis, 113 pp + Annexes.
- Ramos, M. A. 1998. Implementing the Habitats Directive for molluscs species in Spain. *Journal of Conchology*, Special Publication, 2: 125-132.
- Ribeiro, P. M. de A. 2008. *Dispersal and connectivity of Northeastern Atlantic patellid limpets: a multidisciplinary approach*. Ph. D. Thesis, University of Southampton, 244 pp.
- Ribeiro, P. A., Xavier, R., Santos, A. M. & Hawkins, S. J. 2009. Reproductive cycles of four species of *Patella* (Mollusca: Gastropoda) on the northern and central Portuguese coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(6): 1215-1221.
- Ribeiro, P. A., Branco, M., Hawkins, S. J. & Santos, A. M. 2010. Recent changes in the distribution of a marine gastropod, *Patella rustica*, across the Iberian Atlantic coast did not result in diminished genetic diversity or increased connectivity. *Journal of Biogeography*, 37: 1782-1796.
- Richter, A. & Luque, Á. A. 2004. Sex change in two Mediterranean species of Coralliophilidae (Mollusca: Gastropoda: Neogastropoda). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84: 383-392.
- Ridgway, S. A., Reid, D. G., Taylor, J. D., Branch, G. M. & Hodgson, A. N. 1998. A cladistic phylogeny of the family Patellidae (Mollusca: Gastropoda). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B, 353: 1645-1671.
- Rivera-Ingraham, G. A. 2010. *Biología de la Conservación de Especies de Patélidos en el Umbral Atlántico-Mediterráneo*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 505 pp.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F., García-Gómez, J. C. 2010a. New records regarding sex change in *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae). *Abstracts XVI Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*, Alicante, p. 283.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F., García-Gómez, J. C. 2010b. Conservational status of endangered patellid limpets in Ceuta: latest estimation of the total number of individuals. *Abstracts XVI Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*, Alicante, p.



284.

- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F., García-Gómez, J. C. 2010c. Nuevos datos y aproximaciones para el desarrollo de un protocolo adecuado para el seguimiento temporal y gestión de *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae). *Abstracts XVI Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*, Alicante, p. 285.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2011a. Conservation status and updated census of *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in Ceuta: distribution patterns and new evidence of the effects of environmental parameters on population structure. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(1): 83-99.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2011b. Environmentally mediated sex change in the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Journal of Molluscan Studies*, 77: 226-231.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2011c. Population dynamics and viability analysis for the critically endangered ferruginean limpet. *Journal of Shellfish Research*, 30(3): 1-11.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2011d. Effect of γ -amino butyric acid on limpet populations: Towards the future management and conservation of endangered patellid species. *Journal of Chemical Ecology*, 37:1-9.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2012. Results of the first five-year monitoring period (2007-2011) of the *Patella ferruginea* population in Ceuta (Strait of Gibraltar). *Revista de Investigación Marina*, 19(6): 608.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2015a. Long-term monitoring of the critically endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791: New ecological insights and first demographic results. *Journal of Molluscan Studies*, 81(1): 124-130.
- Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F. & Krock, B. 2015b. Presence of gamma-aminobutyric acid (gaba) in the pedal mucus of the critically endangered species *Patella ferruginea*. *Journal of Chemical Ecology*, 41:501-504.
- Rivera-Ingraham, G. A., Malanga, G., Puntarulo, S., Pérez, A. F., Ruiz-Tabares, A., Maestre, M., González-Aranda, R., Espinosa, F. & García-Gómez, J. C. 2013. Antioxidant defenses and trace metal bioaccumulation capacity of *Cymbula nigra* (Gastropoda: Patellidae). *Water, Air, & Soil Pollution*, 224: 1458-1471.
- Robles, R. 2010. *Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán / Conservation et développement durable de la mer d'Alboran*. UICN, Gland, Suiza y Málaga, España, 112 pp.
- Rodríguez, S. R., Ojeda, F. P. & Inestrosa, N. C. 1993. Settlement of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 97: 193-207.
- Ruiz-Giráldez, F., Espinosa, F., Guerra-García, J. M., Corzo, J. & Gálvez, R. 2008. Evaluación y conservación de especies intermareales amenazadas en el Parque Natural del Estrecho: la importancia del voluntariado ambiental. *Almoraima*, 37: 61-72.
- Ruiz-Giráldez, F., Espinosa, F., Guerra-García, J. M., Corzo, J. & Gálvez, R. 2011. Especies protegidas intermareales del Parque Natural del Estrecho. *Zoologica baetica*, 22: 19-32.



- Salas, C. & Luque, Á. A. 1986. Contribución al conocimiento de los moluscos marinos de la isla de Alborán. *Iberus*, 6: 29-37.
- Sá-Pinto, A., Branco, M., Harris, D. J. & Alexandrino, P. 2005. Phylogeny and phylogeography of the genus *Patella* based on mitochondrial DNA sequence data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 325(1): 95-110.
- Scaperrotta, M., Bartolini, S. & Bogi, C. 2011. *Accrescimenti. Stadi di accrescimento dei molluschi marini del Mediterraneo*. Volume III. L'Informatore Piceno, Ancona, 184 pp.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2004. *The Ecosystem Approach (CBD Guidelines)*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, 50 pp.
- Seddon, P. J. 2010. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. *Restoration Ecology*, 18(6): 796-802.
- Sempere-Valverde, J., Ostalé-Valriberas, E., Martín-Farfán, G. & Espinosa, F. 2016. Recruitment and development of marine assemblages on artificial substrata: which is the best material to prevent loss of biodiversity?. *Frontiers of Marine Science*, Conference Abstract: XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00033.
- Sempere-Valverde, J., Ostalé-Valriberas, E., Farfán, G. M. & Espinosa, F. 2018. Substratum type affects recruitment and development of marine assemblages over artificial substrata: A case study in the Alboran Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204: 56-65.
- Shanks, A. L. 1998. Apparent oceanographic triggers to the spawning of the limpet *Lottia digitalis* (Rathke). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222: 31-41.
- Silva, A., Boaventura, D. & Ré, P. 2003. Population structure, recruitment and distribution patterns of *Patella depressa* Pennant, 1777 on the central Portuguese coast. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 19(1-4): 461-471.
- Slatkin, M. 1987. Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*, 236(4803): 786-792.
- Smith, F. G. W. 1935. The development of *Patella vulgata*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 520(225): 95-125.
- Souhila, O. 2016. *Impact de la pollution marine par quelques métaux lourds au niveau de la station de Marsat Ben Mhidi. Cas d'un mollusque*. Memoire du Diplôme de Master, Hydrobiologie marine et continentale, Sciences de la mer, Université de Tlemcen, Algeria, 31 pp.
- STARESO. 2013. *Protocole de déplacement d'individus de patelle géante Patella ferruginea*. Station des Recherches Sous-Marines et Océanographiques, Calvi, Corse, 8 pp.
- Stein, B. A., Master, L. L. & Morse, L. E. 2002. Taxonomic bias and vulnerable species. *Science*, 297: 1807.
- Taibi, A., Oubaziz, B., Ghermaoui, M, Kaddour Hocine, A., Bendimerad, M.-E. 2013. Etude de la biométrie de la Patelle géante *Patella ferruginea* à l'île de Rachgoun. 3ème Colloque International sur la Biodiversité et Ecosystèmes Littoraux 26- 28 Novembre 2013, Oran, Algérie, pp. 584-592.
- Tecnoambiente. 2016. *Ejecución del plan de vigilancia ambiental del proyecto*



- prolongación del dique de abrigo del puerto de Motril y mejora ambiental de la playa de las Azucenas en su fase de explotación. Seguimiento de Patella ferruginea. 4ª campaña post-operacional. Puerto de Motril, 20 pp. (No publicado).*
- Templado, J. 1996. *Patella ferruginea*. En: Ramos, M. A. *Inventario de las especies de invertebrados no artrópodos incluidos en los anejos de la Directiva 92/43/CEE del Consejo. Memoria final*. Instituto de Conservación de la Naturaleza, 12 pp. (No publicado).
- Templado, J. 2001. *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. En: *Los Invertebrados no insectos de la "Directiva Hábitat" en España*, pp. 41-50, Ramos, M. A., Bragado, D. & Fernández, J., Eds. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Serie Técnica, Madrid.
- Templado, J. 2011. Familia Patellidae. En: *Moluscos marinos de Andalucía*, Gofas, S., Moreno, D. & Salas (coords.), pp. 84-89. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga, Málaga.
- Templado, J. 2014. Future trends of Mediterranean biodiversity. En: *The Mediterranean Sea. Its history and present challenges* (Goffredo, S. & Dubinsky, Z. Eds.). Springer, pp. 479-498.
- Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, A., Serrano, A., Martín, L. & Brito, A. 2012. *Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 229 pp.
- Templado, J., Calvo, M., Garvía, A., Luque, A. A., Maldonado, M. & Moro, L. 2004. *Guía de Invertebrados y peces marinos protegidos por la legislación nacional e internacional*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 214 pp.
- Templado, J., Calvo, M., Moreno, A., Flores, A., Conde, F., Abad, R., Rubio, J., López-Fé, C. M. & Ortiz, M. 2006. *Flora y Fauna de la Reserva Marina y de Pesca de la Isla de Alborán*. Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 269 pp.
- Templado, J. & Guallart, J. 2010. La lapa *Patella ferruginea*: un invertebrado marino en peligro de extinción. *Lychnos, Cuadernos de la Fundación General CSIC*, 3: 34-38.
- Templado, J. & Moreno, D. 1997a. La lapa ferrugínea. *Biológica*, 6: 80-81.
- Templado, J., Richter, A. & Calvo, M. 2016. Reef building Mediterranean vermetid gastropods: disentangling the *Dendropoma petraeum* species complex. *Mediterranean Marine Science*, 17(1): 13-31.
- Terreni, G. 1981. *Molluschi conchiferi del mare antistante la costa toscana (Gastropoda, Scaphopoda, Amphineura, Bivalvia, Cephalopoda)*. Benvenuti & Cavaciocchi, Livorno, 100 pp.
- Thompson, G. B. 1980. Distribution and population dynamics of the limpet *Patella vulgata* L. in Bantry Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 45: 173-217.
- Thompson, R. C., Crowe, T. P. & Hawkins, S. J. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years.



- Environmental Conservation*, 29: 168-191.
- Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Fguiri, H. & Ben Hassine, O. K. 2010a. Status, habitat and distribution of the endangered limpet *Patella ferruginea* along the northern and eastern Tunisian coastline: results and implications for conservation. *Cahiers de Biologie Marine*, 51(1): 75-84.
- Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Fguiri, H., Diawara, M. & Ben Hassine, O. K. 2010b. Spatial diversity of rocky midlittoral macro-invertebrates associated with the endangered species *Patella ferruginea* (Mollusca: Gastropoda) of Tunisian coastline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(2): 275-283.
- Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Fguiri, H., Diawara, M. & Ben Hassine, O. K. 2011. Morphometric characterization of the limpet *Patella ferruginea* along the Tunisian coasts. *Cahiers de Biologie Marine*, 52: 269-278.
- TrouDET, J., Grandcolas, P., Blin, A., Vignes-Lebbe, R. & Legendre, F. 2017. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports*, 7(132): 1-14.
- UICN. 2012. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, vi + 34 pp.
- UICN, CAR/ASP & HCEFLCD. 2014. *Le cap des Trois Fourches: Un site de grande importance pour la conservation de la nature sur la côte méditerranéenne du Maroc*. UICN, Gland, Suisse et Malaga, Espagne, 44 pp.
- Underwood, A. J. 1979. The ecology of intertidal gastropods. *Advances in Marine Biology*, 16: 111-210.
- Underwood, A. J., Denley, E. J. & Moran, M. J. 1983. Experimental analysis of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales. *Oecologia*, 56: 202-219.
- UNEP. 1996. *Annexes to the Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. Meeting of Plenipotentiaries on the Annexes to the Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean*. Monaco, 24 November 1996. UNEP(OCA)/MED IG.10, UNEP(OCA)/MED IG.10/4 (EXCERPT: SPA and Biodiversity Protocol Annexes).
- UNEP. 2006. *Classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean Region*. UNEP(OCA)/MED WG 149/5 Rev. 1. Rapport PNUE, PAM, CAR/ASP editions, 35 pp.
- UNEP-MAP-RAC/SPA. 2014. *Ecology and Human Activities in the Alboran Sea*. By IUCN Med. Draft internal report for the purposes of the Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, Malaga, Spain, 7-11 April 2014, 122 pp.
- Urra, J., Rueda, J. L., Gofas, S., Salas, C. & Marina, P. 2006. La malacofauna litoral entre Cabo Pino y Punta de Calaburras (costa occidental de Málaga). *Resúmenes XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, Barcelona, pp. 192-193.
- Valledor, A. 2006. Lapas: los invertebrados marinos más amenazados. *Quercus*, 241: 20-27.
- Vaselli, S., Bulleri, F. & Benedetti-Cecchi, L. 2008. Hard coastal defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Marine Environmental Research*,



- 66: 395-403.
- Vázquez, E., Urgorri, V., Ramil, F., Parapar, J., Cristobo, J. & Freire, J. 2005. Short term effects of the Prestige oil spill on cover of exposed rocky intertidal fauna and on mortality of the cirriped *Chthamalus montagui*. *Abstracts VERTIMAR-2005, Symposium for monitoring of Accidental Oil Spills Projects in Marine Environment*, Vigo (Spain), pp. 122-123.
- Vicens, D. 2015. *El registre paleontològic dels dipòsits litorals quaternaris a l'illa de Mallorca (Illes Balears, Mediterrània occidental)*. Tesis doctoral, Universitat de les Illes Balears, 348 pp.
- Vicens, D. & Pons, G. X. 2012. Els fòssils del Pleistocè superior procedents de jaciments de les Illes Balears a les col·leccions històriques de la Societat d'Història Natural de les Balears (SHNB). *Ordre Archaeogastropoda (Classe Gastropoda)*. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 54: 199-209.
- Walford, L. A. 1946. A new graphic method of describing the growth of animals. *Biological Bulletin*, 90: 141-147.
- Warwick, R. M., Emblow, C., Féral, J.-P., Hummel, H., van Avesaath, P. & Heip, C. 2003. *European Marine Biodiversity Research Sites*. Report of the European Concerted Action: BIOMARE. Implementation and Networking of large scale, long term Marine Biodiversity Research in Europe. NIOO-CEME, Yerseke, the Netherlands, 136 pp.
- Wienecke, B., Leaper, R., Hay, I. & Van der Hoff, J. 2009. Retrofitting historical data in population studies: southern giant petrels in the Australian Antarctic Territory. *Endangered Species Research*, 8: 157-164.
- Wilson, E. B. 1904. Experimental studies in germinal localization. II. Experiments on the cleavage-mosaic in *Patella* and *Dentalium*. *Journal of Experimental Zoology*, 1(2): 197-268.
- Wilson, J., Procheş, Ş., Braschler, B., Dixon, E. & Richardson, D. 2007. The (bio)diversity of science reflects the interests of society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 409-414.
- Wright, W. G. 1989. Intraspecific density mediates sex-change in the territorial patellacean limpet *Lottia gigantea*. *Marine Biology*, 100: 353-364.
- Wright, W. G. & Lindberg, D. R. 1979. A non-fatal method of sex determination for patellacean gastropods. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 59: 803.
- Wright, W. G. & Lindberg, D. R. 1982. Direct observation of sex change in the patellacean limpet *Lottia gigantea*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 62: 737-738.
- Yus, R. & Cabo, J. M. 1986. *Guía de la naturaleza de la región de Melilla*. Ed. Fundación Municipal Socio-cultural, Ayuntamiento de Melilla, Melilla, 431 pp.
- Yus, R., García, H., Gámez, S., González, J. A., Tapia, M., Martínez, G., Jerez, D., Torres, M. A., Bueno, I. & Cabo, J. M. 2013a. XII. Las Islas Chafarinas. En: Yus, R. & Cabo J. M., *Historia Natural de la región de Melilla (Guelaya, Alborán y Chafarinas)*, Fundación Gaselec, Melilla.



- Yus, R., González, J. A., Jerez, D., García, H., Tapia, M., Gámez, S., Torres, M. A., Bueno, I. & Cabo, J. M. 2013b. VI. La zona de Melilla. En: Yus, R. & Cabo J. M., *Historia Natural de la región de Melilla (Guelaya, Alborán y Chafarinas)*, Fundación Gaselec, Melilla.
- Yus, R., Paracuellos, M., González, J. A., García, H., Torres, M. A., Bueno, I., Jerez, D., Gámez, S. & Cabo, J. M. 2013c. IV. La Isla de Alborán. En: Yus, R. & Cabo J. M., *Historia Natural de la región de Melilla (Guelaya, Alborán y Chafarinas)*, Fundación Gaselec, Melilla.
- Yus, R., Torres, M. A., Gámez, S., González, J. A., García, H., Jerez, D., Tapia, M. & Cabo, J. M. 2013d. II. Generalidades (2). La fauna. En: Yus, R. & Cabo J. M., *Historia Natural de la región de Melilla (Guelaya, Alborán y Chafarinas)*, Fundación Gaselec, Melilla.
- Zarrouk, A. 2017. *Etude de la population de l'espèce protégée Patella ferruginea Gmelin, 1791 de l'archipel de Zembra et de la translocation in situ et ex situ*. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Ecole Doctorale Sciences et Techniques de l'Agronomie et de l'Environnement, Institut National Agronomique de Tunisie, 198 pp.
- Zarrouk, A., Romdhane, M. S. & Espinosa, F. 2016. Usefulness of marine protected areas as tools for preserving the highly endangered limpet, *Patella ferruginea*, in the Mediterranean Sea. *Marine Biology Research*, 12(9): 917-931.
- Zarrouk, A. Romdhane, M. S. & Espinosa, F. 2018. Reintroduction of the highly endangered mollusk *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 in an MPA: A novel approach to achieve high survival rates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202: 259-269.

PÁGINAS WEB:

- <http://doris.ffessm.fr/Especies/Patella-ferruginea-Patelle-ferrugineuse-1614>
- http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=1779&docType=pdf
- <http://patella-ferruginea.mncn.csic.es/>
- http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad/AreasTematicas/MA_Biodiversidad/ProyectosEuropeos/ci.02_Margaritifera_auricularia.detalleDepartamento?channelSelected=0
- <http://www.iberlince.eu/index.php/esp/proyecto-esp>
- <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=f819795270730410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=42907db13a4ef310VgnVCM2000000624e50aRCRD>
- <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menuitem.04dc44281e5d53cf8ca78ca731525ea0/?vgnnextoid=d6e612b44b5de310VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=cd6f726c4d6af310VgnVCM1000001325e50aRCRD>
- <http://www.liferemopaf.org/>
- http://www.mapama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/biodiversidad-marina/habitats-especies-marinos/inventario-espanol-habitats-especies-marinos/Ficha_Patella_ferruginea_tcm7-360210.pdf
- <http://www.re-lifeproject.eu/>
- https://es.wikipedia.org/wiki/Patella_ferruginea

La pérdida de biodiversidad, es decir, la desaparición de especies o la reducción de sus poblaciones, es uno de los principales factores del cambio global a los que se enfrenta la humanidad.

La lapa ferrugínea (*Patella ferruginea*) es un molusco gasterópodo marino que vive sobre sustratos rocosos estables del piso mediolitoral o intermareal. Es una especie endémica del Mediterráneo occidental que se encuentra en peligro de extinción, debido principalmente a la recolección por parte del hombre y a la fragmentación, degradación y destrucción de su hábitat. En España, su distribución conocida se restringe al mar de Alborán y al Estrecho, con presencia en la mayor parte del litoral mediterráneo andaluz y, sobre todo, en las islas Chafarinas, Melilla, Ceuta y peñón de Vélez de la Gomera, aunque también se encuentra en Murcia (isla Hormiga).

Patella ferruginea está estrictamente protegida en diversos convenios internacionales (Berna, Barcelona, Directiva de Hábitats de la CEE) y, desde 1999, está incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la máxima categoría de protección ("en peligro de extinción"), la misma que tienen otras especies mucho más conocidas, como el lince ibérico o el águila imperial. Se considera, por ello, una especie emblemática de la conservación de la biodiversidad marina del Mediterráneo.

La lapa ferrugínea cuenta en España con una Estrategia de conservación aprobada en 2008 por el entonces Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Su conservación, como la de otras especies amenazadas, gira alrededor de dos ejes principales: un conocimiento científico suficiente para una gestión adecuada y una conciencia social que impulse las decisiones políticas necesarias para su estudio y conservación.

En la presente publicación se recopila y analiza la información científica disponible sobre *Patella ferruginea*, con el fin de que sirva de base para la necesaria actualización de su Estrategia de conservación y difunda en la sociedad el conocimiento de la especie.

