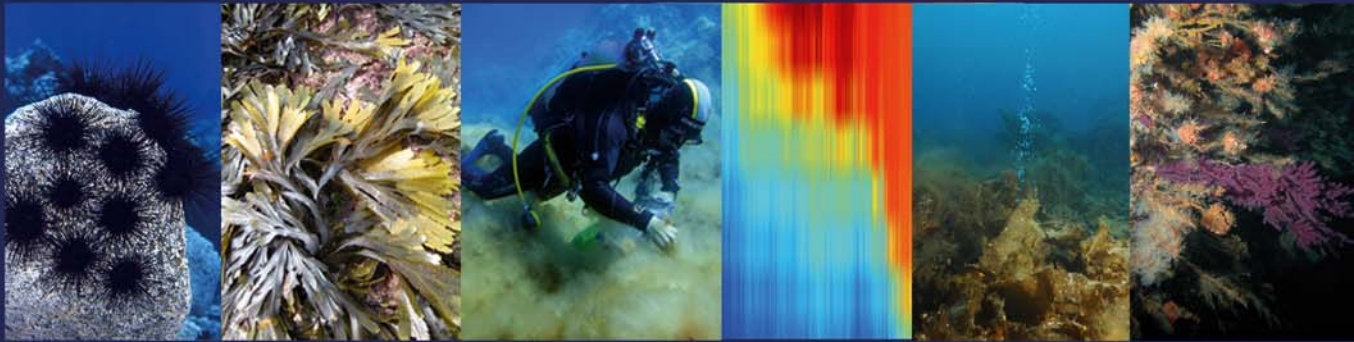




CAMBIO CLIMÁTICO EN EL MEDIO MARINO ESPAÑOL: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN

PNACC
Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático



Diego K. Kersting



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

Cambio Climático en el Medio Marino Español: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación



Madrid, 2016

Autor:

Diego K. Kersting

Revisores:

Alcoverro T (CEAB, CSIC), Balbín R (IEO Baleares), Ballesteros E (CEAB-CSIC), Borrás G (OCCC), Canals M (U. Barcelona), Cebrian E (CEAB-CSIC, U. Girona), Chust G (AZTI), Fernández F (IIM-CSIC), Garcés E (ICM-CSIC), Garrabou J (ICM-CSIC), Garza-Gil MD (U. Vigo), Gómez-Gesteira M (U. Vigo), Gomis D (U. Illes Balears), González-Pola C (IEO Gijón), González-Quirós R (IEO Gijón), Haroun R (U. Las Palmas de G. Canaria), Hereu B (U. Barcelona), Hernández JC (U. La Laguna), Hernández-León S (U. Las Palmas de G. Canaria), Jordà G (IMEDEA-CSIC), Latasa M (IEO Gijón), Linares C (U. Barcelona), Macías D (JRC, European Commission), Marcos M (IMEDEA-CSIC), Martín-Míguez B (CETMAR), Olabarria C (U. Vigo), Otero MM (UICN), Pelejero C (ICM-CSIC), Pérez-Muñuzuri V (U. Santiago de Compostela), Ramos A (U. Alicante), Revenga S (SGP, MAGRAMA), Rodríguez E (F. Biodiversidad), Romero J (U. Barcelona), Rubio E (U. Alicante), Ruiz JM (IEO Murcia), Sabatés A (ICM-CSIC), Salat J (ICM-CSIC), Scharek R (IEO Gijón), Stobart B (PIRSA-SARDI), Tel E (IEO Madrid), Templado J (MNCN-CSIC), Velasco A (OECC), Vélez P (IEO Tenerife), Viejo RM (U. Rey Juan Carlos).

Coordinadores:

Aída Velasco Munguira y José Ramón Picatoste
D.G. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:
Paseo de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Impresión y encuadernación:

Taller del Centro de Publicaciones del MAGRAMA

Diseño y maquetación: Diego K. Kersting

Fotografías portada: J. C. Hernández, D. K. Kersting y R. M. Viejo

NIPO: 280-16-001-3
NIPO línea: 280-16-011-5
Depósito Legal: M-5352-2016

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

Tienda virtual:
www.magrama.es
centropublicaciones@magrama.es

Datos técnicos:

Formato: 210x297mm. Caja de texto: 160x255mm. Composición: a 1 columna. Tipografía: calibri a cuerpo 12.
Encuadernación: Fresado. Cubierta en papel couché de 250g. Papel interior: Igloo silk de 100g.

En esta publicación se ha utilizado papel libre de cloro de acuerdo con los criterios medioambientales de la contratación pública.

Agradecimientos

A los participantes en el seminario organizado en Valsaín en abril de 2015 por sus aportaciones, comentarios y sugerencias: Ricardo Anadón, José Antonio Atauri, Rosa Balbín, Miquel Canals, Hermelindo Castro, Guillem Chust, Gloria de Mingo, Fiz Fernández, Esther Garcés, Joaquim Garrabou, Victoria González, José María Grassa, Ricardo Haroun, Francisco Heras, Cristina Laborda, Ana Lloret, Estíbaliz López-Samaniego, Mar Otero, Javier Pantoja, Carles Pelejero, José Ramón Picatoste, Silvia Revenga, Eva Rodríguez, Julio Rodríguez, Esther Rubio, Ana Sabatés, Ana Tejedor, José Templado, Aída Velasco, Pedro Vélez, Rosa María Viejo y Jon Vilches.

A los revisores del informe: Teresa Alcoverro, Rosa Balbín, Enric Ballesteros, Gabriel Borrás, Miquel Canals, Emma Cebrian, Guillem Chust, Fiz Fernández, Esther Garcés, Joaquim Garrabou, María Dolores Garza-Gil, Moncho Gómez-Gesteira, Damià Gomis, César González-Pola, Rafael González-Quirós, Ricardo Haroun, Bernat Hereu, José Carlos Hernández, Santiago Hernández-León, Gabriel Jordà, Mikel Latasa, Cristina Linares, Diego Macías, Marta Marcos, Belén Martín-Míguez, Celia Olabarria, Mar Otero, Carles Pelejero, Vicente Pérez-Muñuzuri, Alfonso Ramos, Silvia Revenga, Eva Rodríguez, Javier Romero, Esther Rubio, Juan Manuel Ruiz, Ana Sabatés, Jordi Salat, Renate Scharek, Ben Stobart, Elena Tel, José Templado, Aída Velasco, Pedro Vélez y Rosa María Viejo. Y al resto de participantes del grupo de trabajo que han aportado información y sugerencias: José Luis Acuña, Enrique Álvarez-Fanjul, Ángel Borja, Isabel Díez, Oscar Esparza, José María Gorostiaga, Ángel Luque, Brezo Martínez, Tatiana Nuno, Marta Sansón, Carlos Sangil y Joaquim Tintoré.

A efectos bibliográficos este trabajo debe citarse como sigue:

Kersting DK (2016) Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 166 pág.

El proyecto ha sido financiado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y realizado por Diego K. Kersting.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente del MAGRAMA o de su personal.

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	1
EXECUTIVE SUMMARY	7
1. INTRODUCCIÓN	13
2. INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL MEDIO MARINO	14
2.1. Temperatura y salinidad	15
2.2. Concentración de CO₂ y pH	27
2.3. Nivel del mar	31
2.4. Circulación y oleaje	34
2.4.1. Circulación, corrientes y afloramientos	34
2.4.2. Oleaje	37
2.5. Capa de mezcla, estratificación y nutrientes	38
2.6. Eventos extremos	41
3. IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS ORGANISMOS Y EL ECOSISTEMA MARINO	42
3.1. Episodios de mortandad masiva	43
3.2. Cambios en la distribución de especies	49
3.2.1. Cambios biogeográficos y batimétricos	49
3.2.2. Especies alóctonas	57
3.3. Cambios en la abundancia de especies clave	61
3.4. Producción primaria y secundaria	64
3.5. Cambios fenológicos	69
3.6. Pérdida de biodiversidad y de diversidad genética	71
3.7. Efectos potenciales de la acidificación	73
3.8. Otros efectos subletales y sinergias	76
3.8.1. Efectos sobre el crecimiento y la reproducción	76
3.8.2. Efectos sobre el reclutamiento y la supervivencia de las primeras fases vitales.....	77
3.8.3. Sinergias.....	77

4. ESPECIES Y HÁBITATS VULNERABLES AL CAMBIO CLIMÁTICO	78
4.1. Arrecifes de <i>Cladocora caespitosa</i>	79
4.2. Coralígeno y gorgonias mediterráneas	82
4.3. Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>	84
4.4. Praderas de <i>Zostera noltii</i> y <i>Zostera marina</i>	85
4.5. Bosques de macroalgas	86
4.6. Arrecifes de vermétidos	87
4.7. Fondos de rodolitos y <i>maërl</i>	88
4.8. Zonas costeras con hábitats vulnerables al aumento del nivel del mar	89
5. PROYECCIONES Y ESCENARIOS	89
5.1. Proyecciones basadas en variables físico-químicas	89
5.2. Proyecciones basadas en variables y respuestas biológicas	95
6. MEDIDAS DE ADAPTACIÓN	102
6.1. Medidas legislativas	103
6.1.1. Protección y conservación de especies y hábitats vulnerables	103
6.1.2. Redes de espacios marinos protegidos	104
6.1.3. Gestión de la actividad pesquera	106
6.2. Actuaciones directas	106
6.3. Seguimiento científico y divulgación	107
6.4. Evaluación de vulnerabilidad y análisis de riesgos como apoyo a la gestión adaptativa	108
7. LAGUNAS DE CONOCIMIENTO Y PROPUESTAS DE SEGUIMIENTO	109
8. CONCLUSIONES	111
ACRÓNIMOS	113
LISTADO DE ESPECIES	115
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA	119
ANEXO I. Listado de programas de seguimiento	151

RESUMEN EJECUTIVO

Este trabajo ha sido elaborado para la Oficina Española de Cambio Climático (OECC, MAGRAMA) dentro del tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC). El principal objetivo del informe ha sido la recopilación, el análisis y la evaluación de la información existente sobre los efectos del cambio climático en el medio marino español, contemplando todas las regiones marinas y abarcando desde variables físico-químicas hasta biológicas y ecológicas.

En líneas generales la información recogida muestra los siguientes cambios y efectos.

A nivel físico-químico

Aumento de la temperatura

Acidificación

Cambios en la circulación oceánica

Cambios en la formación de masas de agua

Aumento de la estratificación

Cambios en los afloramientos

Cambios en la intensidad del oleaje

A nivel biológico

Mortandades masivas

Cambios en la distribución de especies

Disminución de la producción primaria

Disminución de la capacidad de absorción de CO₂

Declive de especies estructurantes

Cambios fenológicos

Pérdida generalizada de biodiversidad

Indicadores físico-químicos del cambio climático en el medio marino

- En líneas generales, la temperatura superficial del agua muestra tasas de calentamiento entre 0,2 y 0,7 °C década⁻¹, dependiendo de la zona y el periodo estudiados, mientras que en profundidad dicha variación es menor.
- Los cambios en la salinidad de las aguas superficiales muestran una gran variabilidad temporal y espacial, sin embargo sí se detecta una tendencia general hacia el aumento de la salinidad en las aguas intermedias y profundas.
- El pH ha disminuido alrededor de 0,1 unidades durante el último siglo, con la acidificación subsiguiente de las aguas, más notable en las aguas superficiales que están en contacto con la atmósfera, que en aguas más profundas.
- La tasa de aumento del nivel del mar durante el siglo XX se sitúa en torno a los 1 - 2 mm año⁻¹ en el Atlántico norte, siendo de 4 a 8 mm año⁻¹ a partir de los años 90.

- En el Mediterráneo los cambios del nivel del mar han presentado un comportamiento fluctuante, desde tendencias negativas debidas a la presión atmosférica entre los años 60 y 90 a subidas muy marcadas ($2 - 10 \text{ mm año}^{-1}$) a partir de mediados de los años 90.
- Parece ser que la tendencia en la intensidad de los afloramientos en el Atlántico peninsular es hacia un debilitamiento en el noroeste y hacia una intensificación en el suroeste.
- No se han detectado tendencias significativas en el afloramiento costero de la Corriente de Canarias.
- La intensidad del oleaje ha aumentado en la zona atlántica peninsular y zona norte de Canarias, mientras que ha disminuido ligeramente en el Mediterráneo y el sur de Canarias.
- No se han detectado cambios significativos de la circulación termohalina en el Atlántico, pero sí en los procesos de formación de agua profunda en el Mediterráneo noroccidental.
- El aumento de la estratificación en las aguas superficiales parece ser un proceso generalizado, exceptuando las zonas de afloramiento, que influye negativamente en la disponibilidad de nutrientes.

Impactos del cambio climático sobre los organismos y el ecosistema marino

- El calentamiento del agua ha provocado en el Mediterráneo episodios reiterados de mortandad masiva de invertebrados bentónicos durante los últimos 15 años, afectando a un gran número de especies a lo largo de cientos de kilómetros de costa.
- El aumento de la temperatura del agua ha disparado las tasas de mortalidad de *Posidonia oceanica* en algunas zonas insulares del Mediterráneo, está provocando la regresión de los bosques de macroalgas atlánticos, cambios generalizados en la distribución de muchas especies y puede favorecer el desarrollo de especies invasoras.
- Se ha detectado una disminución de la producción primaria en ciertas zonas, asociada a una mayor estratificación del agua y al debilitamiento de los afloramientos, mientras que la misma aumenta en aguas oceánicas y allí donde se mantiene la intensidad del afloramiento.
- Los "blooms" de plancton gelatinoso han aumentado su frecuencia en el Mediterráneo, aunque la diversidad de factores implicados dificulta establecer relaciones inequívocas con el cambio climático.

- La estacionalidad de los ciclos del fitoplancton se ha visto modificada por un adelanto en el "bloom" primaveral y un retraso en el otoño.
- Se han detectado alteraciones en la zonación y la sincronización de las migraciones reproductoras de varias especies de tónidos y en la intensidad de la floración de *Posidonia oceanica*.
- El cambio climático está afectando a procesos esenciales de muchos organismos, como el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de las primeras fases vitales, pudiendo llegar a comprometer la viabilidad de algunas poblaciones.
- En cuanto a la acidificación, el descenso de pH actual de las aguas del Mediterráneo y del Atlántico no tiene un efecto significativo sobre los organismos.
- Todos estos cambios provocan también una importante pérdida de biodiversidad y diversidad genética.
- Debe tenerse en cuenta que los impactos derivados del cambio climático pueden interactuar entre sí y con otros impactos, amplificando los efectos sobre los organismos y el ecosistema.

Especies y hábitats vulnerables al cambio climático

- Los arrecifes del coral mediterráneo *Cladocora caespitosa*, hábitat caracterizado por su rareza y gravemente afectado por mortandades masivas durante los últimos 15 años.
- Las comunidades que componen el coralígeno, característico de los fondos poco iluminados del Mediterráneo, en las que se encuentran las gorgonias *Paramuricea clavata* y *Eunicella singularis*, afectadas también por mortandades masivas.
- Las praderas de la fanerógama marina mediterránea *Posidonia oceanica*, potencialmente vulnerables al aumento de la temperatura del agua.
- Las praderas de las fanerógamas marinas *Zostera noltii* y *Zostera marina* de las costas atlánticas y mediterráneas, amenazadas por el aumento de la temperatura y del nivel del mar.
- Los bosques de macroalgas atlánticos, que están sufriendo importantes cambios o incluso su desaparición en el contexto actual de calentamiento.
- Los arrecifes del vermético *Dendropoma petraeum*, constructor de plataformas de gran extensión en algunas zonas del mediterráneo español, muy vulnerables al aumento del nivel del mar.

- Los fondos de rodolitos y *maërl*, potencialmente amenazados por los cambios provocados por la acidificación proyectada para finales de siglo, y para los que se prevé un mayor impacto en el Atlántico que en el Mediterráneo.

Proyecciones basadas en variables físico-químicas

- Durante el siglo XXI se prevé un calentamiento progresivo del agua, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo, que podría rondar los 0,2 - 0,3 °C década⁻¹.
- El aumento de la temperatura llevará asociado una mayor estratificación del agua, con el consecuente efecto sobre la disponibilidad de nutrientes.
- Es probable que la salinidad aumente en el Mediterráneo, tanto en superficie como en profundidad, lo que provocaría cambios en la salinidad de las aguas intermedias del Atlántico.
- El nivel del mar aumentará entre 2 y 5 mm año⁻¹ durante este siglo; el rango tan amplio se debe en parte a los escenarios de emisiones, pero sobre todo a la contribución de la fusión de hielos, sobre la cual hay una gran incertidumbre.
- Los modelos predicen una intensificación del afloramiento del noroeste ibérico entre abril y septiembre.
- Las proyecciones para el oleaje en la costa norte obtienen datos dispares, pero las revisiones más recientes prevén pocos cambios hasta mitades de siglo y una ligera disminución de la altura de ola a partir de ese momento.
- En el Mediterráneo se prevé una ligera disminución de la altura de ola, más acusada durante el invierno, mientras que en el archipiélago Canario no se prevén cambios importantes.
- En líneas generales, se prevé una atenuación de la circulación termohalina en el Mediterráneo, caracterizada por una disminución en la formación de agua profunda en el golfo de León bajo los escenarios más pesimistas.

Proyecciones basadas en variables y respuestas biológicas

- Se prevé el declive de los bosques de macroalgas atlánticos, el aumento en la frecuencia de las mortandades asociadas al calentamiento en el Mediterráneo, y un posible retroceso de las praderas de *Posidonia oceanica* en algunas zonas.
- El calentamiento también favorecería el desarrollo de las poblaciones del erizo *Diadema africanum*, cuyos blanquiales persistirían en Canarias, aunque

dependiendo de los episodios de mortandad masiva descritos durante los últimos años.

- Los valores de pH que se proyectan para finales del siglo XXI podrían provocar cambios significativos en comunidades dominadas por organismos con esqueletos carbonatados, como el coralígeno mediterráneo o los fondos de *maërl*.
- Los cambios en la intensidad de los afloramientos, la estratificación de la columna de agua y los posibles cambios en la circulación termohalina, pueden tener efectos significativos sobre la producción primaria. Se prevén cambios en la estacionalidad de los "blooms" fitoplanctónicos y en la exportación de carbono orgánico por sedimentación.
- Los cambios físico-químicos y en la producción primaria previstos en el Mediterráneo pueden afectar a especies de interés comercial, como la anchoa *Engraulis encrasicolus*.
- Tales cambios también podrían afectar al "krill", principal alimento del rorcual común, *Balaenoptera physalus*.
- A falta de mucha información sobre especies y procesos, todo apunta hacia el empobrecimiento y una mayor vulnerabilidad de nuestros mares, junto con la disminución de su capacidad para absorber CO₂.

Medidas de adaptación

- La protección y conservación de especies y hábitats vulnerables. Principalmente a través de los listados de protección, que deben contemplar las nuevas amenazas y vulnerabilidades frente al cambio climático.
- La protección de zonas específicas a través de áreas marinas protegidas con el objetivo de mejorar la resiliencia al cambio climático de las especies y el ecosistema a través de la regulación de usos y zonación.
- Una gestión de la actividad pesquera basada en criterios de sostenibilidad, y con un enfoque ecosistémico, con el mismo objetivo general de mejora de la resiliencia del ecosistema y de las especies.
- Las actuaciones directas dirigidas a la regeneración de hábitats y poblaciones, que, aunque están sujetas a ciertas limitaciones, podrían ser útiles en casos concretos.
- El fomento y respaldo del seguimiento científico, asegurando la continuidad de las series temporales existentes e impulsando el estudio y seguimiento de los efectos del cambio climático en el medio marino para realizar una mejor gestión adaptativa.

- El uso de herramientas como las evaluaciones de vulnerabilidad y el análisis de riesgos, que ayuden al desarrollo de medidas de adaptación.
- Las acciones de divulgación y de sensibilización, muy necesarias para hacer llegar a la sociedad la creciente y robusta evidencia de cambio climático y sus efectos sobre el medio marino.

EXECUTIVE SUMMARY

This report has been developed for the Spanish Office of Climate Change (OECC, MAGRAMA), within the Third National Plan for Climate Change Adaptation (PNACC), with the main objective to compile and assess existing information on the effects of climate change in the Spanish marine environment.

In general terms, the gathered information shows the following changes and effects.

Physicochemical	Biological
Warming	Mass mortalities
Acidification	Changes in species distribution
Changes in ocean circulation	Reduced primary production
Changes in water mass formation	Decrease in the oceans capacity to absorb CO₂
Increased stratification	Decline of key species
Changes in upwelling intensity	Changes in phenology
Changes to wave patterns and intensity	General loss of biodiversity

Physicochemical indicators of climate change in the marine environment

- In general terms, sea surface temperature shows warming rates between 0.2 and 0.7 °C decade⁻¹, depending on the region and time period studied. Warming rates decrease with depth.
- Salinity changes in surface waters show high spatio-temporal variability. However, there is a general increasing trend in salinity in intermediate and deep waters.
- During the last century ocean pH has decreased ~0.1 units and acidification is more noticeable in surface waters in direct contact with the atmosphere.
- Sea level has risen in the Atlantic (Iberian Peninsula) about 1 - 2 mm year⁻¹ during the twentieth century, this rate is of 4 - 8 mm year⁻¹ after the nineties.
- In the Mediterranean Sea, sea level changes had variable trends, from negative ones from the sixties to the nineties, to notable increases (2 - 10 mm year⁻¹) from then on.

- Upwelling intensity in the Atlantic (Iberian Peninsula) seems to have decreased in the northwest and increased in the southeast.
- No significant trends in intensity have been recorded in the Canary Current coastal upwelling.
- Wave intensity has increased in the Atlantic (Iberian Peninsula) and north of the Canary Islands, while it has slightly decreased in the Mediterranean and south of the Canary Islands.
- No significant changes have been detected in the thermohaline circulation of the Atlantic. However, changes have been described in Mediterranean deep water formation.
- Increased stratification in surface waters seems to be a widespread process with negative influence on nutrients, except in upwelling regions.

Climate change impacts on marine ecosystems

- Sea warming has triggered recurrent mass mortality events in the Mediterranean during the past 15 years, affecting a high number of benthic invertebrates over hundreds of kilometres of coast.
- Warming has increased mortality rates of *Posidonia oceanica* in some Mediterranean insular sites, it is negatively affecting macroalgal forests in the Atlantic, causing widespread changes in species distribution and may have favoured some invasive species.
- A reduction in primary production has been detected in some regions due to increased stratification and decreased upwelling intensity. However, it has increased in oceanic waters and where upwelling intensity is maintained.
- Gelatinous plankton blooms have increased in frequency in the Mediterranean. However, the diverse factors that influence these blooms makes unequivocal associations to climate change difficult.
- Seasonality in phytoplankton cycles has been altered. Spring and autumn blooms occur earlier and later in the year, respectively.
- The phenology of many species has suffered alterations, from changes in reproductive migrations of some tuna species, to the flowering intensity in *Posidonia oceanica*.

- Climate change is affecting many processes in marine organisms (e.g., growth, reproduction, survival of early life stages) which may compromise the viability of their populations.
- No significant effects on marine organisms have been detected in relation to the current decrease in pH in Atlantic and Mediterranean waters.
- All of these effects and changes cause important loss of biodiversity and genetic diversity.
- Interactions and synergies among stressors (related to climate change, as well as other ones) may arise, amplifying their effects on organisms.

Species and habitats vulnerable to climate change

- The Mediterranean endemic coral *Cladocora caespitosa* and its reefs, which have been greatly impacted by warming during the last 15 years.
- Mediterranean coralligenous communities, widely affected by mass mortalities related to warming.
- *Posidonia oceanica* meadows, potentially exposed to water warming.
- *Zostera noltii* and *Z. marina* meadows in the Atlantic and Mediterranean coasts, threatened by the rise in temperature and sea level.
- Macroalgal forests in the Atlantic, which are suffering an important decline related to warming.
- Reefs by the vermetid *Dendropoma petraeum*, highly vulnerable to sea level rise.
- *Maërl* and rhodolith beds, potentially threatened by ocean acidification.

Projections based on physicochemical variables

- Sea warming is expected to continue through this century in both the Atlantic and the Mediterranean Sea at a rate of 0.2 - 0.3 °C decade⁻¹.
- Sea temperature rise will cause an intensification in water column stratification, with negative effects on nutrient availability.
- It is highly probable that salinity will increase in the Mediterranean Sea, both in surface and deeper waters. This will also cause changes to the salinity of Atlantic intermediate waters.

- Sea level rise will continue throughout this century at a rate of 2 - 5 mm year⁻¹.
- Models predict an intensification in the Northwest Iberian upwelling.
- Wave climate predictions in the Atlantic (Iberian Peninsula) show small changes until mid-century and a slight decrease in wave height from then on. Wave height will also slightly decrease in the Mediterranean Sea, while no significant changes are projected in the Canary Islands.
- Thermohaline circulation may slow down in the Mediterranean and, under the worst scenarios, would lead to a decrease in deep water formation in the Gulf of Lion.

Projections based on biological variables

- Declines in Atlantic macroalgal forests and mass mortalities in the Mediterranean are expected to continue into the future.
- Warming will favour the sea urchin *Diadema antillarum*, whose barrens will persist in the Canary Islands. However, this persistence will depend on whether or not there is a recurrence of the mass mortalities that have affected this species in the past years.
- The projected 21st century pH decrease could cause important shifts in marine communities dominated by calcifying organisms, like *maërl* beds and Mediterranean coralligenous assemblages.
- Changes in upwelling intensity, increased stratification and potential changes in marine thermohaline circulation, could significantly affect primary production and the capability of the ocean to export organic carbon by sedimentation.
- Physicochemical changes in the Mediterranean Sea, together with a decrease in primary production, could have negative effects on species of commercial interest, such as *Engraulis encrasicolus*.
- Although much information on many species and processes is still lacking, all the evidence points to the future impoverishment of our seas and a reduction in their capacity to absorb CO₂.

Adaptation measures

- Protection and conservation of species and habitats vulnerable to climate change through protection lists.
- Creation and maintenance of Marine Protected Areas, with the objective of increasing resilience to climate change.

- Adopting an ecosystem approach to fisheries management in order to increase resilience.
- Direct restoration measures, which could be useful in some specific cases.
- Promoting scientific monitoring and ensuring the continuity of current programmes.
- Using vulnerability assessments for the development of adaptation measures.
- Sensitization and divulgation actions, important to highlight the increasing evidence of climate change and its effects on the marine environment.

1. INTRODUCCIÓN

El informe

El presente informe ha sido encargado por la Oficina Española de Cambio Climático (OECC, MAGRAMA) dentro del tercer Programa de Trabajo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC). La estructura final del mismo fue consensuada durante un seminario organizado en el Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM, Valsaín) en abril de 2015, al que asistió un grupo de 33 personas formado por investigadores, gestores y otros expertos.

En este trabajo se recopila la información existente sobre el cambio climático en el medio marino español y sus efectos. Para la elaboración del informe se ha revisado un total de 461 trabajos publicados en revistas científicas, informes, tesis doctorales y comunicaciones en congresos. La búsqueda bibliográfica se ha centrado en trabajos que han abordado la temática en el área geográfica que comprenden las distintas regiones marinas españolas, pero también se han tenido en cuenta trabajos más generales realizados en el océano Atlántico y en el mar Mediterráneo, además de revisiones y análisis de escala global.

Paralelamente, se ha elaborado un listado de profesionales (científicos, personal de las distintas administraciones, especialistas de ONGs, etc.) a partir del cual se ha organizado el grupo de consulta y de revisión de este informe. A través de este grupo de expertos se han recopilado los programas de seguimiento que se están llevando a cabo en España en relación con el cambio climático y sus efectos en el medio marino. Las lagunas de conocimiento y la revisión del listado bibliográfico también han sido completadas gracias a la ayuda prestada por este grupo de trabajo.

Finalmente el informe ha sido revisado por 44 investigadores o expertos en las distintas temáticas y regiones geográficas tratadas en el trabajo.

Necesidad de conocimiento y objetivos

El aumento de CO₂ atmosférico y el cambio climático están provocando importantes alteraciones en mares y océanos, desde el incremento de la temperatura del agua, de la estratificación y de la acidificación, hasta los cambios en la circulación de las masas de agua. Estas alteraciones de las condiciones medioambientales llevan asociado un amplio espectro de efectos y desequilibrios a nivel biológico (Doney et al. 2012).

Los impactos del cambio climático vienen a sumarse a otras muchas alteraciones derivadas de la actividad humana que afectan, desde hace décadas, a los ecosistemas marinos, como la contaminación, la sobreexplotación y la destrucción del hábitat (Jackson 2001; Steneck y Carlton 2001; Kappel 2005). Asimismo, no debe olvidarse la existencia de perturbaciones naturales, que pueden ser de naturaleza cíclica o episódica, y que son la causa, a su vez, de alteraciones a distintos niveles (Southward 1995).

El conocimiento es clave para determinar, en este contexto de suma e interacción de impactos, la importancia relativa de estos en los efectos o cambios finales observados, teniendo en cuenta, además, las posibles sinergias. Lo cual es esencial para poder desarrollar medidas de gestión y adaptación, que permitan actuar de forma ajustada sobre el origen de los impactos.

En el caso de los efectos del cambio climático en el medio marino, es necesario adoptar un enfoque multidisciplinar que permita detectar y analizar los cambios a nivel físico-químico y cuál es su relación con las alteraciones que se detectan a nivel biológico. Siguiendo este planteamiento, el principal objetivo de este informe ha sido reunir y resumir la información existente sobre las alteraciones, efectos e impactos del cambio climático en el medio marino español, es decir, en las regiones marinas del Atlántico peninsular, del Mediterráneo y de Canarias, y abarcando todos los campos de estudio abordados hasta la fecha.

2. INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL MEDIO MARINO

Las tendencias sostenidas de cambio en las variables físico-químicas son la evidencia más robusta y fiable de los efectos del cambio climático en el océano.

Resumen

La mayoría de indicadores físico-químicos revisados en la bibliografía registran tendencias significativas de cambio durante al menos las últimas décadas en todas las regiones marinas.

En líneas generales, la temperatura superficial del agua muestra tasas de calentamiento entre 0,2 y 0,7 °C década⁻¹, dependiendo de la zona y el periodo estudiados, mientras que en profundidad dicha variación es menor.

Los cambios en la salinidad de las aguas superficiales muestran una gran variabilidad temporal y espacial, sin embargo sí se detecta una tendencia general hacia el aumento de la salinidad en las aguas intermedias y profundas.

El pH ha disminuido alrededor de 0,1 unidades durante el último siglo, con la acidificación subsiguiente de las aguas, más notable en las aguas superficiales que están en contacto con la atmósfera, que en aguas más profundas.

La tasa de aumento del nivel del mar durante el siglo XX se sitúa en torno a los 1-2 mm año⁻¹ en el Atlántico norte, siendo de 4 a 8 mm año⁻¹ a partir de los años 90; mientras que en el Mediterráneo los cambios del nivel del mar han presentado un comportamiento fluctuante, desde tendencias negativas debidas a la presión atmosférica entre los años 60 y 90 a subidas muy marcadas (2 - 10 mm año⁻¹) a partir de mediados de los años 90.

Parece ser que la tendencia en la intensidad de los afloramientos es hacia un debilitamiento en el noroeste peninsular y hacia una intensificación en el suroeste, mientras que no se han detectado tendencias significativas en el afloramiento costero de la Corriente de Canarias.

La intensidad del oleaje ha aumentado en el zona atlántica peninsular y zona norte de Canarias, mientras que ha disminuido ligeramente en el Mediterráneo y el sur de Canarias.

No se han detectado cambios significativos de la circulación termohalina en el Atlántico, pero sí en los procesos de formación de agua profunda en el Mediterráneo noroccidental.

El aumento en la estratificación en las aguas superficiales parece ser un proceso generalizado que influye negativamente en la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, su efecto es mucho menor en las zonas de afloramiento.

2.1. Temperatura y salinidad

Las propiedades del agua de mar que primero responden a la influencia climática y atmosférica son la temperatura y la salinidad, que determinan a su vez la estratificación por densidad de las masas de agua.

Región Marina del Atlántico Peninsular

La estructura vertical del océano Atlántico norte en latitudes medias, puede describirse, desde la superficie hasta el fondo, como una **capa de mezcla** homogeneizada por su interacción activa con la atmósfera y de grosor variable según la latitud y época del año, una **capa estacional intermedia** con un fuerte gradiente vertical de temperatura y densidad (termoclina y picnoclina estacionales) y una **capa inferior** moderadamente estratificada (capa de termoclina y picnoclina permanentes) que alcanza los 2000 m de profundidad. Las masas de agua descritas en esta parte del Atlántico son: en las aguas más superficiales el **Agua Superficial del Atlántico Noreste** (ENASW), por debajo de la termoclina estacional el **Agua Central del Atlántico Noreste** (ENACW); por debajo, el **Agua Mediterránea** (MW), más cálida y salina, que tras sobrepasar el estrecho de Gibraltar se hunde y ocupa el estrato situado entre 1000 y 1200 m aproximadamente. Finalmente, bajo el Agua Mediterránea se encuentra el **Agua del Labrador** (LW), más fría y menos salada, que tiene una señal clara en el noroeste peninsular y más difusa en el golfo de Bizkaia, y más allá de los ~2000 m y hasta el fondo se halla una masa de aguas de origen polar (ártico y antártico) (Fig. 1). En comparación con las aguas de la termoclina estacional, las de la termoclina permanente están sujetas a ciclos estacionales mucho más débiles o incluso inexistentes, por lo que la gradualidad en los cambios hace que las tendencias obtenidas en estas aguas sean más representativas y robustas que las de aguas superficiales (González-Pola et al. 2012).



Figura 1. Esquema orientativo de la posición relativa de las masas de agua en el Atlántico noreste.

El análisis de las bases de datos de la NOAA (www.ncdc.noaa.gov) aporta una visión histórica de la evolución de la temperatura superficial del agua (SST) en esta región, con un máximo de temperaturas en torno a 1950, seguido de un enfriamiento hasta principios de los 70, cuando empezó una nueva tendencia al calentamiento que se mantiene hasta hoy (González-Pola et al. 2012). Esta oscilación, con un periodo que abarca varias décadas, recibe el nombre de Oscilación Multidecadal Atlántica (AMO, Kerr 1997) y se trata de uno de los mayores reguladores naturales de la temperatura global (e.g., Macias et al. 2014c). En González-Pola et al. (2012) se muestra que la serie completa sobreimpuesta al ciclo estacional medio y la tendencia lineal muestran un valor de calentamiento en torno a $0,02 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ y aportan información sobre las anomalías térmicas que se han producido en la región. Destacan por ejemplo, los veranos anormalmente cálidos de 2003 y 2006, el verano frío de 2002, los inviernos fríos de 2005, 2006 y 2009, y los inviernos cálidos de 2007 y 2008. Se constata una tendencia al incremento de la SST, tanto en la temperatura mínima absoluta como en la temperatura máxima absoluta alcanzadas. El análisis hasta fechas más recientes de la serie de SST de la NOAA proporciona tasas de calentamiento similares ($0,26 \text{ }^{\circ}\text{C década}^{-1}$) y muestra que la intensidad del calentamiento depende en gran medida del periodo del año (Costoya et al. 2015). Así, se detectan tasas de calentamiento de más de $0,3 \text{ }^{\circ}\text{C década}^{-1}$ entre septiembre y noviembre y entre abril y junio. Estos autores relacionan el calentamiento del agua con la mayor duración de la estación cálida, más que con la ocurrencia de veranos e inviernos más cálidos.

Otros trabajos, basados en medidas de satélite de la SST durante las últimas décadas del siglo XX y la primera del XXI, aportan tasas de calentamiento mayores, en torno a los $0,04 - 0,05 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$, que reflejan la aceleración en el calentamiento detectada durante estas décadas (Gómez-Gesteira et al. 2008). Las tasas de calentamiento superficial aumentan de oeste a este, es decir desde Galicia hacia la costa francesa del golfo de Bizkaia y las tendencias sólo son significativas durante la primavera y el verano. En la costa oeste, la

tendencia al calentamiento en aguas costeras es menor que en aguas oceánicas debido a la influencia de los afloramientos (Santos et al. 2012). Llope y Anadón (2007) aportan tasas de calentamiento de hasta $0,075 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ para estaciones de medida alejadas de la costa, mientras que en la costa noroeste la tasa media de calentamiento registrada desde 1985 fue de $0,015 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ en zonas costeras y de $0,024 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ desde 1974 en mar abierto (Gómez-Gesteira et al. 2011). En el golfo de Bizkaia la tasa aportada por de Castro et al. (2009) entre 1974 y 2007 es de $0,02 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$, Koutsikopoulos et al. (1998) aportan tasas de cambio de $0,064 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ entre 1972 y 1993 en esta zona y en el sureste del golfo de Bizkaia se obtiene una tasa de calentamiento del mar de $0,026 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ entre 1977 y 2007 (Goikoetxea et al. 2009) (cf. ver tasas de cambio del agua superficial en las distintas regiones marinas en la Tabla 1 al final de la sección y Fig. 2).

El calentamiento superficial en la zona ha sido confirmado por González-Taboada y Anadón (2012) en un trabajo sobre los patrones de cambio en la SST del Atlántico norte entre 1982 y 2010. En este estudio se muestra que el calentamiento superficial es un proceso generalizado en toda la zona, y que las tasas de calentamiento se han acelerado en la mayor parte del Atlántico norte. Esta aceleración es achacada al cambio climático antropogénico unido a la influencia de fluctuaciones climáticas como la Oscilación del Atlántico norte (NAO), que ejerce una influencia importante sobre las propiedades de las masas de agua en la zona (Prieto et al. 2015).

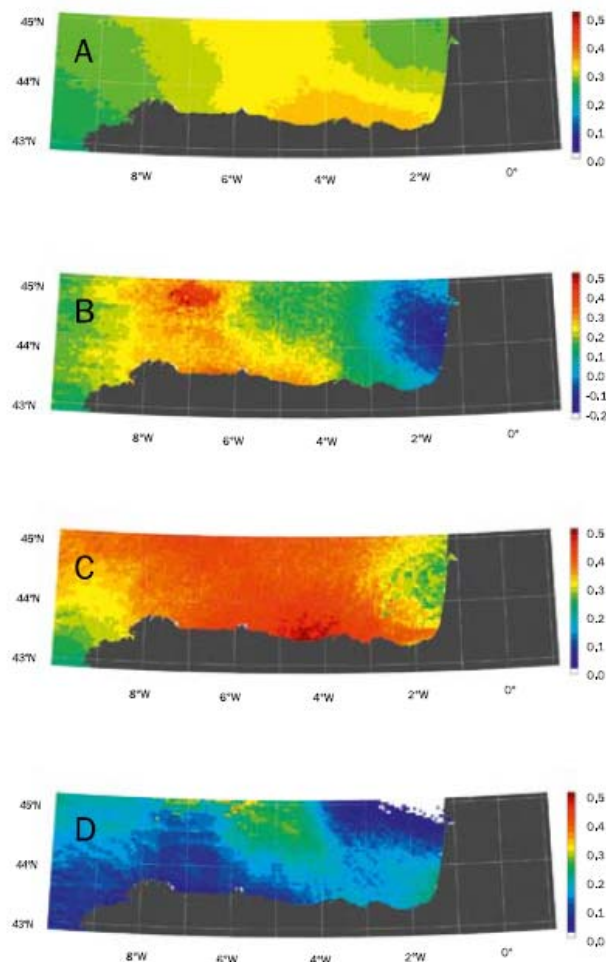


Figura 2. Incremento térmico del agua superficial entre 1985 y 2006 ($^{\circ}\text{C década}^{-1}$). A. Temperatura media; B. Rango entre temperatura máxima y mínima; C. Temperatura máxima; D: temperatura mínima. Fuente: González-Taboada y Anadón 2008.

Por otra parte, La salinidad en aguas superficiales está fuertemente influenciada por fluctuaciones anuales y no muestra tendencias significativas (González-Pola et al. 2012).

Las tendencias recogidas para aguas intermedias son muy heterogéneas, dependiendo principalmente del periodo considerado. Así, González-Pola et al. (2005) han registrado tasas de calentamiento entorno a los $0,03 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$ en capas intermedias del golfo de Bizkaia durante el periodo 1991 - 2003. Estos autores notifican a su vez un calentamiento y salinización progresivos del Agua Mediterránea entre 1994 y 2001 ($0,02 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$ y $0,005 \text{ año}^{-1}$, respectivamente). Y concluyen que todas las masas de agua por debajo de la capa de mezcla y hasta aproximadamente los 1000 m de profundidad se han calentado durante el periodo de estudio, mostrando tasas de calentamiento de dos a seis veces mayores que las aceptadas para el Atlántico norte durante los últimos 50 años.

Estudios posteriores, referidos a periodos y marcos geográficos diferentes, aportan otras tasas de cambio en las propiedades hidrográficas. Gómez-Gesteira et al. (2013) describen tasas de calentamiento y salinización para el Agua Central del Atlántico Noreste en el golfo de Bizkaia entre 1975 y 2010 ($0,11 \text{ }^\circ\text{C década}^{-1}$ y $0,03 \text{ década}^{-1}$, respectivamente). Durante el periodo 2004 - 2013, Costoya et al. (2014a) no identifican ninguna tendencia significativa de la temperatura en los primeros 100 m de la columna de agua, mientras que sí lo hacen en la salinidad ($0,006 \text{ año}^{-1}$). También registran tendencias hacia el calentamiento y la salinización, de $0,011 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$ y $0,005 \text{ año}^{-1}$, respectivamente, en el Agua Central del Atlántico Noreste. Estos mismos autores detectan tasas negativas en la temperatura y la salinidad del Agua Mediterránea entre 2004 y 2013 ($-0,0011 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$, $-0,005 \text{ año}^{-1}$, respectivamente), que fueron precedidas por tasas positivas entre 2002 y 2006, por lo que no se obtienen tendencias significativas cuando se analiza todo el periodo (2002 - 2010). En las aguas atlánticas adyacentes al estrecho de Gibraltar los resultados son similares, es decir, no se encuentra una tendencia en la temperatura de las aguas superficiales, pero sí en la salinidad ($0,038 \text{ año}^{-1}$) y el Agua Central del Atlántico Noreste registra un calentamiento y salinización de $0,05 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$ y $0,013 \text{ año}^{-1}$, respectivamente (Soto-Navarro et al. 2012). Ver figuras 3 y 4 en relación con estos datos.

En las capas más profundas, hasta 1000 m, se ha detectado un calentamiento sostenido hasta 2009, con una tasa media superior a $0,02 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$, asociado a los patrones de interacción atmósfera-océano en las regiones de formación de cada masa de agua. La salinidad aumentó en media $0,06$ durante el mismo periodo de tiempo, aunque con una progresión más irregular (González-Pola et al. 2012) (Fig. 4). Además, se ha detectado un cambio de régimen en la progresión del calentamiento en aguas centrales a partir de 2005 que provocó la consolidación de una termoclina permanente más cálida y salina que la habitual en la región (Somavilla et al. 2009). Sin embargo, no se han detectado cambios significativos recientes (2003 - 2010) en las capas más profundas (hasta 5.000 m) del noroeste ibérico (Prieto et al. 2015).

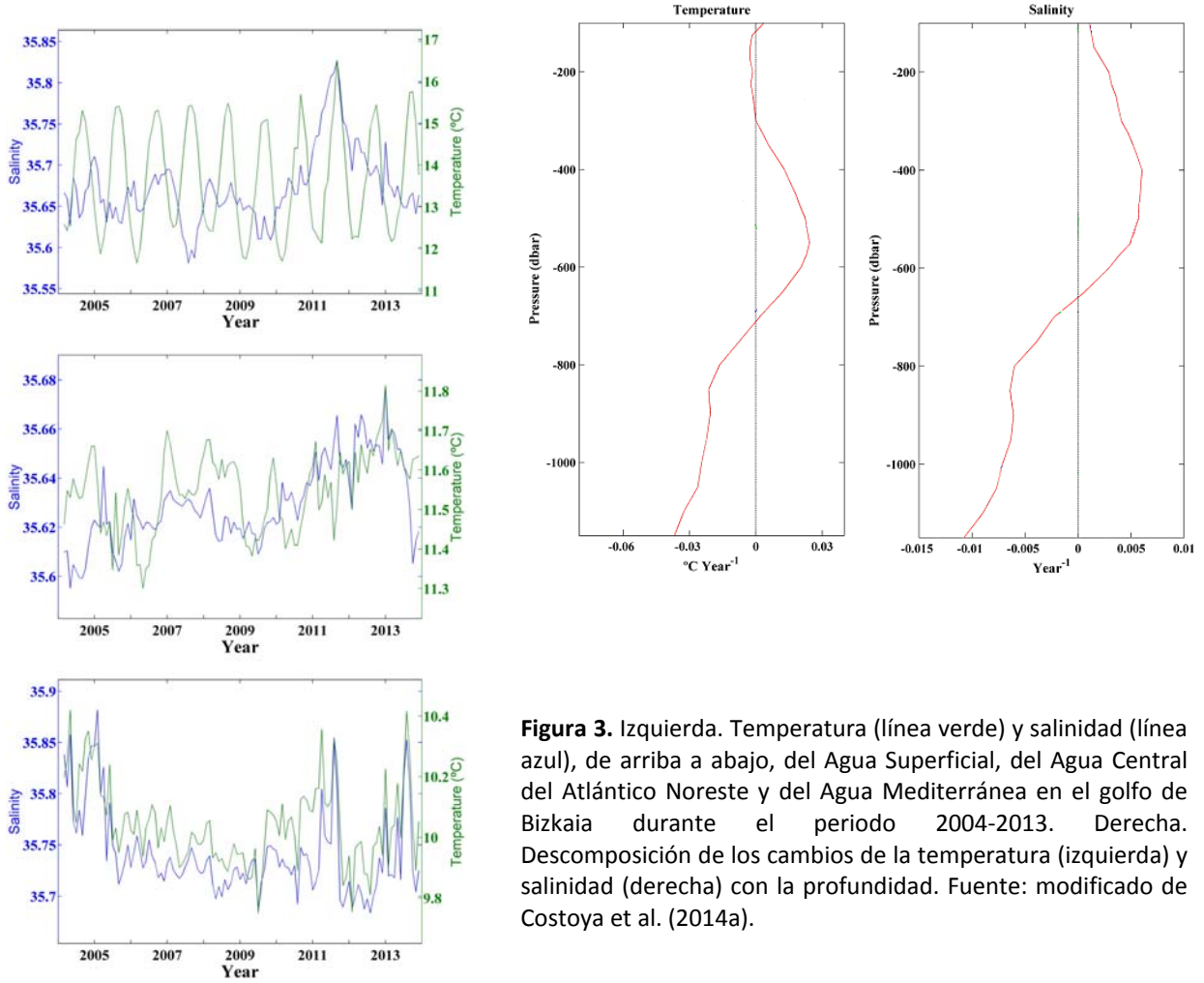


Figura 3. Izquierda. Temperatura (línea verde) y salinidad (línea azul), de arriba a abajo, del Agua Superficial, del Agua Central del Atlántico Noreste y del Agua Mediterránea en el golfo de Bizkaia durante el periodo 2004-2013. Derecha. Descomposición de los cambios de la temperatura (izquierda) y salinidad (derecha) con la profundidad. Fuente: modificado de Costoya et al. (2014a).

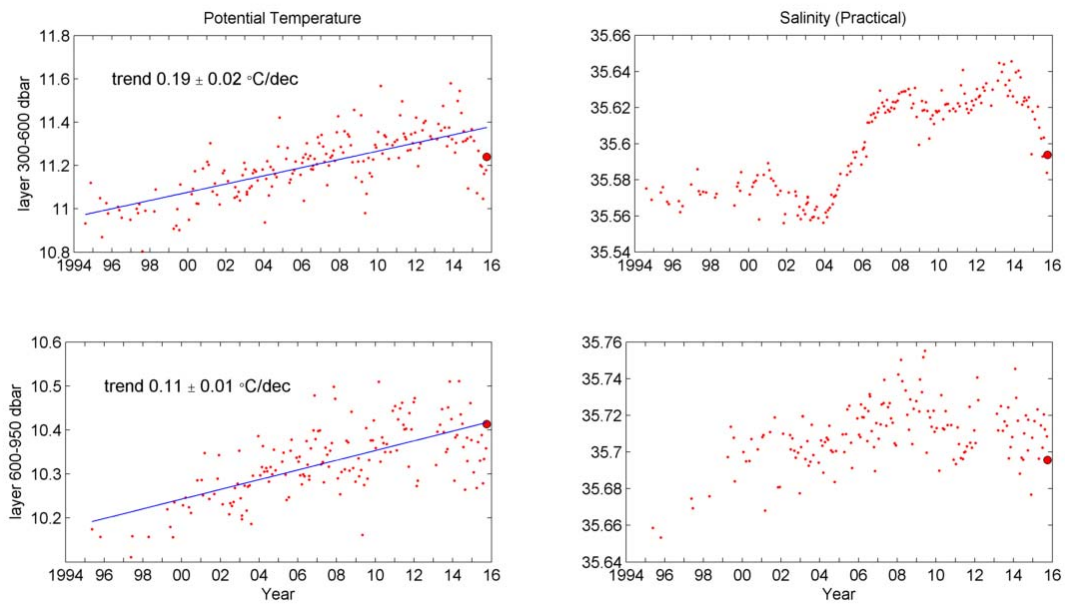


Figura 4. Temperatura potencial (izquierda) y salinidad (derecha) en aguas intermedias (300-600 dbar y 600-950 dbar) del sur del golfo de Bizkaia desde 1994 hasta octubre de 2015. Fuente: www.boya_agl.st.ieo.es/boya_agl/monthlyheat.html.

A grandes rasgos, se puede concluir que en términos generales en el Atlántico próximo a la península se ha producido durante las últimas décadas un calentamiento en toda la columna de agua, desde la superficie hasta capas de agua más profundas, del orden de $0,02 \text{ }^\circ\text{C año}^{-1}$ ligado al calentamiento atmosférico (Chust et al. 2011, González-Pola et al. 2012).

En relación con las diferencias geográficas cabe destacar que las variaciones en los procesos de afloramiento o en los pulsos de la Corriente Invernal (o Corriente Ibérica hacia el Polo), que se dirige hacia el norte, generan mayores oscilaciones de temperatura del agua en el margen cantábrico que en el gallego (González-Pola et al. 2012). Y, como ya se ha comentado, las tendencias generales de calentamiento se acentúan a medida que se avanza hacia el este siguiendo la costa cantábrica.

Región Marina del Mediterráneo

En el Mediterráneo occidental se pueden diferenciar tres grandes capas de agua: una capa superficial, entre la superficie y los 150 - 200 m de profundidad, formada por **Agua Atlántica Superficial (SAW)** que penetra en el Mediterráneo por el estrecho de Gibraltar en superficie; una capa intermedia, entre los 200 y 600 m de profundidad, formada en gran parte por **Agua Levantina Intermedia (LIW)**; y una capa profunda formada por el **Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (WMDW)** (Fig. 5).



Figura 5. Esquema orientativo de la posición relativa de las masas de agua en el Mediterráneo occidental.

El Agua Levantina Intermedia es la masa de agua más salina del Mediterráneo; se forma en el Mediterráneo oriental y, tras hundirse hasta su profundidad de equilibrio, se desplaza hacia la cuenca occidental. En la parte superior de la capa intermedia se encuentra a menudo el **Agua Occidental Intermedia (WIW)**, que se caracteriza por un mínimo relativo de temperatura y que se forma en el golfo de León y el norte del mar Catalán en inviernos severos. A menudo se pierde la traza de esta agua a finales del verano. El Agua Profunda del Mediterráneo Occidental es una masa de agua comparativamente fría y salina resultante del

hundimiento de aguas densas. Las aguas de superficie se enfrían y evaporan en invierno por el efecto de los vientos fríos y secos de origen continental que alcanzan el golfo de León y norte de Cataluña, lo que eleva considerablemente su densidad y provoca su hundimiento (MEDOC Group 1971; Canals et al. 2006), el cual conlleva su mezcla con la también densa y, además, salina Agua Levantina Intermedia (Durrieu de Madron et al. 2013). El Agua Profunda del Mediterráneo Occidental sale hacia el Atlántico junto con el Agua Levantina Intermedia por el estrecho de Gibraltar y forma la antes mencionada Agua Mediterránea del Atlántico.

Las aguas intermedias y profundas del Mediterráneo occidental han aumentado su temperatura y salinidad a lo largo del siglo XX y la primera década del siglo XXI, registrándose una aceleración en los ritmos de calentamiento y salinización durante los últimos 50 - 60 años (Bethoux et al. 1990, 1998; Rohling y Bryden 1992; Krahnmann y Schott 1998; Tsimplis y Baker 2000, Vargas-Yáñez et al. 2010a). Durante el siglo XX se registran, en las aguas intermedias y profundas, tasas de aumento de la temperatura y la salinidad que oscilan entre $0,00047 - 0,00060 \text{ } ^\circ\text{C año}^{-1}$ y $0,0003 - 0,0006 \text{ año}^{-1}$, respectivamente (Vargas-Yáñez et al. 2010a) (Fig. 6). Sin embargo, estas tasas se aceleran si se tiene en cuenta únicamente la segunda mitad de siglo: $0,0016 - 0,0068 \text{ } ^\circ\text{C año}^{-1}$ y $0,0008 - 0,0018 \text{ año}^{-1}$, respectivamente (e.g., Rohling y Bryden 1992; Bethoux et al. 1998).

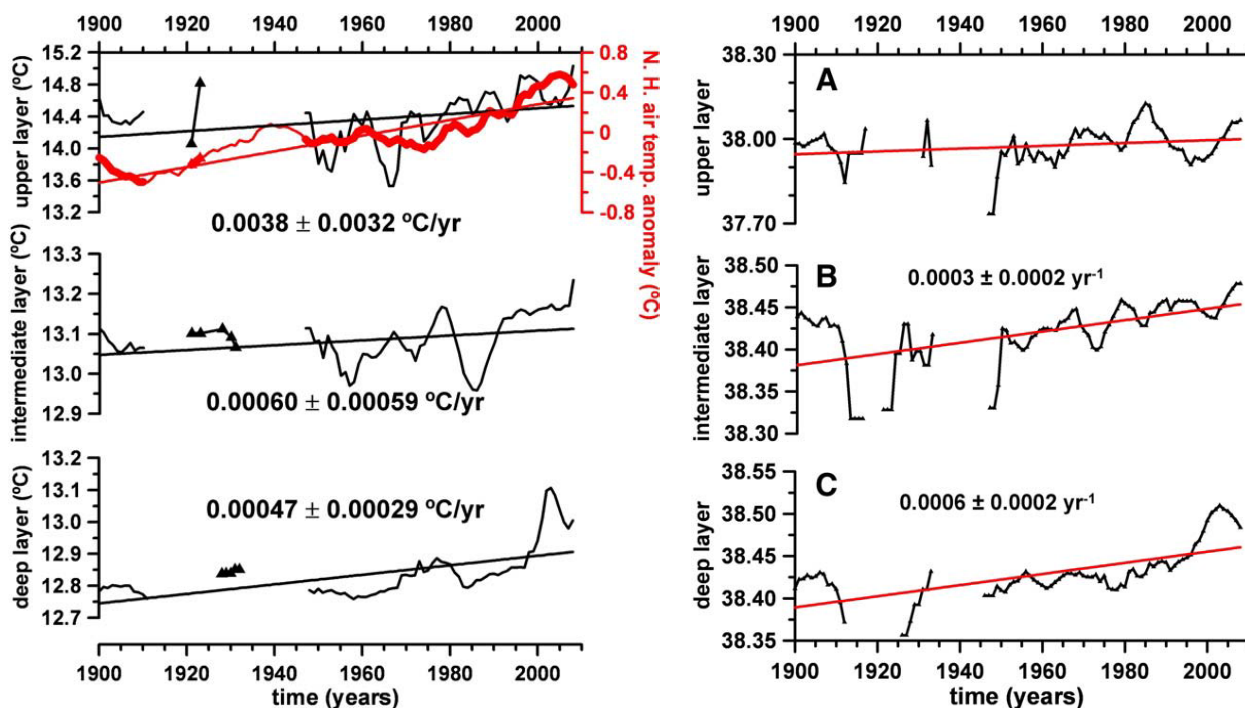


Figura 6. Izquierda. Serie de temperatura en las capas superficiales (0 - 200 m), intermedias (200 - 600 m) y profundas (600 m - fondo) en el Mediterráneo español. La línea roja en la gráfica superior corresponde a la temperatura del aire en el hemisferio norte durante el mismo periodo. Derecha. Serie de salinidad para las mismas capas y periodo de tiempo. Fuente: Vargas-Yáñez et al. (2010a).

Existen varias hipótesis sobre las causas del aumento de la salinidad y temperatura de las aguas profundas del Mediterráneo occidental. Una de ellas sería el aumento de la salinidad de las aguas intermedias (LIW) causado por la reducción de los aportes de agua dulce a la cuenca levantina. El aumento de densidad asociado a dicha salinización haría que estas aguas se hundiesen hasta el fondo de la cuenca, pese a tener temperaturas más elevadas, lo que provocaría un incremento de la salinidad y la temperatura en las aguas profundas (Rohling y Bryden 1992; Bethoux et al. 1998). Tsimplis y Baker (2000) apuntan a otra causa añadida que se combinaría con el aumento de salinidad del Agua Levantina Intermedia; la reducción de precipitaciones en la cuenca occidental asociada a la fase positiva y creciente de la NAO durante la segunda mitad del siglo XX. Es decir, el aumento de temperatura y salinidad de las aguas profundas podría deberse al aumento de la salinidad del Agua Superficial Atlántica, que junto con el Agua Levantina Intermedia contribuye a la formación de aguas profundas y que permitiría el hundimiento de aguas más salinas y calientes. Sin embargo, Krahnmann y Schott (1998), por su parte, achacan este aumento en temperatura y salinidad únicamente al aumento de la salinidad de la capa superficial de aguas atlánticas debido a la disminución de los aportes de agua dulce de los ríos Ródano y Ebro, y a la reducción de las precipitaciones ya comentada. Millot et al. (2006) sugirieron una nueva causa: la formación de agua profunda en el Tirreno. La formación de esta agua profunda, más caliente y salina, estaría desplazando al golfo de León como principal área de formación de aguas profundas en la cuenca occidental y explicaría, además, el aumento en temperatura y salinidad observado a partir de los años 90 en estas masas de agua. En un trabajo reciente, Borghini et al. (2014) evalúan la contribución de las intrusiones salinas del Agua Levantina Intermedia, más salada y caliente, en el Agua Profunda del Mediterráneo Occidental, aumentando la salinidad y la temperatura del agua profunda.

En relación con la formación de agua profunda, recientemente se ha detectado un calentamiento y salinización significativos de toda la columna de agua y varios estudios han revelado la formación de una nueva Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (nWMDW), más caliente y salada, a partir de los inviernos de 2004/05, 2005/06 y 2011/12, debida a las condiciones extremas de viento, falta de precipitaciones y frío, que provocaron una mayor extensión de formación de agua profunda con una mayor proporción de Agua Levantina Intermedia (López-Jurado et al. 2005; Canals et al. 2006; Font et al. 2007; Salat et al. 2010; Schroeder et al. 2010; Zunino et al. 2012; Durrieu de Madron et al. 2013). Para diferenciar esta situación de la previa, se propuso en su momento referirse a los cambios observados con la denominación *Western Mediterranean Transition* (Font et al. 2007).

Teniendo en cuenta lo expuesto, el calentamiento y la salinización de las aguas intermedias y profundas del Mediterráneo occidental se debe a un conjunto de procesos dependientes de distintos factores, incluyendo variables no directamente relacionadas con el cambio climático, como la disminución en los aportes de aguas continentales por la construcción de presas.

Las aguas superficiales del Mediterráneo occidental también presentan una clara y significativa tendencia de calentamiento durante las últimas décadas del siglo XX. Así lo indican varias series temporales de medición *in situ*, como la de L'Estartit (Girona), que muestra un calentamiento pronunciado hasta 80 m de profundidad desde 1973 hasta el

presente, siendo la tasa media de cambio del orden de $0,03 \text{ } ^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$ (Pascual et al. 1995; Salat y Pascual 2002, 2006; Calvo et al. 2011) (Fig. 7). Tendencias de calentamiento del orden de $0,02 \text{ } ^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$ también han sido registradas en los 200 m superiores de la columna de agua en la plataforma continental del Mar de Alborán durante el periodo comprendido entre 1992 y 2001 (Vargas-Yáñez et al. 2002, 2005, 2008). En las aguas superficiales de la Reserva Marina de las Islas Columbretes, frente a la costa de Castelló, el incremento fue de $0,04 \text{ } ^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$ entre 1991 y 2012, registrándose además un marcado aumento en la frecuencia de anomalías térmicas positivas durante la primera década del siglo XXI (Kersting et al. 2013). Los datos de mediciones realizadas mediante satélite en la cuenca occidental muestran valores similares, $0,026 \text{ } ^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$ entre 1985 - 2008 (Skiris et al. 2012) y $0,04 \text{ } ^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$ para la temperatura de verano (Marbà et al. 2015) (cf. ver tasas de cambio del agua superficial en las distintas regiones marinas en la Tabla 1 al final de la sección y Fig. 8).

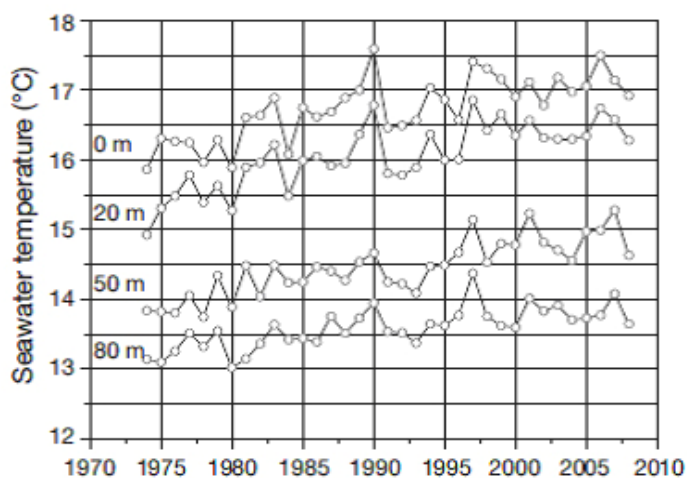


Figura 7. Evolución temporal de la temperatura del agua a distintas profundidades en la estación de L'Estartit (Girona). Fuente: Calvo et al. (2011).

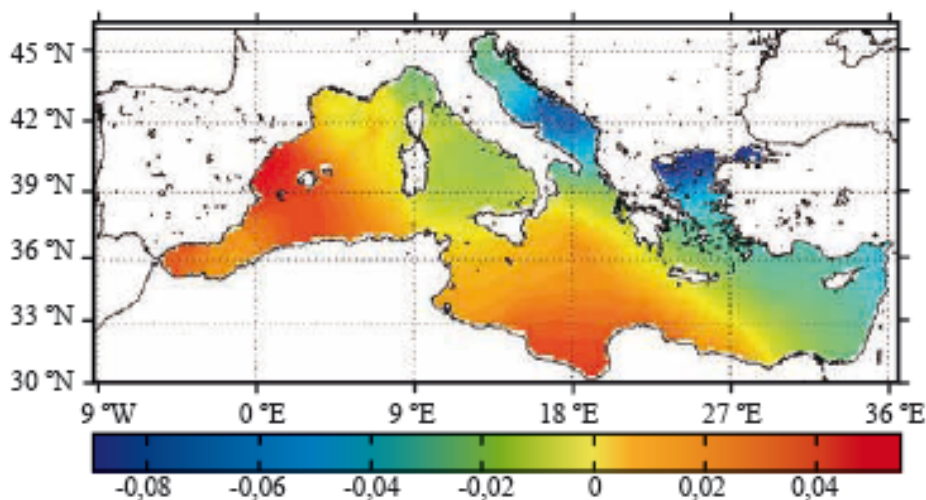


Figura 8. Tendencias de la temperatura del agua superficial ($^\circ\text{C a}\ddot{\text{o}}\text{n}^{-1}$) calculadas en todo el Mediterráneo para el periodo 1945-2000. Fuente: Gomis et al. 2012.

La acusada aceleración del calentamiento del agua superficial durante la última década del siglo XX podría estar asociada a la fase positiva de la Oscilación Multidecadal Atlántica (AMO), con lo cual la deceleración registrada durante los últimos años podría ser debida al cambio de fase de esta (Macías et al. 2013). La asociación de las tendencias de temperatura superficial con la AMO y la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) había sido apuntada también en trabajos anteriores (Vargas-Yáñez 2008; Marullo et al. 2011; Skliris et al. 2012). Los resultados obtenidos por Macías et al. (2013) muestran que el calentamiento antropogénico sería responsable del 42 % de la tendencia, mientras que el resto sería atribuible a la AMO. Dichos autores resaltan la importancia de tener en cuenta estas oscilaciones para evitar subestimar en el futuro el calentamiento asociado al cambio climático en el mar Mediterráneo.

Cabe mencionar que la tasa de aumento de la temperatura en las capas superficiales es un orden de magnitud superior a la encontrada por diversos autores para las aguas profundas del Mediterráneo occidental a finales del siglo pasado (Bethoux et al. 1990, 1998; Leaman y Schott 1991; Rohling y Bryden 1992; Krahnmann y Schott 1998; Tsimplis y Baker 2000). Según Vargas-Yáñez et al. (2010b) esta diferencia podría sugerir: 1) que las variaciones de temperatura de las aguas profundas reflejan el calentamiento por interacción con la atmósfera de alguna de las masas de agua que contribuyen a su formación y que los sucesivos procesos de mezcla entre aguas han atenuado la transmisión de ese calentamiento de las aguas profundas y 2) que las diferencias estén relacionadas con el comportamiento de los propios periodos analizados, teniendo en cuenta en particular que la década de los años 90 fue especialmente cálida.

Aunque no es objeto del presente informe, cabe resaltar que existen discrepancias en las tendencias mostradas en los análisis de la temperatura y la salinidad a partir de las distintas series de datos, por lo que la relativa escasez y desigual distribución de los mismos podría afectar una estimación general (Vargas-Yáñez et al. 2009, 2010b).

Región Marina de Canarias

Las masas de agua en la zona atlántica canaria son las siguientes: en superficie el **Agua Superficial del Atlántico Norte** (NASW); formando parte de la termoclina permanente se encuentra el **Agua Central del Atlántico Norte** (NACW) y el **Agua Central del Atlántico Sur** (SACW); por debajo, en las capas intermedias, se sitúa el **Agua Intermedia Antártica** (AAIW) y el **Agua Mediterránea** (MW); y en los niveles más profundos se encuentra el **Agua Profunda del Atlántico Norte** (NADW) (Fig. 9). La capa superficial en la zona más oriental del archipiélago está influenciada por el afloramiento costero del noroeste de África, con temperaturas superficiales más bajas que en la zona occidental donde suele haber una termoclina más acentuada.



Figura 9. Esquema orientativo de la posición relativa de las masas de agua en el Atlántico cercano a Canarias.

La temperatura del agua en la capa más superficial, hasta los 600 m, ha aumentado en las islas Canarias a un ritmo de $0,25\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ década}^{-1}$ en el periodo 1982 - 2013, mientras que la salinidad lo ha hecho en $0,02\text{ década}^{-1}$ en las aguas no afectadas por el afloramiento (Vélez-Belchí et al. 2015) (cf. ver tasas de cambio del agua superficial en las distintas regiones marinas en la Tabla 1 al final de la sección y Figs. 10 y 11). También se ha detectado un claro aumento en el número de días con temperaturas extremas en el agua superficial, que han pasado de menos de 5 a 19 días década^{-1} entre 1982 y 2012 (de Castro et al. 2014).

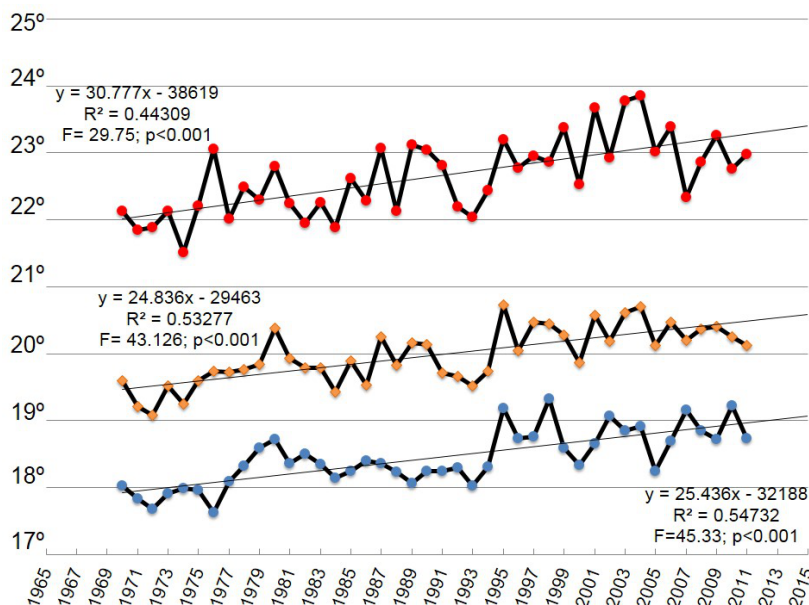


Figura 10. Tendencia de temperatura de las aguas superficiales en el área de Canarias desde 1970. Medias anuales (círculos naranjas), medias de los meses más cálidos (Agosto - Septiembre, círculos rojos) y de los más fríos (Enero - Febrero, círculos azules). Las temperaturas medias han sido obtenidas mediante el método descrito por Kalnay et al. (1996). Fuente: J. C. Hernández *en prep.*

No se han detectado tendencias significativas en las aguas intermedias ni en la parte superior de las aguas profundas, mientras que en las aguas profundas, a más de 2600 m de profundidad al norte de las islas, se ha registrado un ligero descenso de la temperatura y la salinidad ($-0,01\text{ }^{\circ}\text{C década}^{-1}$ y $-0,002\text{ década}^{-1}$, respectivamente) (Vélez-Belchí et al. 2015) (Fig. 11).

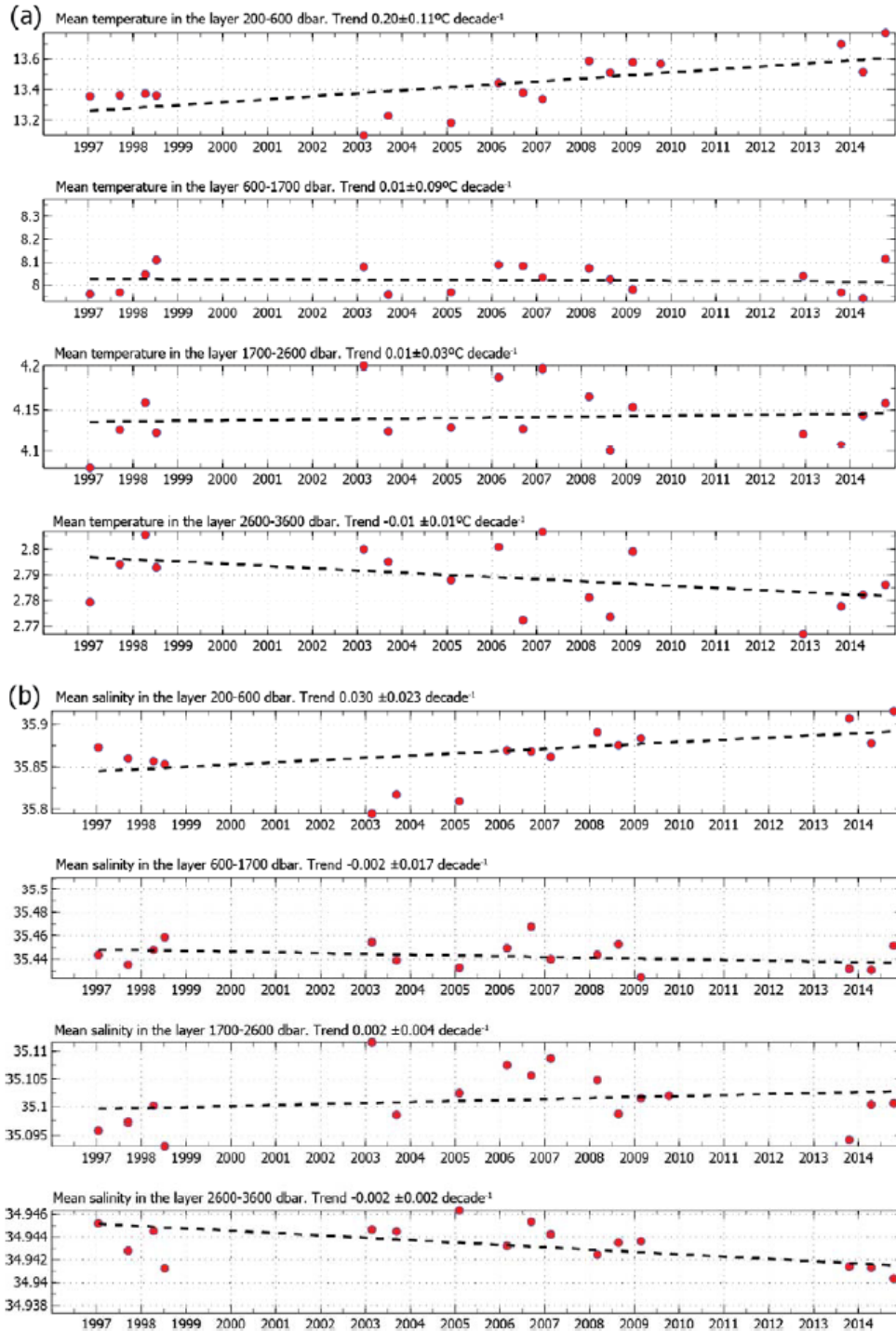


Figura 11. Evolución temporal de la temperatura (a) y la salinidad (b) en aguas centrales, intermedias y profundas de Canarias. Fuente: Vélez-Belchí et al. (2015).

Zona	Periodo	Tasa media (°C año ⁻¹)	Referencia
Atlántico	1980 - 2010	0,023	González-Pola et al. (2012)
Atlántico	1982 - 2014	0,026	Costoya et al. (2015)
Atlántico	1985 - 2005	0,04 - 0,05	Gómez-Gesteira et al. (2008)
Atlántico	1993 - 2006	0,055 - 0,075	Llope y Anadón (2007)
Atlántico	1974 - 2007	0,02	Castro et al. (2009)
Atlántico	1972 - 1993	0,064	Koutsikopoulos et al. (1998)
Atlántico	1974 - 2007	0,02	de Casto et al. (2008)
Atlántico	1977 - 2007	0,026	González et al. (2008)
Atlántico	1986 - 2008	0,01	Revilla et al. (2010)
Atlántico	1992 - 2003	0,02 - 0,03	González-Pola et al. (2005)
Atlántico	1985 - 2006	0,015 (costa); 0,024 (mar abierto)	Gómez-Gesteira et al. (2011)
Atlántico	1977 - 2007	0,026	Goikoetxea e al. (2009)
Mediterráneo	1973 - 2006	0,03	Pascual et al. (1995); Salat y Pascual (2002, 2006)
Mediterráneo	1992 - 2001	0,02	Vargas-Yáñez et al. (2002, 2005, 2008)
Mediterráneo	1991 - 2012	0,04	Kersting et al. (2013)
Mediterráneo	1985 - 2008	0,026	Skliris et al. (2012)
Mediterráneo	1985 - 2011	0,025 (media); 0,04 (verano)	Marbà et al. (2015)
Canarias	1982 - 2013	0,025	Vélez-Belchí et al. (2015)

Tabla 1. Tasas de cambio de la temperatura del agua superficial en las regiones atlántica peninsular, mediterránea y de Canarias según la bibliografía.

2.2. Concentración de CO₂ y pH

La información existente sobre los cambios en la concentración de CO₂ y pH es mucho más escasa que la referida a la temperatura. En términos generales cabe destacar que, debido a la absorción oceánica de parte del CO₂ antropogénico, el pH medio actual de la superficie de los océanos ha disminuido ya a niveles sin precedentes como mínimo durante los últimos 20 millones de años (Pelejero et al. 2010).

Región Marina del Atlántico Peninsular

La captura de CO₂ atmosférico en las aguas del noroeste ibérico durante las últimas décadas ha producido una disminución de 0,016 unidades de pH década⁻¹ entre los 100 y 700 m de profundidad (Fig. 12). El descenso de pH en esta capa de agua se produce de forma muy similar al de la capa más superficial del océano, que evoluciona en equilibrio con la atmósfera. El descenso actual de pH en la capa más superficial se traduce en un aumento del 16 % en la solubilidad del carbonato de calcio (CaCO₃) en comparación con las condiciones existentes en la época preindustrial. Cabe destacar que de este aumento de la solubilidad del carbonato de calcio, casi la mitad se habría producido entre 1977 y 2006 (Castro et al. 2009).

Aunque la acidificación también se detecta en capas más profundas, los ritmos son mucho más lentos debido a los largos periodos de tiempo involucrados en la formación de las masas de agua, las cuales, por tanto, mantienen valores de CO_2 correspondientes a décadas previas. En capas más profundas los descensos registrados son: para 700 - 1400 m, $-0,0052$ unidades década $^{-1}$; para 1400 - 2000 m, $-0,0034$ unidades década $^{-1}$ y para la capa de agua entre 2000 m y el fondo, $-0,0029$ unidades década $^{-1}$ (Ríos et al. 2001; Castro et al. 2009) (Fig. 12).

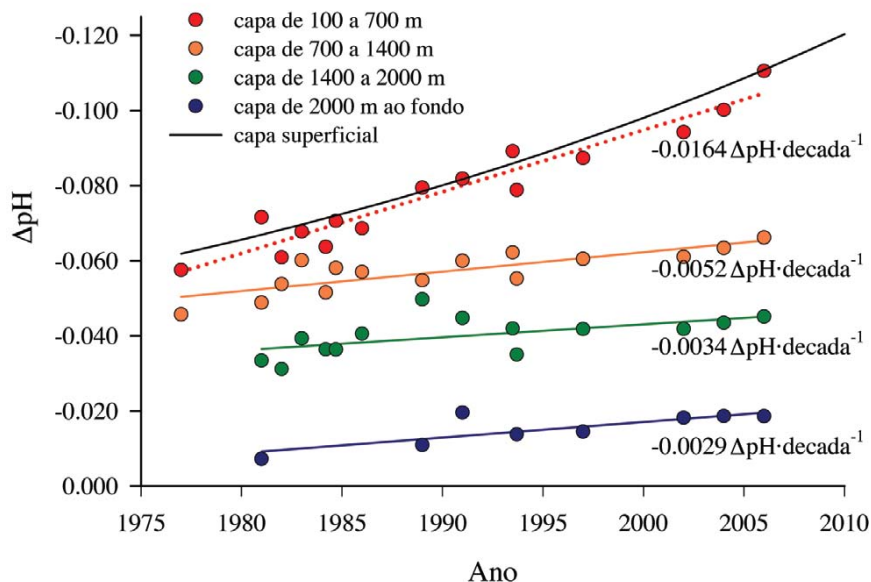


Figura 12. Evolución temporal de los valores medios de variación de pH en distintas capas oceánicas del Atlántico norte. Fuente: Castro et al. (2009).

Región Marina del Mediterráneo

El mar Mediterráneo tiene ciertas características que lo hacen especialmente sensible y vulnerable a los cambios en el CO_2 atmosférico y la subsiguiente acidificación de las aguas. Tiene un gran potencial para secuestrar grandes cantidades de CO_2 antropogénico (Álvarez et al. 2014) y el tiempo de residencia de las aguas profundas del Mediterráneo es relativamente corto en comparación con otros océanos. Por lo tanto, la penetración del CO_2 antropogénico, que en los grandes océanos podría tardar de siglos a milenios, resulta mucho más rápida en el mar Mediterráneo, y se prevé que también lo sean los cambios asociados (cf. revisión en Calvo et al. 2011). De hecho, recientemente se ha comprobado que el agua del Mediterráneo podría estar acidificándose a un ritmo de $\sim 0,0044$ unidades de pH año $^{-1}$ (Flecha et al. 2015).

En relación con el promedio global de los océanos, el mar Mediterráneo parece haber acumulado más carbono antropogénico (Schneider et al. 2010; Palmiéri et al. 2015). Touratier y Goyet (2009) cuantifican el carbono antropogénico en el mar Mediterráneo durante la última década, mostrando niveles de penetración de CO_2 significativamente mayores que los detectados para el Atlántico norte (Vázquez-Rodríguez et al. 2009). La primera cuantificación de los cambios en el pH que se ha realizado en el mar Mediterráneo evidencia la acidificación de sus aguas entre la época preindustrial y principios del siglo XXI

(Touratier y Goyet 2011). Los resultados obtenidos por estos autores muestran que la acidificación ha afectado a todas las masas de agua, incluidas las más profundas, especialmente en la cuenca occidental (Fig. 13). La disminución de pH se sitúa entre -0,14 y -0,05 unidades en el periodo estudiado. En general estos valores superan la media de acidificación para los otros océanos durante el mismo periodo (-0,1 unidades; Raven et al. 2005). No obstante, el reciente trabajo de Palmiéri et al. (2015) parece indicar que la mayor acumulación de carbono antropogénico en el mar Mediterráneo no se traduce en una mayor acidificación. Al parecer, la mayor salinidad y alcalinidad de las aguas mediterráneas ayudarían a absorber más CO₂, pero también lo neutralizarían con mayor eficacia. Ver diferencias entre los datos de Touratier y Goyet (2011) y Palmiéri et al. (2015) en figuras 13 y 14.

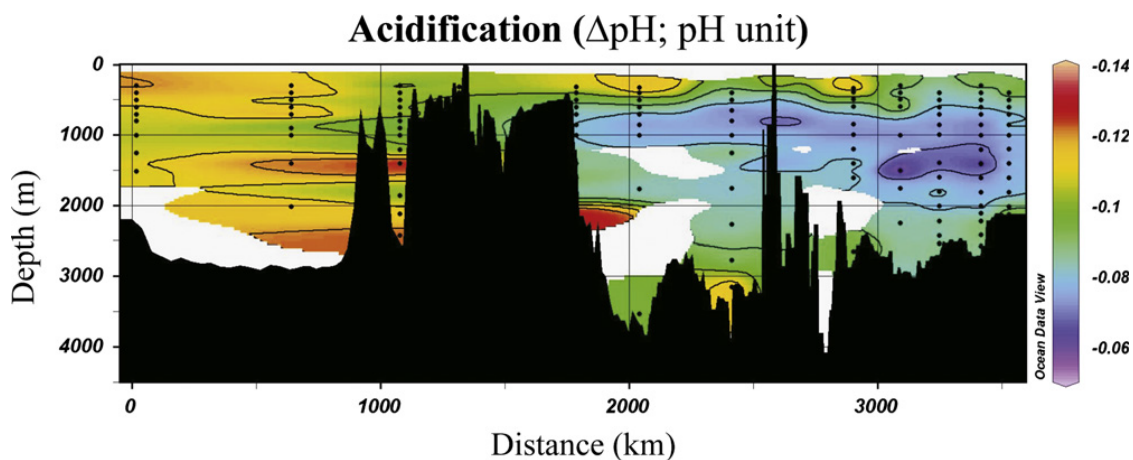


Figura 13. Variación del nivel de pH en el Mediterráneo (cuencas oriental y occidental). Fuente: Touratier y Goyet (2011).

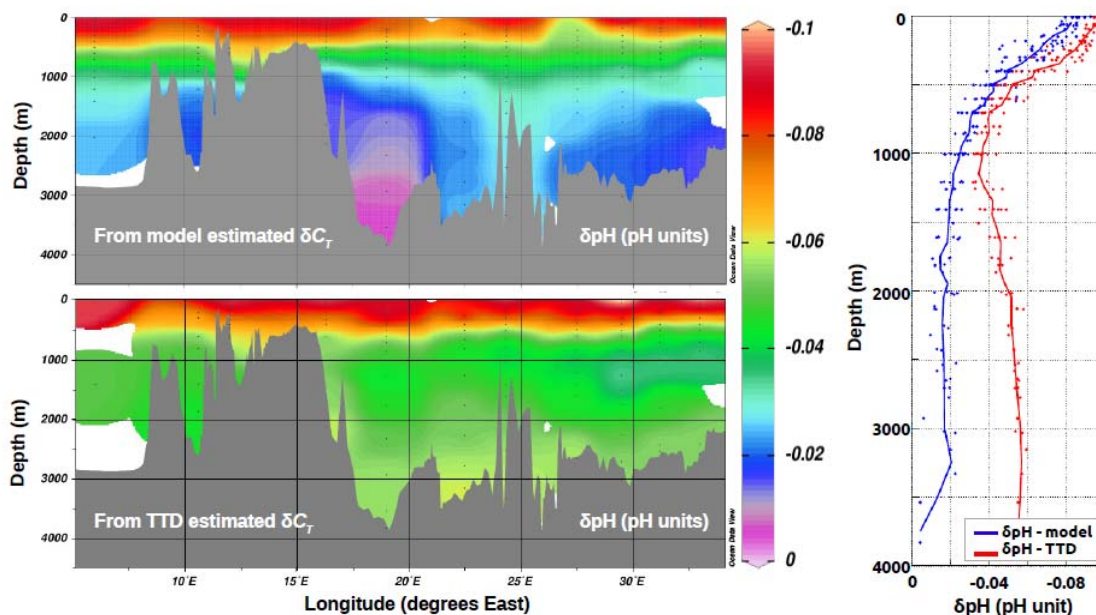


Figura 14. Izquierda: Variación del nivel de acidificación en el Mediterráneo en base a cálculos y simulaciones. Derecha: Los mismos resultados pero mostrados como perfil vertical Fuente: Palmiéri et al. (2015)

Región Marina de Canarias

Santana-Casiano et al. (2007) y Gil-Díaz et al. (2014) aportan datos sobre la acidificación en aguas al norte de Gran Canaria a partir de mediciones realizadas a 1,5 m de profundidad en la estación ESTOC (red EuroSITES y OceanSites; www.eurosites.info), 100 km al norte de la isla. El descenso medio de pH registrado en 1995 - 2009 fue de 0,015 unidades década⁻¹. Tendencias similares, entre -0,0013 y -0,0025 unidades año⁻¹, se muestran en el trabajo realizado por Santana-Casiano y González-Dávila (2015) (Fig. 15).

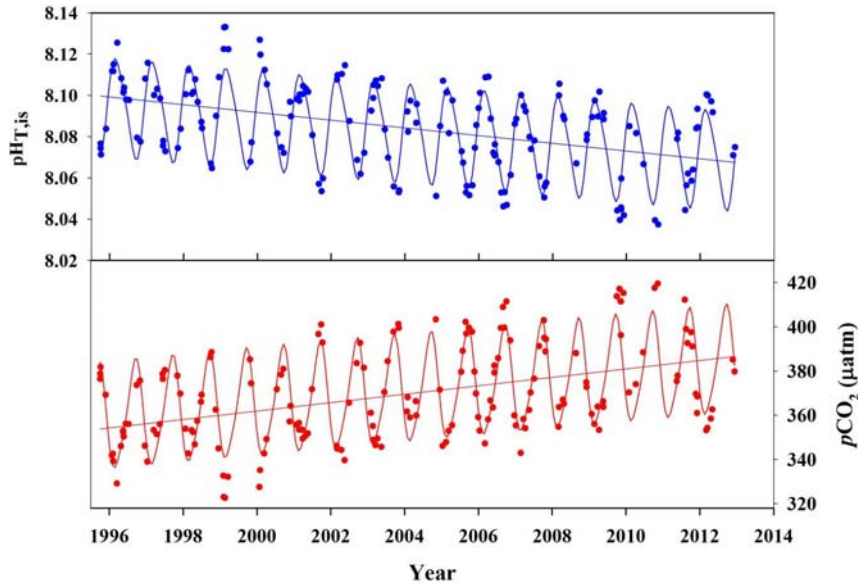


Figura 15. Evolución temporal de pH (arriba) y $p\text{CO}_2$ (abajo) en la estación ESTOC (European station for Time series in the Ocean, Canarias). Fuente: Santana-Casiano y González-Dávila (2015).

Cabe subrayar que los últimos datos recogidos en zonas costeras del área de las islas Canarias reflejan la existencia de fluctuaciones diarias y estacionales de pH que pueden ser incluso mayores que el descenso proyectado para los próximos cien años. Estas variaciones diarias de pH, de hasta 0,25 unidades, están fuertemente influenciadas por las fitocenosis costeras (Fig. 16) (J. C. Hernández *en prep.*). Estos resultados muestran que el estudio de la biogeoquímica en zonas costeras es fundamental para obtener escenarios ambientales más realistas.

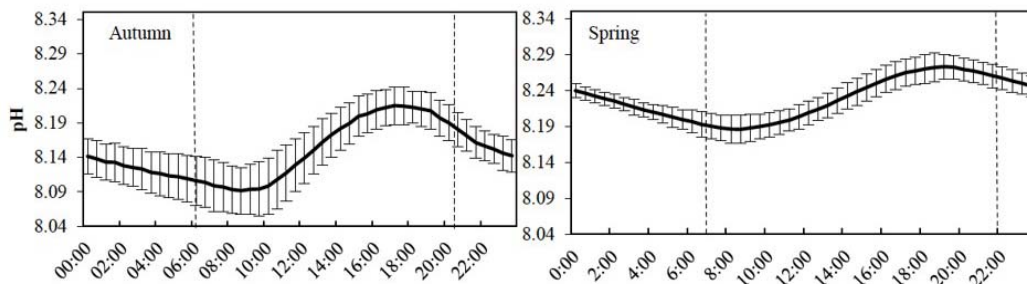


Figura 16. Media de la variación del pH por hora del día en la fitocenosis *Cystoseira abies-marina* para dos estaciones del año (otoño izquierda y primavera derecha) en el área de Canarias. Fuente: J. C. Hernández *en prep.*

2.3. Nivel del mar

Las variaciones del nivel del mar asociadas al cambio climático se atribuyen básicamente a cambios de nivel estéricos, causados fundamentalmente por variaciones en la temperatura de la columna de agua, y a los cambios de masa de los océanos, como resultado de la adición de agua proveniente de los reservorios continentales (glaciares, capas polares y reservas hidrológicas).

Región Marina del Atlántico Peninsular

Existe una clara evidencia científica de que en las costas peninsulares del Atlántico, desde el mar Cantábrico hasta el golfo de Cádiz, el nivel del mar ha ascendido durante el siglo XX. En los últimos años se han publicado numerosos trabajos sobre esta temática que muestran tasas de aumento del nivel del mar entorno a los 2 mm año⁻¹ para el siglo XX en base a medidas de mareógrafos (Marcos et al. 2005), satelitales (Caballero et al. 2008) y paleontológicas (Leorri et al. 2008b) (cf. ver una revisión en Chust et al. 2011; Losada et al. 2014) (Tabla 2 y Fig. 17). Este valor debe situarse en relación con la tasa de aumento medio global que se estima entre 1,3 y 1,8 mm año⁻¹ para este mismo periodo (Jevrejeva et al. 2008; Church et al. 2011; Hay et al. 2015).

La aceleración del aumento del nivel del mar durante el siglo XX en la costa norte peninsular ha sido corroborada por trabajos micropaleontológicos en marismas costeras, en los que se comparan las tendencias en los últimos 12.000 - 8.500 años y hasta la actualidad (Leorri y Cearreta 2009a; Leorri et al. 2012; García-Artola et al. 2011a, 2015).

Cabe destacar que las tasas de aumento del nivel del mar obtenidas para la última década del siglo XX y primeros años del XXI (Tabla 2, periodos marcados con *) muestran una aceleración, con tasas que superan en casi 1 mm año⁻¹ a las publicadas para el siglo XX. Según García et al. (2012) esta aceleración podría deberse a la variabilidad interdecadal, más que a un incremento real en la tasa de ascenso del nivel del mar.

Como resultado del aumento del nivel del mar durante los últimos 50 - 60 años, Chust et al. (2009) estiman en casi 3 ha el área afectada en la costa vasca, cifra que queda pequeña en comparación con las casi 100 ha de costa modificadas por la intervención humana directa a escala local. Alertan, por tanto, que, en este caso, los impactos antropogénicos locales superan con creces a los derivados del ascenso del nivel del mar.

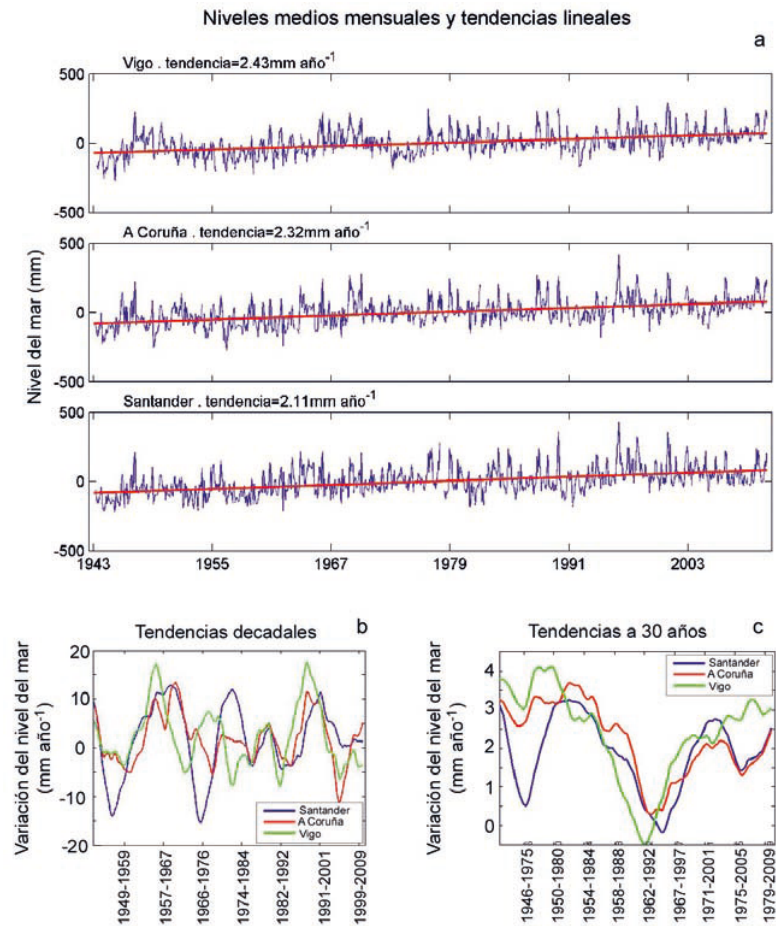


Figura 17. Evolución del nivel medio del mar (a) y tendencias de cambio (b, c) (Vigo, A Coruña y Santander). Fuente: Bode et al. (2012).

Periodo	Variación nivel del mar (mm año ⁻¹)	Zona	Método	Referencia
1936 - 2003	2,3	Muskiz (Bizkaia)	Micropaleontología	Leorri y Cearreta 2009
1884 - 1997	2,4	Urdaibai (Bizkaia)	Micropaleontología	Vicente et al. 2008
1943 - 2004	2,08	Santander	Mareógrafo	Chust et al. 2009
1993 - 2005*	2,7	Golfo de Bizkaia	Altimetría satelital	Caballero et al. 2008
1943 - 2001	2,12	Santander	Mareógrafo	Marcos et al. 2005
1943 - 2001	2,51	A Coruña	Mareógrafo	Marcos et al. 2005
1943 - 2001	2,91	Vigo	Mareógrafo	Marcos et al. 2005
1993 - 2002*	3,09	Golfo de Bizkaia	Altimetría satelital	Marcos et al. 2007
1993 - 2005*	2,98 m	Bilbao	Mareógrafo	Chust et al. 2009
1993 - 2004*	2,67	Santander	Mareógrafo	Chust et al. 2009
1984 - 1997	2,00 - 2,4	Ostrada (Bizkaia)	Micropaleontología	Leorri et al. 2008
1943 - 2010	2,38	Santander	Mareógrafo	García et al. 2012
1943 - 2010	2,45	A Coruña	Mareógrafo	García et al. 2012
1943 - 2010	2,65	Vigo	Mareógrafo	García et al. 2012
1989 - 2008*	3,25	Santander	Mareógrafo	García et al. 2012
1989 - 2008*	2,79	A Coruña	Mareógrafo	García et al. 2012
1989 - 2008*	3,95	Vigo	Mareógrafo	García et al. 2012

Tabla 2. Variación del nivel del mar en el Atlántico peninsular durante distintos periodos.

Región Marina del Mediterráneo

En el mar Mediterráneo el nivel del mar descendió entre los años 60 y 90 del siglo XX debido a un ascenso anómalo de la presión atmosférica asociado a la fase creciente de la NAO (Tsimplis et al. 2005; Gomis et al. 2008). Aunque en un principio también se sugirió la influencia del aumento de densidad del agua, causado por un incremento en su salinidad (Tsimplis y Baker 2000), posteriormente se ha demostrado que la influencia de la salinidad sobre el nivel del mar Mediterráneo es residual (Jordà y Gomis 2013). Durante esas décadas se registraron tasas de cambio de $-0,5 \text{ mm año}^{-1}$ a $-1,0 \text{ mm año}^{-1}$, alcanzándose hasta $-1,3 \text{ mm año}^{-1}$ en alguna estación (Tsimplis y Baker 2000; Tsimplis et al. 2005; Marcos y Tsimplis 2008).

Posteriormente, el descenso de la presión atmosférica a mediados de los años 90 y la aceleración en el calentamiento durante la misma década coincidieron con un aumento del nivel del mar de 2 a 10 mm año^{-1} (Tsimplis et al. 2005; Salat y Pascual 2006; Criado-Aldeanueva et al. 2008; Gomis et al. 2008; Vargas-Yáñez et al. 2008, 2010b) (Fig. 18). Otros factores como el aumento de la cantidad de masa de agua, además de su calentamiento, podrían ser responsables de la aceleración observada en el ritmo de ascenso del nivel del mar (cf. ver Calafat et al. 2010 y Vargas-Yáñez et al. 2010b para información general).

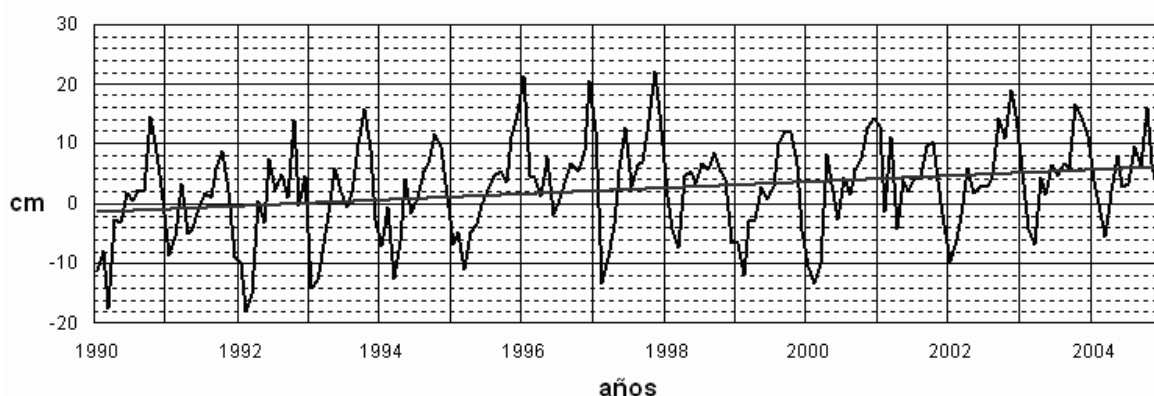


Figura 18. Evolución del nivel del mar en la estación de L'Estartit (Girona). Fuente: Salat y Pascual (2006).

Región Marina de Canarias

La estación de Tenerife muestra una tasa de aumento del nivel del mar de unos 2 mm año^{-1} entre 1927 y 2012 (Marcos et al. 2013). Otras estaciones en Canarias que cuentan con series históricas de nivel del mar desde la década de 1940 muestran tendencias menores, por debajo de 1 mm año^{-1} (Pérez-Gómez et al. 2015) (Fig. 19).

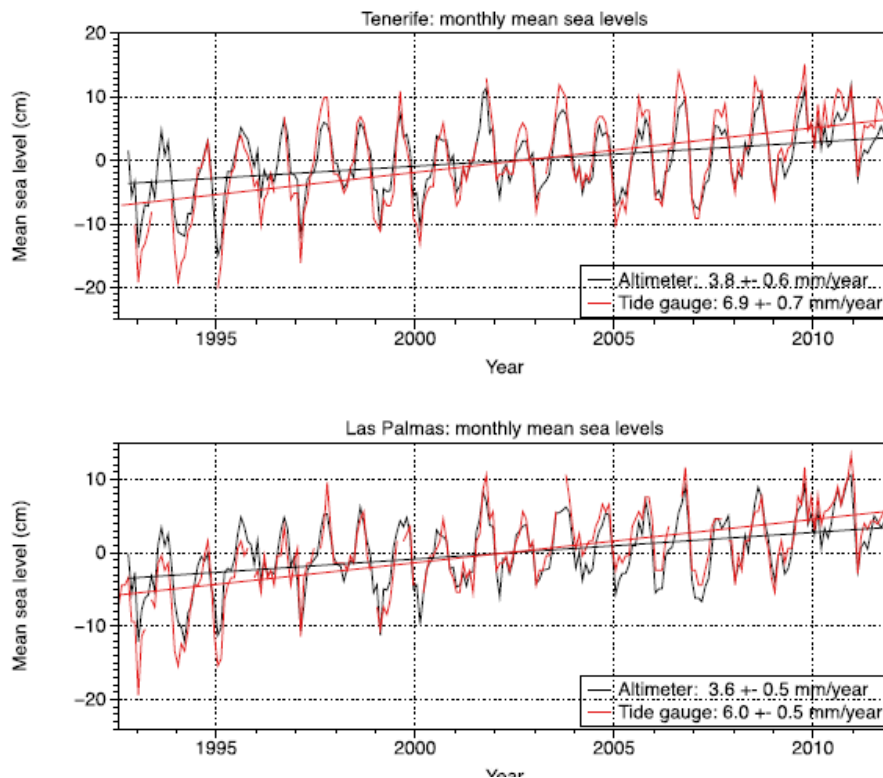


Figura 19. Evolución del nivel del mar en las islas Canarias (Tenerife y Las Palmas) en base a datos de mareógrafo (línea roja) y altímetro (línea negra). Fuente: Pérez-Gómez et al. (2015).

2.4. Circulación y oleaje

En un escenario de cambio climático se observa un aumento generalizado de la temperatura del sistema atmósfera-océano. Como consecuencia, la dinámica del sistema climático tiene que evolucionar para adaptarse a un nuevo equilibrio que comportará ajustes en el transporte de energía, circunstancia que influirá directamente en los vientos, principal motor del oleaje, y en las corrientes marinas. Por su parte, la circulación oceánica termohalina depende, de forma directa, de las variaciones de temperatura y salinidad que modifican los campos de densidad y que están ligadas a los cambios de la temperatura atmosférica y al ciclo hidrológico con sus patrones de evaporación y precipitación.

2.4.1. Circulación, corrientes y afloramientos

Región Marina del Atlántico Peninsular

Debido a su elevada variabilidad y a la escasez de series de larga duración no se han podido determinar tendencias definitivas en los patrones de corrientes (González-Pola et al. 2012),

aunque cabe destacar la detección de algunos cambios puntuales, como por ejemplo en la Corriente Invernal (Isla y Anadón 2004; Llope et al. 2006). Sin embargo, aunque las tendencias detectadas no son inequívocas, se han detectado ciertos cambios en el afloramiento ibérico en las últimas décadas. Así, varios trabajos describen un debilitamiento del afloramiento costero en Galicia durante la primavera y el verano (Lavín et al. 2000; Cabanas et al. 2003; Lemos y Sansó 2006; Álvarez et al. 2008; Pérez et al. 2010; Bode et al. 2011) con importantes efectos sobre la circulación en las rías (Pérez et al. 2010). Sin embargo, durante la última década se ha detectado un aumento en el número de afloramientos en otoño e invierno bajo condiciones favorables y que muestran una variabilidad decadal mayor que los de primavera y verano (Álvarez et al. 2008, 2012; de Castro et al. 2008b). Los trabajos citados subrayan que las tendencias mensuales muestran un debilitamiento en la intensidad de los afloramientos durante la mayor parte del año, exceptuando los meses de febrero, junio y julio (Fig. 20). Por otra parte, hay estudios que muestran una intensificación del afloramiento en el sector sur del margen ibérico (golfo de Cádiz), sobre todo durante el verano y el otoño (Relvas et al. 2009; Alves y Miranda 2013).

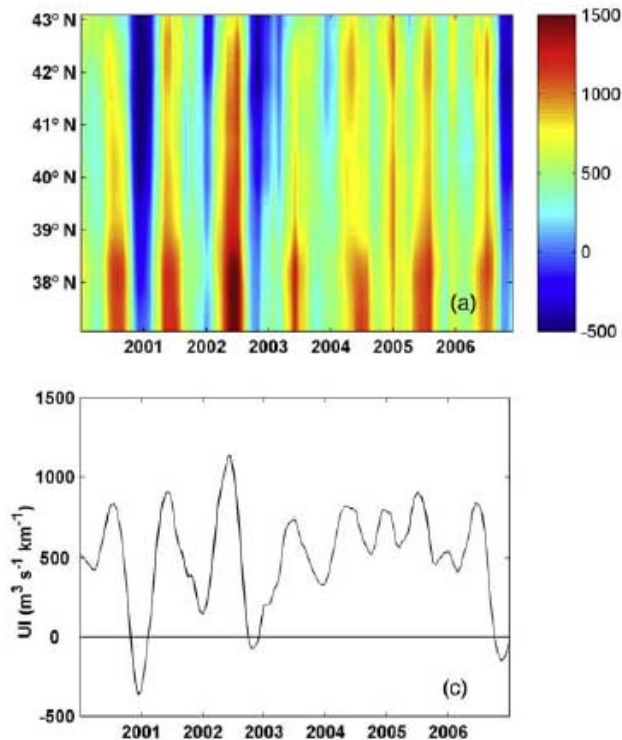


Figura 20. Evolución interanual del índice de afloramiento (arriba) y de su media (abajo). Fuente: Álvarez et al. (2008).

Los afloramientos en el golfo de Bizkaia también han disminuido en intensidad (Llope et al. 2006). Por lo tanto, la tendencia detectada en los afloramientos en toda esta zona parece ser contraria a la intensificación observada en otros grandes sistemas de afloramiento (e.g., McGregor et al. 2007) y que Bakun (1990) había proyectado de forma generalizada en el actual contexto de cambio global. De hecho, recientemente se ha comprobado que, a escala global, los sistemas de afloramiento no están respondiendo de forma uniforme al cambio climático (Varela et al. 2015). No obstante, debe tenerse en cuenta que las proyecciones en el Cantábrico y Galicia prevén una intensificación en los afloramientos (cf. aptdo. 5), por lo que el debilitamiento detectado durante los últimos años podría estar asociado a la variabilidad decadal más que a una tendencia de cambio a largo plazo.

En cuanto a la circulación termohalina cabe destacar la posible influencia del aumento en la salinidad del Agua Mediterránea que sale por el estrecho de Gibraltar y que circula posteriormente hacia el norte a lo largo del margen peninsular a unos 1100 m de profundidad. Este incremento en salinidad podría tener cierto efecto sobre la circulación profunda en el Atlántico norte, aumentando la profundidad a la que circula esta masa de agua, que podría así desplazar parcialmente al Agua del Labrador que se sitúa por debajo (e.g., Bethoux et al. 1999). Pese a todo, no se prevé que los cambios actuales en salinidad de las aguas mediterráneas vayan a afectar de forma dramática la circulación en el Atlántico norte.

Región Marina del Mediterráneo

Los cambios en la salinidad y la temperatura ya mencionados pueden provocar cambios en la estratificación y la circulación termohalina mediterránea. De hecho, ya han sido descritos cambios significativos en los procesos de formación de agua profunda en el Mediterráneo noroccidental, que han modificado la estratificación de las masas de agua sobre todo tras la formación de agua profunda más cálida y salina en los inviernos de 2004/05 y 2005/06 y también 2011/12 (cf. aptdo. 2.1). Aunque hasta la fecha no se han identificado cambios en la circulación termohalina, se desconocen los posibles efectos que pueda tener el aumento en temperatura y salinidad de la nueva agua profunda.

Por otra parte, se han descrito efectos potenciales del escenario climático sobre la intensidad del afloramiento del noroeste de Alborán, fuertemente influenciado por el agua atlántica que entra por el estrecho y que podría verse afectado por una ralentización generalizada de la circulación termohalina (Macías et al. 2014b).

Región Marina de Canarias

La hipótesis de Bakun (1990), sugiere que el aumento de temperatura asociado a la emisión de gases de efecto invernadero, provocará, en las zonas de afloramiento, un incremento del gradiente de presión entre la zona costera y el océano, que se traduciría en una intensificación en los vientos que favorecen los afloramientos. Esta intensificación se manifestaría principalmente como un descenso de la temperatura del agua en las zonas costeras, por lo que la temperatura del agua superficial puede utilizarse como indicador de estos cambios en los afloramientos. En este sentido, en la zona de afloramiento de la Corriente de Canarias, la temperatura superficial del mar en el período desde 1982 hasta 2013 muestra una tendencia de calentamiento media de $0,28 \text{ }^\circ\text{C década}^{-1}$ (Vélez et al. 2015). Sin embargo, esta tendencia muestra cambios significativos debido a la influencia de los diferentes regímenes dinámicos que coexisten en dicha zona de afloramiento. Cerca de la costa africana, en la zona bajo la influencia directa del afloramiento, entre cabo Blanco y el cabo Beddouza, la tendencia al calentamiento no es estadísticamente significativa, sugiriendo una compensación del calentamiento global por el incremento de la intensidad del afloramiento, tal y como sugiere la hipótesis de Bakun (1990). Más al sur, cerca de la costa, en las aguas bajo la influencia del hundimiento, entre cabo Verde y cabo Blanco, la

tendencia al calentamiento es mayor ($>0,5 \text{ } ^\circ\text{C} \text{ década}^{-1}$) y estadísticamente significativa, sugiriendo un efecto conjunto del calentamiento global y del hundimiento.

Otros índices muestran resultados ambiguos y no significativos. De hecho, Benazzouz et al. (2015) detectan por una parte una intensificación del viento, pero por otra un aumento de la anomalía térmica positiva durante la época de afloramiento, que estaría en desacuerdo con una situación de intensificación de este.

2.4.2. Oleaje

Región Marina del Atlántico Peninsular

En Anadón y Roqueñi (2009) se describen los cambios detectados en el oleaje y la marea meteorológica en la costa asturiana y, en general, en el Cantábrico durante el periodo 1958 - 2001. En líneas generales, los resultados de este trabajo muestran un aumento de la energía del oleaje que, en principio, se asocia al cambio climático, junto con un aumento en el número de temporales. Durante el periodo revisado se ha observado un aumento de la altura de la ola de aproximadamente $1,5 \text{ cm año}^{-1}$ en todo el litoral asturiano, aunque con mayor intensidad en la costa occidental, mientras que la dirección predominante del oleaje tiende a reorientarse más al oeste. El aumento en la altura de ola también ha sido detectado en la costa vasca (Borja et al. 2013) y en el informe de Losada et al. (2014) se corrobora el incremento generalizado en la energía del oleaje que llega a la costa cantábrica, pero también, aunque en menor medida, del que llega a la región occidental del golfo de Cádiz (Fig. 21). Estos autores indican que en la costa cantábrica se ha observado un aumento de la altura de ola (concretamente, la altura de ola excedida sólo 12 horas al año) de $1,4 \text{ cm año}^{-1}$ en los últimos 60 años.

Por otra parte, la tendencia que se obtiene para la marea meteorológica es ligeramente negativa (Losada et al. 2006; Anadón y Roqueñi 2009).

Región Marina del Mediterráneo

En el Mediterráneo los resultados de simulaciones numéricas sugieren una disminución de la altura significativa de ola durante el periodo 1958-2001 de aproximadamente $0,08 \text{ cm año}^{-1}$ debida especialmente a la disminución del oleaje de invierno (Lionello y Sanna 2008). Pese a que durante las últimas décadas se han registrado varios temporales de gran intensidad (Sánchez-Arcilla et al. 2008), las tendencias que algunos autores prevén para esta zona son hacia una disminución en este tipo de eventos (Pinto et al. 2007; Lionello et al. 2008; Walsh et al. 2014) y en la altura de ola (Gomis et al. 2012; Losada et al. 2014) (Fig. 21).

Como en el Atlántico, la marea meteorológica presenta una tendencia negativa, aunque de pequeña escala (Losada et al. 2006; Gomis et al. 2008).

Región Marina de Canarias

En Canarias se detecta una clara disimetría norte-sur en cuanto a la tendencia de los temporales, que se explica por las diferencias en la generación del oleaje. El oleaje que alcanza el norte de las islas procede del Atlántico norte y tiene un *fetch* muy grande, mientras que el oleaje meridional se genera en las cercanías del archipiélago. Se ha producido un incremento de los temporales en el norte, mientras que en el sur se observa una tendencia hacia un menor nivel energético y un cambio en la dirección del oleaje (Losada et al. 2006).

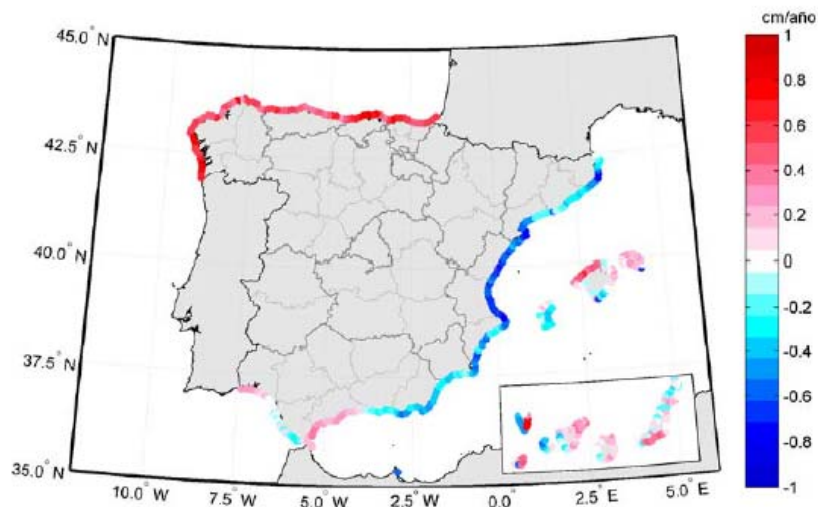


Figura 21. Tendencia de cambio observada en la altura de ola sólo superada 12 horas al año (Península, Baleares y Canarias). Fuente: Losada et al. (2014).

2.5. Capa de mezcla, estratificación y nutrientes

La profundidad de la capa de mezcla superficial y la estratificación de la columna de agua son especialmente relevantes por su relación con el aporte de nutrientes desde zonas profundas hacia la capa fótica, con el subsiguiente efecto directo en la producción primaria.

Región Marina del Atlántico Peninsular

El ciclo de la estructura de la columna de agua en la región sur del golfo de Bizkaia se caracteriza por las siguientes fases (González-Pola et al. 2007). La termoclina estacional, que comienza su desarrollo a finales de marzo, creándose una capa de mezcla somera que va aumentando su temperatura y grado de estratificación manteniendo una profundidad estable, de unos 20 m, hasta finales de agosto. Entre finales de agosto y principios de septiembre la capa de mezcla empieza a ser cada vez más profunda a medida que disminuye la estratificación, hasta alcanzar un valor superior a los 200 m a finales de febrero, cuando

desaparece cualquier vestigio de estratificación. A partir de este momento comienza de nuevo la reestratificación de la columna de agua.

Algunos trabajos indican que el calentamiento que se ha producido en las capas subsuperficiales durante las últimas décadas ha favorecido que en inviernos especialmente fríos, como el de 2005, se hayan formado capas de mezcla invernales que han alcanzado profundidades sin precedentes en décadas anteriores (Somavilla et al. 2011). En aguas superficiales se ha descrito un incremento de la estratificación por efecto de la temperatura durante los meses de verano (Lemos y Sansó 2006). No obstante, González-Pola et al. (2012) señalan que la gran variabilidad interanual de la profundidad de la capa de mezcla y del grado de estratificación imposibilita establecer tendencias generalizadas y consistentes, aunque sí parece que las hay en relación con una mayor duración del periodo de estratificación (González-Taboada y Anadón 2008) (Fig. 22). Por otra parte, información reciente sobre la variabilidad geográfica en las tendencias de la capa de mezcla ha mostrado que esta tiende a ser más profunda al sureste del golfo de Bizkaia y más somera en el resto del golfo (Costoya et al. 2014b).

Tanto la profundidad de la capa de mezcla, como la estratificación y los afloramientos (cf. aptdo. 2.4.1), tienen una influencia directa en la disponibilidad de nutrientes en la capa fótica, la cual se ve afectada por tanto por la modificación de dichos procesos. La estratificación de la columna de agua es generada por el calentamiento de las capas superficiales. A medida que la estratificación de la columna de agua aumenta y alcanza cotas más profundas, el agotamiento de los nutrientes en la capa fótica se intensifica, a la vez que se extiende en el tiempo la situación de oligotrofia resultante. Así, se ha descrito una disminución de la concentración de ciertos nutrientes, principalmente nitrato, en aguas superficiales costeras de Asturias (Llope et al. 2007), modificación que estaría asociada a un incremento en la duración de la estratificación estival (González-Taboada y Anadón 2008). Tendencias análogas, con una disminución de nutrientes y un aumento de la estratificación, han sido descritas en el golfo de Bizkaia y en la costa vasca (Llope et al. 2006; Valdés et al. 2007; Chust et al. 2011). Mientras, en otras zonas, principalmente en Galicia, se ha observado una tendencia hacia el incremento en la concentración de nutrientes, especialmente nitrato y fosfato, aunque están fuertemente influenciadas por valores extremos en las series (Nogueira et al. 2012). Precisamente, en los sectores de la costa gallega donde los procesos de afloramiento son más intensos, el ciclo de estratificación se mantiene, en términos generales, sin cambios significativos (Valdés et al. 2007).

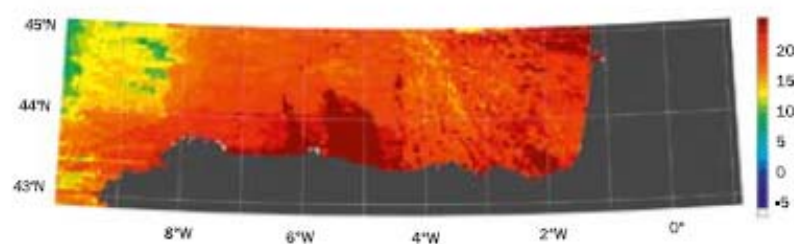


Figura 22. Aumento del período de estratificación en días por década en el mar Cantábrico a partir de datos de satélite. Fuente: Anadón y Roqueñi (2009).

Región Marina del Mediterráneo

En las costas mediterráneas la columna de agua pasa por dos periodos claramente diferenciados: un periodo de homogeneidad térmica desde diciembre hasta marzo, durante el cual la columna de agua está mezclada, y un periodo, de abril a noviembre, en el que la columna de agua se encuentra estratificada y muestra un marcado gradiente vertical de temperatura y densidad (termoclina y picnoclina estacionales). La termoclina estacional puede alcanzar al final del verano más de 40 m de profundidad en el Mediterráneo occidental.

En el Mediterráneo la estratificación de la columna de agua se ha intensificado en las últimas décadas debido al calentamiento global, con una prolongación de hasta 40 % de la duración de las condiciones típicas del verano en la columna de agua (Coma et al. 2009). Como ya se ha comentado para el Atlántico, la intensificación de la estratificación en la capa fótica tiene efectos importantes sobre la disponibilidad de nutrientes, los cuales se acaban agotando en este estrato de la columna de agua.

Otra fuente de aporte de nutrientes a la capa fótica, especialmente significativa en época de estratificación, corresponde a los aportes terrígenos asociados a las descargas de los ríos importantes (Ebro y Ródano). La descarga fluvial está influenciada, además de por la regulación de estos ríos, por las consecuencias de una disminución de las lluvias en primavera y de los depósitos nivales en sus cabeceras (Lloret et al. 2004). De hecho, en la serie de datos de L'Estartit (Girona), se observa que la tendencia de calentamiento del aire en primavera es superior a la del agua de superficie, lo que supondría mayores dificultades en la evaporación y, por consiguiente, podría relacionarse con una tendencia (todavía no significativa) de disminución de lluvias en esta época del año (Salat y Pascual 2008).

Región Marina de Canarias

En la región del afloramiento costero de la Corriente de Canarias el aporte de nutrientes no está dominado por procesos de mezcla vertical asociados a la alternancia de épocas de estratificación y mezcla de la columna de agua, sino por el importante proceso de afloramiento en la zona (Pastor et al. 2013). Por lo tanto, el calentamiento de las aguas superficiales y el aumento de la estratificación tendrán menor influencia en el aporte de nutrientes a las capas superficiales.

Aunque no existen trabajos específicos que analicen los efectos del cambio climático sobre la capa de mezcla, estratificación y nutrientes en la región oceánica de las islas Canarias, la descripción de estos procesos y su variabilidad interanual se describe detalladamente en Cianca et al. (2007).

2.6. Eventos extremos

Los cambios en los valores extremos de una variable pueden ser en ocasiones más relevantes que los cambios en su valor medio. Se muestran aquí algunos ejemplos generales.

Un buen ejemplo de eventos extremos es el caso de la temperatura del agua superficial en el Mediterráneo y el Atlántico durante las últimas décadas. En el Mar Balear el umbral de "temperatura extrema" se ha establecido en 27,16 °C y, durante este periodo, la frecuencia promedio de olas de calor ha sido de 0,25 eventos año⁻¹ (i.e., una cada cuatro años; Jordà et al. 2012a). En el Atlántico del norte peninsular, el número de días en los que se alcanzan una temperatura anómalamente alta en la superficie del agua ha aumentado de 6 a 16 días década⁻¹ en el periodo 1982 - 2012 (de Castro et al. 2014).

En el Atlántico, los cambios en los valores extremos del oleaje medidos durante las últimas décadas muestran una gran variabilidad espacial, con un aumento de los valores extremos en las Rías Altas y la cornisa cantábrica (con incrementos de hasta 1 m) y una disminución en las Rías Bajas (en torno a -50 cm), mientras que en el Mar Balear el número de eventos de oleaje extremo (por encima de 4,5 m de altura de ola) se calcula en 2,2 año⁻¹ para esta misma época (Gomis et al. 2012).

Enlazando con el capítulo siguiente, es importante subrayar los impactos sobre los organismos y el ecosistema que pueden tener los eventos extremos. Como ejemplos, las mortandades masivas de organismos bentónicos provocadas por eventos extremos de temperatura en el mar Mediterráneo o de precipitaciones en las zonas intermareales atlánticas (cf. aptdo. 3.1), los impactos de los grandes temporales sobre las comunidades costeras (Teixidó et al. 2013) (Fig. 23) o algunas colonizaciones asociadas a aumentos extremos y puntuales de la temperatura del agua (cf. aptdo. 3.2.1).



Figura 23. Temporal de noviembre de 2001 en las Islas Columbretes (Mediterráneo), considerado como uno de los mayores temporales de las últimas décadas en la zona (Mendoza et al. 2011). Autor: D. K. Kersting.

3. IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS ORGANISMOS Y EL ECOSISTEMA MARINO

Los cambios a nivel físico-químico descritos previamente están modificando las condiciones ambientales en las que se desarrollan los organismos, provocando un variado abanico de respuestas a distintos niveles.

Resumen

Los cambios físico-químicos en el ambiente generan respuestas a nivel biológico.

El calentamiento del agua ha provocado en el Mediterráneo episodios reiterados de mortandad masiva de invertebrados bentónicos durante los últimos 15 años, afectando a un gran número de especies a lo largo de cientos de kilómetros de costa.

El aumento de la temperatura del agua ha disparado las tasas de mortalidad de Posidonia oceanica en algunas zonas insulares del Mediterráneo, está provocando la regresión de los bosques de macroalgas atlánticos, cambios generalizados en las distribución de muchas especies y puede favorecer el desarrollo de especies invasoras.

Se ha detectado una disminución de la producción primaria en ciertas zonas, asociada a una mayor estratificación del agua y al debilitamiento de los afloramientos, mientras que la misma aumenta en aguas oceánicas y allí donde se mantiene la intensidad del afloramiento.

Los "blooms" de plancton gelatinoso han aumentado su frecuencia en el Mediterráneo, aunque la diversidad de factores implicados dificulta establecer relaciones inequívocas con el cambio climático.

La estacionalidad de los ciclos del fitoplancton se ha visto modificada por un adelanto en el "bloom" primaveral y un retraso en el otoñal.

Los cambios a nivel fenológico también se han detectado en túnidos, con alteraciones en la zonación y la sincronización de las migraciones reproductoras de varias especies. Y también en la intensidad de la floración de Posidonia oceanica.

El cambio climático está afectando a procesos esenciales de muchos organismos, como el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de las primeras fases vitales, pudiendo llegar a comprometer la viabilidad de algunas poblaciones.

En cuanto a la acidificación, el descenso de pH actual de las aguas del Mediterráneo y del Atlántico no tiene un efecto significativo sobre los organismos.

En general, todos estos cambios provocan también una importante pérdida de biodiversidad y de diversidad genética. Además, debe tenerse en cuenta que los impactos derivados del

cambio climático pueden interactuar entre sí y con otros impactos, amplificando los efectos sobre los organismos y el ecosistema.

3.1. Episodios de mortandad masiva

Región Marina del Atlántico Peninsular

En esta región no se han descrito mortandades masivas asociadas al calentamiento del agua, aunque sí existen trabajos sobre mortandades relacionadas con eventos extremos. En las rías gallegas se han registrado mortandades masivas de bivalvos de interés comercial causadas por un descenso brusco de la salinidad provocado por lluvias torrenciales (Parada et al. 2012). Por otra parte, hay numerosos trabajos que describen cambios en la distribución y abundancia de muchas especies. Estos cambios están relacionados con los umbrales de supervivencia de estos organismos y son tratados específicamente en apartados siguientes (cf. aptdos. 3.2 y 3.3).

Región Marina del Mediterráneo

Existe una amplia evidencia científica del impacto del cambio climático sobre los organismos marinos en el Mediterráneo noroccidental (cf. cuantificada en Calvo et al. 2011; Rivetti et al. 2014; Marbà et al. 2015) y una parte importante de estos trabajos tratan, directa o indirectamente, sobre las mortandades masivas en esta región.

Durante los últimos años del siglo XX y la primera década del XXI las comunidades bentónicas del Mediterráneo noroccidental se han visto afectadas por una serie de mortandades masivas sin precedentes conocidos. Aunque cabe mencionar que en los años 70 y 80 del siglo pasado ya se describieron algunos episodios de mortandad (Harmelin y Marinopoulos 1994; Vacelet 1994), la primera mortandad de gran alcance y efectos multiespecíficos fue detectada en 1999 (Cerrano et al. 2000; Pérez et al. 2000; Romano et al. 2000). Pocos años después, en el verano de 2003, probablemente el más caluroso en Europa desde 1500 (Luterbacher et al. 2004), un nuevo episodio de mortandad masiva impactó a las comunidades bentónicas de las costas españolas, francesas e italianas, afectando a un gran número de especies a lo largo de varios miles de kilómetros de costa (Garrabou et al. 2009). Ambos eventos llegaron a afectar a más de 30 especies de invertebrados bentónicos, mayoritariamente cnidarios, esponjas y briozoos (Pérez et al. 2000; Lejeusne et al. 2010).

Aunque en un principio la mortandad de 1999 fue descrita únicamente en las costas de Francia e Italia, trabajos posteriores mostraron que la costa española también se vio afectada, aunque de forma muy puntual. Concretamente en Menorca, Coma et al. (2006) describieron un episodio de mortandad masiva que afectó a la gorgonia *Eunicella singularis* durante ese verano. Sin embargo, el episodio de 2003 alcanzó un rango geográfico sin

precedentes (Garrabou et al. 2009) y esta vez la mortandad masiva de invertebrados bentónicos sí que afectó de forma generalizada al menos a la mitad norte de la costa mediterránea peninsular.

En verano de 2003 la temperatura del agua alcanzó valores nunca registrados en las series de medida de temperatura de la región como, por ejemplo, en L'Estartit desde el inicio de la serie en 1973 (Salat y Pascual 2006) y en las Islas Columbretes desde 1991 (Kersting et al. 2013). En esta última localidad se registraron máximas de SST que superaron los 29 °C en agosto, mientras que la media de temperatura durante el verano de 2003 superó en 1,8 °C a la media de la serie histórica. La anomalía térmica positiva (i.e., el calentamiento anormal del agua) se registró por lo general hasta 30 m de profundidad, llegando incluso hasta los 35 - 40 m en las islas Baleares, por lo que se vieron afectadas tanto las comunidades someras como la parte superior de las comunidades circalitorales (Garrabou et al. 2009).

La mortandad de 2003 afectó a un amplio grupo de invertebrados bentónicos en las costas peninsulares, incluyendo especies emblemáticas y estructurales del coralígeno, como las gorgonias *Paramuricea clavata* y *E. singularis*, y de comunidades someras, como el coral escleractiniario *Cladocora caespitosa* (Figs. 24 y 25).

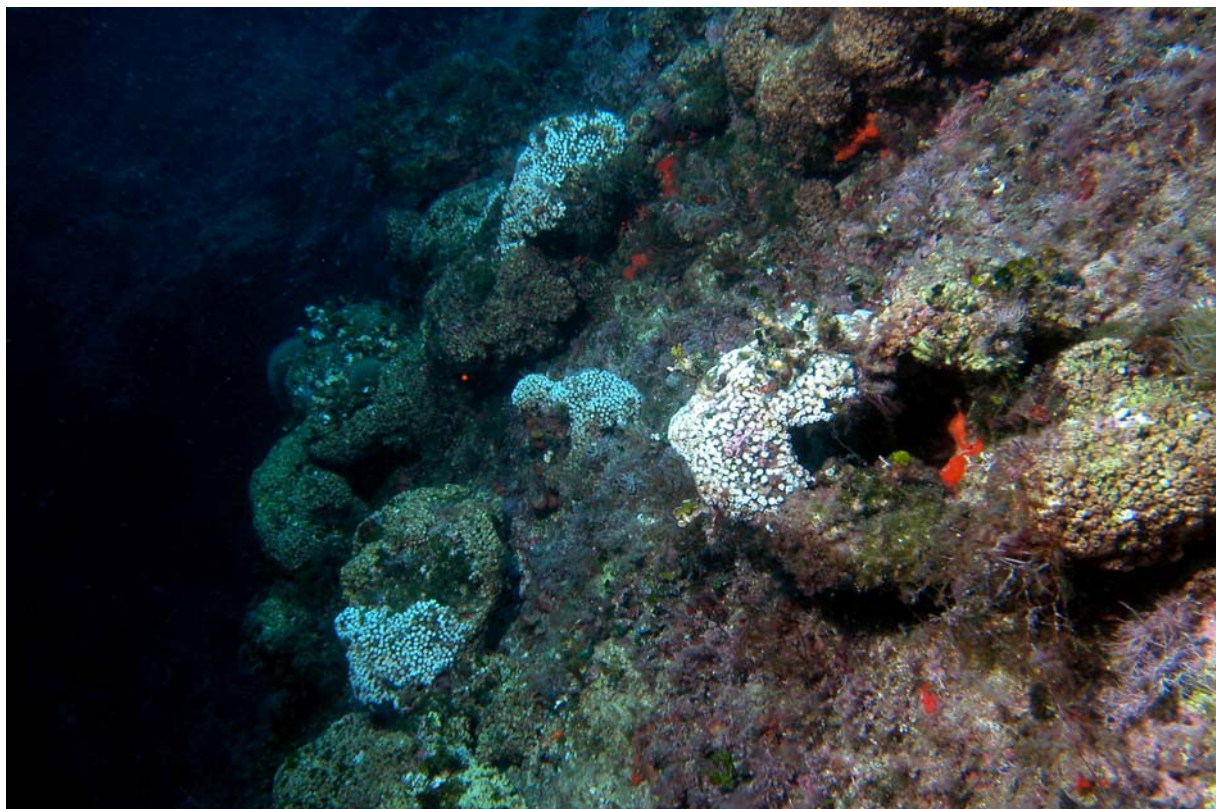


Figura 24. Colonias de *Cladocora caespitosa* tras el episodio de mortandad de 2003 (Islas Columbretes). Nótese que las partes muertas aparecen de color blanco debido a que el esqueleto queda al descubierto al morir los pólipos. Autor: D. K. Kersting.

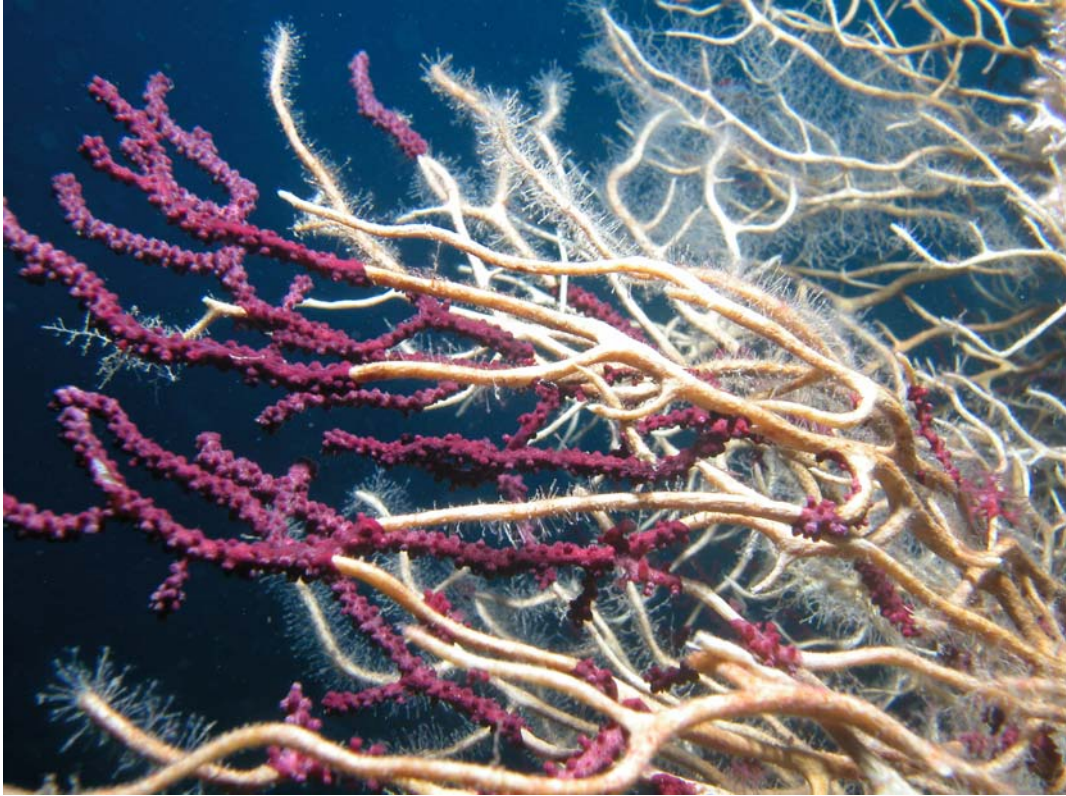


Figura 25. Detalle de una colonia de gorgonia roja *Paramuricea clavata* con mortalidad parcial en la que se pueden apreciar las partes vivas (color morado) y las partes muertas (esqueleto desnudo). Autor: D. K. Kersting.

Estas especies, junto con otras asimismo afectadas, se caracterizan por su gran longevidad y lenta dinámica poblacional. Poseen tasas de crecimiento y reclutamiento muy bajas y por lo tanto su capacidad de recuperación es muy reducida, lo que las hace especialmente vulnerables a los impactos (Linares et al. 2008c; Kersting et al. 2014b). Este último aspecto es especialmente alarmante si se tienen en cuenta las elevadas tasas de mortalidad registradas en 2003 y la recurrencia de este tipo de episodios. De hecho, después del episodio de 2003 se han descrito más mortandades significativas aunque de alcance más local, como las sufridas por el coral *C. caespitosa* en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, donde se encuentra una de las poblaciones más importantes del Mediterráneo y donde se han descrito 8 episodios de mortandad entre 2003 y 2012 (Kersting et al. 2013). Sin embargo, no es el único ejemplo, ya que también la gorgonia roja *P. clavata* ha sufrido episodios repetidos de mortandad tras el 2003, que han sido asociados al calentamiento del agua (Linares et al. 2010).

Varios estudios describen cuantitativamente el impacto de estos episodios de mortandad masiva sobre las poblaciones de las especies afectadas en las costas españolas. El episodio de 1999 provocó la muerte de aproximadamente el 50 % de las colonias de la gorgonia *E. singularis* en el norte de Menorca (Coma et al. 2006) y el de 2003 provocó un porcentaje de necrosis medio del 3 - 10 % en las colonias de esta especie y del 5 - 15 % en la gorgonia roja *P. clavata* en las costas de Cataluña y Baleares (Garrabou et al. 2009). En el caso del coral *C. caespitosa* se estima que entre 2003 y 2012 la población las Islas Columbretes perdió entre el 50 y el 80 % de la superficie que ocupaba antes de los episodios de mortandad (Kersting et

al. 2013). En cuanto a otros grupos, cabe destacar el impacto sufrido por algunas especies de esponjas tanto tras el evento de 2003 (Garrabou et al. 2009), como en otros posteriores (Maldonado et al. 2010; Cebrian et al. 2011). Cebrian et al. (2011) estimaron que durante los veranos de 2008 y 2009 la mortandad afectó al 85 - 95 % de los especímenes de la esponja *Ircinia fasciculata* en el Parque Nacional de Cabrera.

Es preocupante constatar que las mortandades causadas por estas anomalías térmicas no se limitan a la duración del episodio, sino que pueden prolongarse en el tiempo. En el caso del coral *C. caespitosa* el episodio de altas temperaturas y mortandad del verano del 2003 causó la intensificación de las tasas de mortalidad que se registraron tras los veranos siguientes (2004 y 2005), pese a tratarse de veranos mucho más templados (Kersting et al. 2013). En Menorca se detectaron efectos retardados sobre la gorgonia *E. singularis* durante varios años tras el evento de mortandad de 1999 (Coma et al. 2006). A esto hay que añadir la existencia de efectos subletales derivados del calentamiento del agua y que pueden impactar significativamente en la capacidad de recuperación de estas especies. Linares et al. (2008a) mostraron que la capacidad reproductora de la gorgonia roja *P. clavata* se vio significativamente mermada tras estos eventos de calentamiento anormal del agua y también se ha comprobado que el estrés térmico derivado de estos episodios tiene efectos negativos sobre el desarrollo y la viabilidad de embriones y larvas de esta especie (Kipson et al. 2012).

Los episodios de mortandad descritos coinciden siempre con veranos anormalmente calurosos o en los que la gran estabilidad de la columna de agua facilita que la anomalía térmica alcance aguas más profundas (Rivetti et al. 2014). Si bien desde los primeros episodios descritos se ha asociado estas mortandades con el calentamiento del agua, la relación inequívoca de las mismas con la temperatura ha quedado demostrada definitivamente gracias al estudio de las mortandades recurrentes del coral *C. caespitosa*, realizado durante 11 años en la Reserva Marina de las Islas Columbretes (Kersting et al. 2013) (Fig. 26). Por otra parte, cabe destacar que más allá de la relación de estos episodios con la temperatura, existe una evidencia creciente de que se trata de un proceso multifactorial en el que pueden estar implicados desde el estrés fisiológico (Cerrano y Bavestrello 2009), que los hace más vulnerables a patógenos termodependientes (Bally y Garrabou 2007; Vezulli et al. 2010), hasta procesos que limitan el aporte energético (i.e., la disponibilidad de alimento) a estas especies de invertebrados bentónicos (Coma et al. 2009). En este último caso, se ha asociado los episodios de mortandad a una intensificación en la estratificación de la columna de agua, debida al calentamiento, que contribuye a la prolongación en el tiempo de las condiciones estivales. Este proceso favorece el agotamiento del alimento en esta capa, mientras que el calentamiento hace aumentar la tasa de respiración de los organismos. Como resultado se produce un incremento en el requerimiento energético de los organismos a la vez que escasea el alimento, cosa que podría estar finalmente asociada a los procesos de mortandad descritos. Este proceso puede acentuarse si la época de alta temperatura coincide con el periodo reproductor de las especies, en el que el requerimiento energético aún es mayor (Arizmendi-Mejía et al. 2015a).

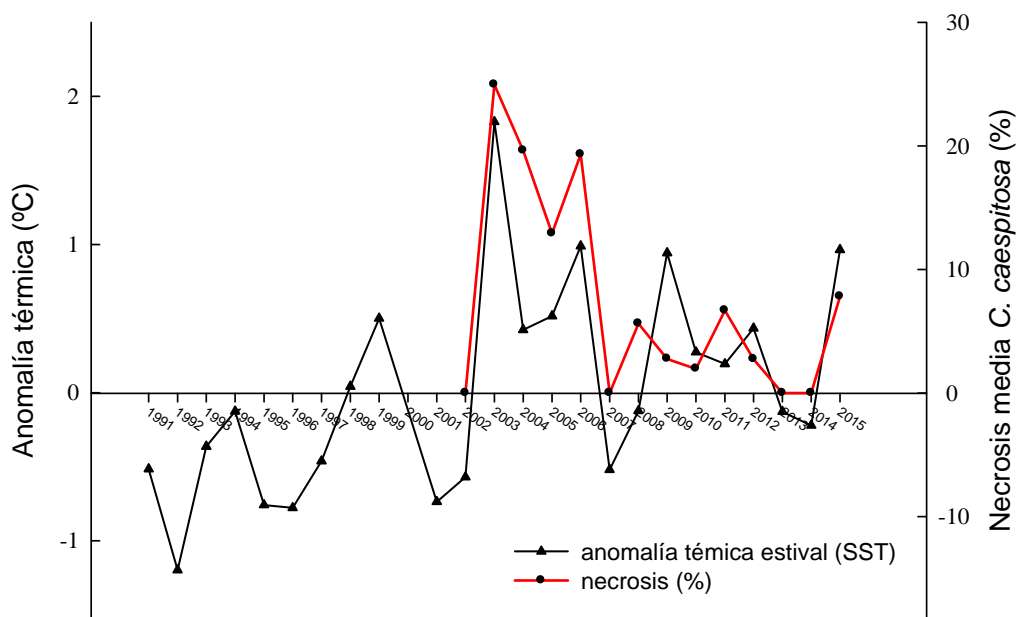


Figura 26. Anomalía térmica estival (1991-2015) y porcentaje medio de necrosis en *Cladocora caespitosa* (2002-2015). Fuente: Kersting et al. (2013), Kersting (2013, 2014, 2015).

Crisci et al. (2011) describen dos tipos de anomalía térmica en relación con los eventos de mortandad masiva: episodios cortos (2 - 5 días) de alta temperatura media, o episodios con temperatura moderadamente alta pero de larga duración (30 - 40 días), en los que además la anomalía térmica suele alcanzar mayor profundidad. En la mayoría de zonas, la mortandad registrada en 1999 se asoció a una anomalía del segundo tipo (larga duración), mientras que la mortandad de 2003 se caracterizó por presentar ambos tipos de anomalía (alta temperatura y larga duración). En relación con el análisis de las anomalías térmicas la red de medición T-MEDNet (www.t-mednet.org) ha permitido obtener de manera estandarizada datos de temperatura a alta frecuencia (horaria) en más de 40 estaciones repartidas por todo el Mediterráneo, 15 de ellas en las costas españolas. La información obtenida, en algunos casos durante más de 15 años, ha permitido la caracterización y análisis de los regímenes térmicos y las anomalías durante estos casos de mortandad (e.g., Bensoussan et al. 2010; Crisci et al. 2011; Linares et al. 2013; Kersting et al. 2015).

Debe tenerse también en cuenta que el calentamiento del agua puede, a su vez, interaccionar con otros factores, generándose un impacto amplificado sobre los organismos. Recientemente se ha demostrado que la interacción entre el aumento de la temperatura del agua y la presencia de algas invasoras sobre las colonias del coral *C. caespitosa* incrementa significativamente las tasas de mortalidad (Kersting et al. 2015). Estos resultados son especialmente preocupantes teniendo en cuenta el gran alcance geográfico de ambos tipos de impacto y su creciente solapamiento.

También se han descrito posibles impactos económicos derivados de estas mortandades. El coralígeno, uno de los hábitats más impactados por el calentamiento, tiene un gran atractivo para el turismo de buceo y la desaparición de especies emblemáticas como las gorgonias

podría tener un grave impacto sobre esta actividad y la economía que sustenta (Rodrigues et al. 2015).

En otros grupos, también es significativo el impacto sobre la fanerógama *Posidonia oceanica* descrito durante las últimas décadas en el Parque Nacional de Cabrera, donde se documentó un incremento en la mortalidad de *P. oceanica* asociado al calentamiento del agua y, específicamente, a las anomalías térmicas de los veranos de 2003 y 2006 (Marbà y Duarte 2010). Estos autores muestran tasas de mortalidad (entre 2002 y 2007) que quintuplican las registradas en la década de los 90 y avisan de que el reclutamiento de la especie no será suficiente para compensar las pérdidas, especialmente frente a la ocurrencia de eventos extremos consecutivos o muy seguidos. También se registraron episodios de mortandad asociados a la temperatura en praderas de *P. oceanica* en Mallorca tras los veranos de 2001 y 2003 (Díaz-Almela et al. 2007). No obstante, estos incrementos de mortalidad no parecen generalizados, puesto que en otras áreas del Mediterráneo, como la costa catalana, la valenciana y la murciana, no han sido detectados o incluso se han detectado mejorías durante los mismos periodos (Guillen et al. 2013; Roca et al. 2015; Ruiz et al. *en prensa*). La serie más larga disponible de medidas de densidad de *P. oceanica*, que se remonta a 1984, no muestra cambios de tendencia recientes ni asociados al episodio de 2003 (Romero et al. 2012). Probablemente, tanto la intensidad de estos eventos como la vulnerabilidad de esta y otras especies de angiospermas marinas al incremento de la temperatura, tenga un componente regional importante. Experimentos recientes, realizados con poblaciones procedentes de regiones mediterráneas con regímenes térmicos muy diferentes apoyan esta hipótesis (J. M. Ruiz, com. pers.), pero este y otros muchos aspectos relacionados con la resiliencia de las praderas de angiospermas marinas deben ser todavía investigados en profundidad.

A partir de lo expuesto es reseñable que el calentamiento del agua está afectando a especies que son clave en algunos de los hábitats más emblemáticos y frágiles del Mediterráneo: el coralígeno y, en algunas regiones, las praderas de fanerógamas marinas. Cabe destacar que tras el verano de 2015, caracterizado por anomalías térmicas positivas, se ha detectado una mortandad generalizada de algas calcáreas en lugares separados por cientos de kilómetros (Cap de Creus, Islas Medes, Islas Columbretes). Este tipo de mortandad no había sido descrita previamente en el Mediterráneo, aunque sí en mares tropicales, y es especialmente preocupante teniendo en cuenta que las algas calcáreas son la base de muchas comunidades mediterráneas (Hereu y Kersting *enviado*).

Adicionalmente, debe tenerse en cuenta que en el Mediterráneo se han descrito otros episodios de mortandad de organismos bentónicos, que en principio no parecen estar determinados directamente por el cambio climático, aunque no puede descartarse que puedan estar influenciados por este de forma indirecta. En las costas españolas sería el caso de las mortandades de ciertos bivalvos como *Spondylus gaederopus*, *Arca noae* o *Barbatia barbata* (Kersting et al. 2006).

Algunas especies de cetáceos también se han visto afectadas por mortandades que podrían tener cierta relación con el cambio climático, como la sufrida por el delfín listado *Stenella coeruleoalba* en las costas españolas entre 1990 y 1992, producida por una infección vírica

posiblemente relacionada con el invierno anormalmente cálido y seco de 1989-90 (Aguilar y Raga 1993).

Región Marina de Canarias

En el área de Canarias se han registrado durante las últimas décadas dos importantes episodios de mortandad masiva de equinodermos. El primero de ellos se detectó en octubre de 2003 y afectó únicamente al erizo de mar *Paracentrotus lividus* (Girard et al. 2012). Los síntomas coincidieron con los de la enfermedad de la calva de los erizos de mar (Boudouresque et al. 1980), aunque no se aisló el patógeno. Las altas temperaturas registradas durante el verano de 2003, en coincidencia con un periodo inusual de calmas, favorecieron la prevalencia y la extensión del fenómeno de mortandad en la isla de Tenerife. Cabe subrayar que este evento coincidió con el importante episodio de mortandad ocurrido durante el mismo verano en el Mediterráneo y que afectó a una gran variedad de organismos (cf. sección anterior).

Recientemente también se han detectado mortandades en masa del erizo *Diadema africanum* en el área del Atlántico subtropical. En este caso, el agente causal fue la bacteria *Vibrio alginoliticus* y el episodio estuvo relacionado, nuevamente, con un aumento anormal de la temperatura en invierno (Clemente et al. 2014). Estos eventos, que afectan a especies clave, ponen de relieve los importantes cambios ecosistémicos que pueden llegar a derivarse del aumento de la temperatura.

3.2. Cambios en la distribución de especies

3.2.1. Cambios biogeográficos y batimétricos

Región Marina del Atlántico Peninsular

Son numerosos los trabajos desarrollados sobre esta temática en las costas del Atlántico peninsular. Existe una amplia evidencia de cambios biogeográficos asociados al cambio climático en numerosas especies, pero principalmente en macroalgas.

Muchos investigadores alertan sobre la disminución en la abundancia de macroalgas en esta zona. El declive es tal que han llegado a desaparecer sus bosques en muchos enclaves de la costa. Las especies afectadas son típicas de aguas templado-frías, como las fucales *Himanthalia elongata*, *Fucus serratus* y *Fucus vesiculosus*, las laminariales *Laminaria hyperborea* y *Laminaria ochroleuca*, la tilopteridial *Saccorhiza polyschides* o la gelidial *Gelidium corneum*.

El norte de la península ibérica supone el límite sur de muchas especies de macroalgas de sistemas templado-fríos. Durante las últimas décadas se han detectado cambios drásticos en la distribución geográfica de muchas de estas especies. De hecho, algunas prácticamente han desaparecido de la costa norte, como *H. elongata*, cuyo declive se ha producido de este a oeste (Duarte et al. 2013; Anadón et al. 2014). *Fucus serratus* también ha sufrido un claro retroceso de sus poblaciones hacia el oeste, donde parece mantener algunas poblaciones, aunque su desaparición ha sido comprobada ya en muchas zonas (Duarte et al. 2013; Anadón et al. 2014; R. M. Viejo, com. pers.) (Figs. 27 y 28). Estas especies han pasado de ser configuradoras de los horizontes intermareales a tener en la actualidad una presencia esporádica. El alga roja *Chondrus crispus* se encontraría en una situación similar dado que su biomasa se ha reducido a una cuarta parte durante las últimas décadas (Fernández y Anadón 2008). En algunas zonas estas especies están siendo sustituidas por otras de aguas más cálidas y ha aumentado notoriamente la abundancia de especies cespitosas y calcáreas articuladas (Fernández y Anadón 2008).



Figura 27. *Fucus serratus*. Autora: R. M. Viejo.



Figura 28. Plataforma rocosa en Oleiros (Asturias). La foto de la izquierda está tomada en 2004 y la de la derecha en 2014, se puede apreciar la desaparición de la cobertura de *Fucus spp* en la roca. Autora: R. M. Viejo.

En la costa central de Asturias se han detectado cambios en la abundancia de las especies dominantes en comunidades de fucales (*Pelvetia canaliculata*, *Fucus spiralis*, *F. vesiculosus*, *Ascophyllum nodosum*), así como cambios en la producción primaria, disminución del periodo de crecimiento y cambios en la fauna asociada a estas comunidades (Lamela et al. 2012). Estos autores asocian los cambios al aumento de la temperatura y a las modificaciones de la estacionalidad de los afloramientos, pero avisan que pueden existir otros factores no necesariamente ligados al cambio climático. También en Asturias se calcula que han desaparecido durante las últimas décadas unas 1400 ha de bosques de laminarias (*L. ochroleuca*), desaparición que también se asocia con el aumento de la temperatura del agua (Voerman et al. 2013). En relación con el declive de estas comunidades, en este último trabajo se ha constatado una disminución en las capturas de decápodos comerciales que viven en ellas y el paisaje ha pasado a estar dominado por especies algales de afinidades más cálidas y menos porte, perdiéndose por lo tanto estructura vertical en la comunidad.

En la costa vasca, Díez et al. (2012) señalan importantes cambios en la estructura de la vegetación submareal ocurridos en el periodo entre 1991 y 2008. Señalan el aumento de algas coralinas (*Corallina elongata*, *Jania rubens*, *Lithophyllum incrustans*); los cambios en los patrones de distribución de algas que aportan estructura a la comunidad (*G. corneum*, *Cystoseira baccata*); la desaparición de las laminariales y tilopteridales (*L. ochroleuca*, *S. polyschides*); el incremento de especies de aguas más cálidas y estructuralmente simples (e.g., *Aglaothamnion tenuissimum*, *Aphanocladia sichidiosa*) y el aumento en la riqueza y diversidad de especies, pero principalmente de aquellas que presentan morfologías simples. También indican que todos estos cambios han coincidido en el tiempo con el aumento de la temperatura superficial del agua durante las últimas 3 décadas, aunque no descartan la influencia de otros factores como los cambios en la transparencia del agua y la disponibilidad de nutrientes.

En los trabajos consultados se apunta repetidamente que el declive de muchas de estas poblaciones de algas en la costa norte se está produciendo de este a oeste. Como ejemplos, los de *H. elongata* o *F. serratus*, ya comentados, el de *F. vesiculosus*, que presenta poblaciones en declive en la costa vasca (Nicastro et al. 2013), o el de la tilopterid *S. polyschides*. En el caso de *S. polyschides* el declive está relacionado con un descenso drástico del reclutamiento de la especie, derivado de problemas en el desarrollo relacionados con el aumento de la temperatura (Fernández et al. 2011). Estos mismos autores también apuntan que los cambios en la estacionalidad y en la intensidad de los afloramientos, que han contribuido al aumento en el periodo de estratificación estival (Llope et al. 2007), pueden estar implicados en este declive dado que provocan una disminución de nitratos, que son esenciales para el desarrollo de las laminariales y tilopteridales. Ver figura 29 en relación con el declive de algunas especies pertenecientes a estos órdenes.

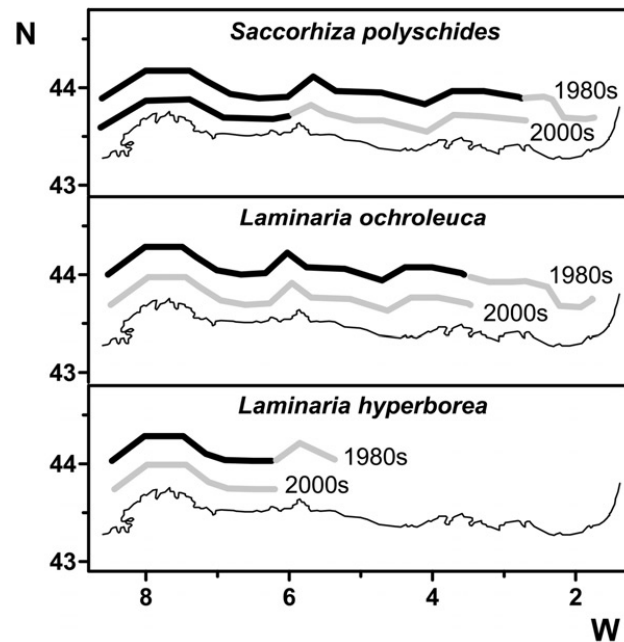


Figura 29. Distribución de laminariales y tilopteridales a lo largo de la costa norte de la península ibérica en las décadas de 1980 y 2000. Poblaciones densas en negro y poblaciones fragmentadas o individuos aislados en gris. Fuente: Fernández et al. (2011).

En general, el declive de estas poblaciones de algas está relacionado con los efectos negativos de los cambios ambientales sobre su fisiología y con la inhibición subsiguiente de su crecimiento. Martínez et al. (2012a) señalan como causas del declive de *F. serratus* en el mar Cantábrico las condiciones de estrés generadas por la radiación solar, el aumento de la temperatura y el descenso de la humedad. Y apuntan que la temperatura del mar en la zona está alcanzando el límite fisiológico de esta especie.

Si pasamos a una escala geográfica mayor, la contracción de los límites de distribución de algunas especies se observa en un eje latitudinal. En el caso de *F. vesiculosus* se ha detectado una contracción de más de 1200 km en su límite de distribución meridional, a lo largo del margen Atlántico, desde África hasta la península ibérica, que ha sido asociada al calentamiento y que ha provocado una gran pérdida genética para la especie (cf. apdo. 3.6) (Nicastro et al. 2013). No obstante, la generalización de que las especies de aguas templado-frías modificarán su rango de distribución en dirección a los polos debe aplicarse con cautela, como apuntan Lima et al. (2007) a partir de los resultados de un estudio realizado a lo largo de las costas de Portugal, en los que no se detectó un patrón claro y generalizado en estas especies. Pero en cambio, sí encontraron un patrón inequívoco en el caso de las especies de aguas más cálidas, que habían aumentado claramente su rango de distribución hacia el norte.

Debe tenerse en cuenta que muchos trabajos mencionan la existencia de otros factores implicados en estos procesos. Por ejemplo, Borja et al. (2013) señalan el aumento del oleaje en relación con el declive de *G. corneum* en la costa vasca. Aunque a escala regional los cambios observados están estrechamente ligados a cambios climáticos, estos autores añaden que los impactos locales derivados de la actividad humana (e.g., la contaminación y la explotación de recursos) disminuyen notablemente la resiliencia frente al cambio climático de las poblaciones afectadas.

En todos estos trabajos se recalca el gran impacto ecosistémico de la desaparición de estas macroalgas (fucales, laminariales, etc.), ya que tienen un importante papel estructural en sus comunidades, aportando complejidad espacial que favorece la biodiversidad.

Otro de los grupos en los que se han detectado claros cambios en su distribución son los peces. Se han notificado capturas de más de una decena de especies de aguas cálidas que están ampliando su límite norte de distribución (Bañón y Casas 1997; Bañón et al. 1997, 2002; Fernández-Cordeiro y Bañón 1997; Quero et al. 1998). Esta migración hacia el norte de las poblaciones de peces de afinidad subtropical también ha sido detectada en los estuarios atlánticos (Nicolas et al. 2011).

En el golfo de Bizkaia se ha observado, en términos generales, una tendencia hacia una mayor abundancia de las especies de peces que presentan rangos de distribución amplios, principalmente especies subtropicales, mientras que la abundancia de especies de aguas templadas y de las que tienen rangos de distribución menores ha sufrido un descenso continuo durante la última década del siglo XX y la primera del XXI (Poulard y Blanchard 2005). En este último trabajo se alerta sobre la posibilidad de que el cambio climático esté relacionado al menos con una parte de los cambios detectados, los cuales también pueden haberse visto amplificados por la pesca.

La distribución de la puesta del stock de la caballa *Scomber scombrus* en el noreste atlántico se ha desplazado hacia el norte en las últimas tres décadas (Beare y Reid 2002) en respuesta al calentamiento global del mar en esa área (Hughes et al. 2014; Bruge et al. *enviado*). Hughes et al. (2014) estimaron un desplazamiento hacia el norte de 37,7 km por °C de calentamiento durante el periodo 1977 - 2010, similar al estimado de ~28,0 km °C⁻¹ desde 1992 a 2013 por Bruge et al. (*enviado*).

Igualmente, este tipo de cambios asociados a la temperatura del agua han sido detectados a nivel planctónico, como los desplazamientos latitudinales del zooplancton en el Atlántico noreste (Beaugrand et al. 2002), y en algunas especies de poliquetos (Berke et al. 2010). En zooplancton, por ejemplo, se ha estimado un desplazamiento hacia el norte de *Calanus finmarchicus* de 17 km por década en el Atlántico noreste desde 1960 al 2004; siendo esta velocidad similar a la estimada para su nicho térmico (Chust et al. 2014b).

Región Marina del Mediterráneo

En el mar Mediterráneo el calentamiento podría forzar la homogeneización de la biota, rompiendo con las actuales entidades biogeográficas (Lejeusne et al. 2010). Este fenómeno estaría asociado mayoritariamente a la expansión de especies de aguas más cálidas (Boero et al. 2008).

Un claro ejemplo de cambio biogeográfico en una especie de aguas cálidas es el de la alacha *Sardinella aurita*. Este pez pelágico se ha visto favorecido por el calentamiento (Fig. 30) y ha ampliado su rango de distribución hacia el norte en coincidencia con el aumento de la temperatura del agua, llegando a reproducirse en zonas en las que no estaba presente hace

20 años. El límite norte de distribución de la alacha se describía en 1950 en Baleares (latitud 40° N) y en la actualidad se sitúa más allá de L'Escala (latitud 42° N) (Sabatés et al. 2006). Los investigadores no descartan la existencia de otros factores que puedan haber favorecido estos cambios, como el declive de las poblaciones de otros peces pelágicos como la sardina *Sardina pilchardus* o la anchoa *Engraulis encrasicolus*. En el caso de estas últimas especies, se ha demostrado que existe una clara relación entre las fluctuaciones climáticas y su desarrollo. Martín et al. (2012) muestran la relación existente entre su producción y la Oscilación del Mediterráneo Occidental (i.e., índice climático regional, WeMO). Las fases positivas de la WeMO, asociadas a una disminución de la temperatura superficial del agua y un aumento del aporte de agua fluvial, se traducen en una producción de sardina y anchoa por encima de la media. Mientras que en las fases negativas, caracterizadas por un aumento de la temperatura del agua superficial y una reducción del aporte de los ríos, las condiciones ambientales son desfavorables para la producción biológica en general en el Mediterráneo noroccidental, produciéndose una disminución en la supervivencia, crecimiento y reproducción de estas especies.

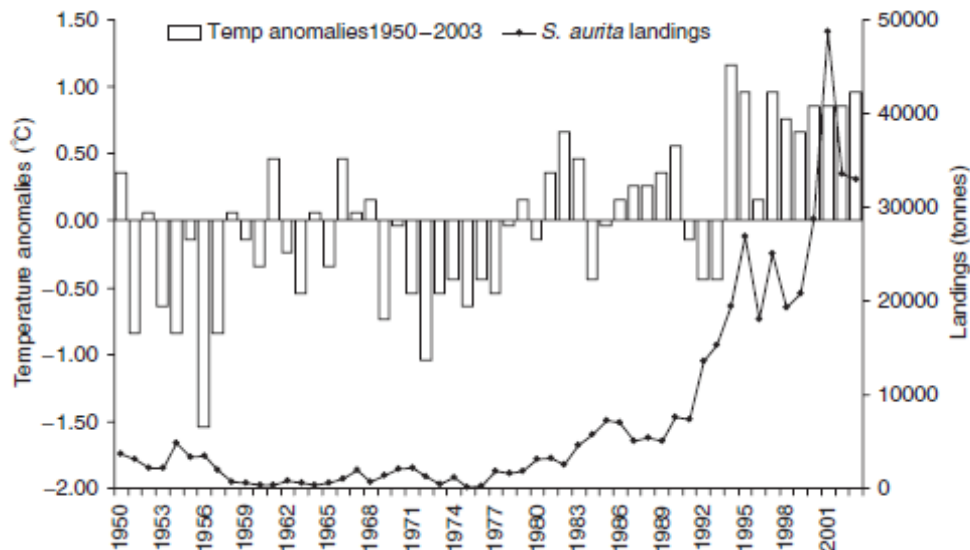


Figura 30. Capturas de alacha *Sardinella aurita* y anomalías térmicas en el Mediterráneo occidental. Fuente: Sabatés et al. (2006).

También la macarela real *Caranx rhonchus*, el sargo real *Diplodus cervinus cervinus* y el galán o raor *Xyrichtys novacula*, que en el pasado tenían una presencia esporádica en Cataluña, se reproducen ahora en esta zona (cf. información sobre este y otros casos en Lloret et al. 2015; Raya y Sabatés 2015). El calentamiento del agua también parece estar relacionado con la expansión hacia el norte del golfás o tallahams *Pomatomus saltatrix* (Sabatés et al. 2012; Villegas-Hernández et al. 2015) y la bicuda *Sphyræna viridensis* (Villegas-Hernández et al. 2014). Otro ejemplo es el del pez *Thalassoma pavo*, también propio de aguas cálidas y que ha aumentado su distribución hacia el norte por la costa española (cf. información sobre este y otros casos recopilada en Calvo et al. 2011).

Por otra parte están los peces de aguas más frías, que han contraído su área de distribución o que han desaparecido de las pescas profesionales en el Mediterráneo. La maruca *Molva*

molva y el espadín *Sprattus sprattus* son buenos ejemplos de esta situación (Lloret et al. 2015). Sin embargo, el espadín parece estar recuperándose durante la década de 2010, lo que muestra que algunas especies de aguas frías podrían presentar cierta resiliencia al aumento de temperatura del agua, contrayendo su rango de distribución cuando las condiciones ambientales son adversas y expandiéndolo de nuevo cuando las condiciones mejoran (Lloret et al. 2015).

Respecto a otros grupos, se ha propuesto que la rápida expansión hacia el norte a lo largo de las costas del Mediterráneo español del coral *Oculina patagonica* también podría haberse visto favorecida, en parte, por el aumento de la temperatura y por la presencia de estructuras artificiales (e.g., espigones) que habrían favorecido su asentamiento (Serrano et al. 2013).

En el caso del Mediterráneo también deben ser considerados los cambios en la distribución vertical provocados por las mortandades masivas ya descritas. Existen evidencias de la contracción del límite superior de distribución en varias especies de invertebrados sésiles, proceso que se relaciona con la mayor influencia del calentamiento a menor profundidad. Un claro ejemplo es el del coral *Cladocora caespitosa* en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, donde los episodios recurrentes de mortandad han forzado un cambio batimétrico en su distribución debido a la completa desaparición de las colonias que se encontraban a menor profundidad (Kersting et al. 2013). También la gorgonia roja *Paramuricea clavata*, otra de las especies fuertemente impactada por las mortandades, ha sufrido una importante contracción en su límite superior de distribución en algunas zonas como Columbretes y Cabrera (Linares et al. 2010, 2014). En las zonas más cálidas del Mediterráneo español algunas especies cuya distribución alcanzaba aguas superficiales, como la ascidia *Halocynthia papillosa* y el briozoo *Myriapora truncata*, se distribuyen en la actualidad por debajo de la profundidad de la termoclina estival (J. Templado, obs. pers.).

Región Marina de Canarias

También en el caso de Canarias los peces son uno de los grupos que presenta cambios de distribución más marcados en relación con la modificación de las condiciones ambientales. Se calcula que el 80 % de los avistamientos de nuevas especies de peces litorales en las islas Canarias ente 1991 y 2005 corresponden a especies de afinidad tropical (Brito et al. 2005). Algunas de estas especies tropicales tienen presencia esporádica pero otras, como *Canthidermis sufflamen*, *Caranx crysos* o *Grantholepis thomsoni*, tienen en la actualidad poblaciones estables en el archipiélago (Brito et al. 2005, Brito 2008). Cabe destacar que entre estas, el gallo aplomado *C. sufflamen* (Fig. 31) constituye en la actualidad un importante recurso pesquero en las islas occidentales y es depredador del erizo *Diadema africanum*, cuyas poblaciones constituyen en la actualidad una verdadera plaga (Brito 2008; Clemente 2008).



Figura 31. Gallo aplomado *Canthidermis sufflamen* y el erizo *Diadema africanum* sobre fondo cubierto por el alga *Lobophora variegata*. Autor: J. C. Hernández.

Es importante señalar el declive en Canarias de la sardina *Sardina pilchardus* y su sustitución por la alacha *Sardinella aurita*, de forma similar a lo ocurrido en el Mediterráneo y también asociado al aumento de la temperatura del agua (Alheit et al. 2014).

Muchas especies nativas de peces de afinidad tropical han experimentado un crecimiento poblacional bajo las nuevas circunstancias climáticas, como la vieja *Sparisoma cretense*, la calufa *Heteropriacanthus cruentatus*, el gallo azul *Aluterus scriptus* o el pejetrompeta *Aulostomus strigosus*. Otras especies como el peto *Acanthocybium solandri*, que empezaron su expansión en las islas más cálidas, han ampliado su distribución hacia las islas orientales, más frías, en coincidencia con el calentamiento. Mientras que, las especies de origen templado, como *Coris julis*, *Sciaena umbra* y *Labrus bergylta*, han experimentado un retroceso, especialmente en las islas occidentales, aunque no es descartable cierta influencia de la sobrepesca en esta situación. Por último, cabe mencionar la presencia relativamente reciente del tiburón ballena *Rhincodon typus*, que también ha sido relacionada con el calentamiento del agua (Brito 2008).

Es reseñable que durante episodios bruscos de calentamiento, como el de 2004, han aparecido por primera vez en Canarias una tortuga (*Lepidochelys olivacea*) y un cetáceo

(*Stenella longirostris*) tropicales, aunque su presencia parece limitada al episodio citado (Brito 2008).

Los invertebrados se han visto igualmente afectados, siguiendo patrones similares, por ejemplo, el molusco *Micromelo undata*, no conocido en Canarias antes de los 90 y que en la actualidad es frecuente en los charcos intermareales, sobretodo en Tenerife (Brito 2008). También se ha descrito la presencia de un hidrocoral tropical (*Millepora sp.*), que probablemente inició su reciente colonización en concordancia con el aumento progresivo de la temperatura del agua, además del episodio puntual de temperaturas extremas del verano de 2004 (Clemente et al. 2011; López et al. 2015). Otro cnidario de afinidad tropical, *Dendrophyllia laboreli*, también parece estar aumentando su presencia en las islas en relación con el aumento de la temperatura del agua (Ocaña et al. 2011).

También las algas han seguido este proceso de tropicalización y de regresión de ciertas especies de afinidad templada. Se han visto particularmente afectadas las praderas de macroalgas del género *Cystoseira*, concretamente la especie *Cystoseira abies-marina* en las islas occidentales y *Cystoseira mauritanica* en las más orientales. Se trata de especies de aguas templadas que crean extensas formaciones, constituyendo un paisaje submarino característico de Canarias (Brito 2008). En la actualidad se está llevando a cabo una revisión de los datos históricos de *Cystoseira abies-marina* y *Gelidium canariense*, mediante la que se ha confirmado la regresión de las poblaciones de estas especies, que aunque aún se está estudiando, podría estar relacionada con el calentamiento, entre otras causas (M. Sansón, com. pers.). Una vez más estos declives no se asocian únicamente al calentamiento, sino que probablemente se han visto favorecidos también por otros impactos, como la plaga del erizo *D. africanum* o la contaminación. Asimismo, es alarmante la regresión y extinción en algunas localidades del alga intermareal *Fucus guiryi*, contrastada en base a la larga serie de datos del herbario de la Universidad de La Laguna (Riera et al. 2015).

En el caso de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* la regresión de sus poblaciones está ya contrastada (Fabbri et al 2015) y también podría estar relacionada con el incremento continuado de la temperatura del agua.

3.2.2. Especies alóctonas

Aunque la introducción de especies exóticas no está directamente asociada al cambio climático, sino a vectores de introducción como el transporte marítimo, la acuicultura, o los canales (e.g., Canal de Suez), en algunos casos los efectos del cambio climático sobre el medio y el ecosistema pueden favorecer los procesos de invasión. El cambio climático está modificando los patrones de corrientes, influyendo en los mecanismos de dispersión de muchas de estas especies, y los cambios en la temperatura y en el pH, por ejemplo, están generando nuevas condiciones ambientales que pueden favorecer la competitividad de las nuevas especies frente a las autóctonas (Bianchi 2007; Occhipinti-Ambrogi 2007). Por otra parte, las especies introducidas que llegan a invadir los ecosistemas, poseen generalmente

rangos latitudinales de distribución mayores que las especies nativas, lo que indica que podrían ser mucho más tolerantes a un amplio rango de condiciones ambientales (Bates et al. 2013).

Región Marina del Atlántico Peninsular

Las invasiones pueden verse favorecidas indirectamente por las alteraciones que el cambio climático está provocando en muchas comunidades. El descenso en la abundancia o la desaparición de ciertas especies clave puede favorecer la invasión por especies introducidas. Por ejemplo, en algunos enclaves de la costa atlántica se ha detectado un aumento significativo del alga exótica *Asparagopsis armata* (Fig. 32), que podría estar asociado a la desaparición de ciertos bosques de algas (Díez et al. 2012; Voerman et al. 2013).

La alteración en las interacciones depredador-presa como consecuencia de cambios ambientales podría favorecer o perjudicar a diversas especies invasoras (Gestoso et al. 2014, 2015). Por ejemplo, se ha demostrado experimentalmente que la alteración del comportamiento depredador del gasterópodo *Nucella lapillus*, como consecuencia de un incremento de la temperatura del agua, podría ayudar a contener la expansión del mejillón invasor *Xenostrobus securis* (Fig. 32) en las Rías Baixas (Gestoso et al. 2015).

Asimismo, los cambios ambientales asociados al cambio climático pueden favorecer el éxito invasor de determinadas especies introducidas, como se ha comprobado recientemente en un experimento de laboratorio, en el que se observó que el incremento de temperatura y CO₂ en el agua puede alterar el potencial invasor del alga parda *Sargassum muticum* en diferentes puntos de su ciclo vital (Vaz-Pinto et al. 2013).

Por otro lado, las especies introducidas también pueden alterar la respuesta de la comunidad receptora al cambio climático. Por ejemplo, las comunidades algales de las charcas intermareales de la zona costera atlántica que han sido invadidas por *S. muticum* podrían ser más resistentes al incremento de la temperatura y CO₂ asociado al cambio climático (Olabarria et al. 2013).



Figura 32. El alga *Asparagopsis armata* (izquierda) y el mejillón *Xenostrobus securis* (derecha). Autores: E. Ballesteros (izquierda) y C. Olabarria (derecha).

Región Marina del Mediterráneo

Una vez que una especie de aguas cálidas es introducida en el ecosistema el calentamiento progresivo del agua puede facilitar su establecimiento y desarrollo, pudiendo llegar a convertirse en invasora. Podría ser el caso de algunas algas introducidas en el Mediterráneo, entre ellas el alga roja *Lophocladia lallemandii* (Fig. 33). Se trata de un alga tropical originaria del Indo-Pacífico, que fue introducida en el Mediterráneo a través del Canal de Suez y que en la actualidad se distribuye por la mayoría de costas de este mar. Este alga está modificando significativamente el paisaje submarino en los fondos someros de la costa mediterránea española (Cebrian y Ballesteros 2007, 2010; Kersting et al. 2014a) (Figs. 33 y 34). De forma similar, la temperatura también ha sido propuesta como catalizadora del éxito invasor del alga *Caulerpa cylindracea* (Fig. 33) en el Mediterráneo (Occhipinti-Ambrogi 2007). De hecho, un estudio reciente muestra como el calentamiento del agua favorece fisiológicamente a estas dos especies a corto plazo (Samperio-Ramos et al. 2015). A falta de comprobar como estos resultados experimentales se traducen en la abundancia, distribución y dispersión de estas especies en sistemas naturales, parece que un aumento de temperatura no solo puede favorecer las tasas de crecimiento, sino que también podría ampliar la temporada anual de crecimiento y dispersión. No obstante, en zonas del sureste peninsular, como la Región de Murcia, donde se superan los 27 °C durante los veranos más cálidos, *C. cylindracea* no solo no ha visto favorecida su dispersión, sino que las altas temperaturas parecen incluso afectar negativamente a su abundancia (Bernardeau-Esteller 2015; J. M. Ruiz, com. pers.). Asimismo, el aumento progresivo de la temperatura del agua también podría frenar la invasión de especies que presentan afinidad por aguas más templadas, como por ejemplo el alga *Wormersleyella setacea* (Cebrian y Rodríguez-Prieto 2012).

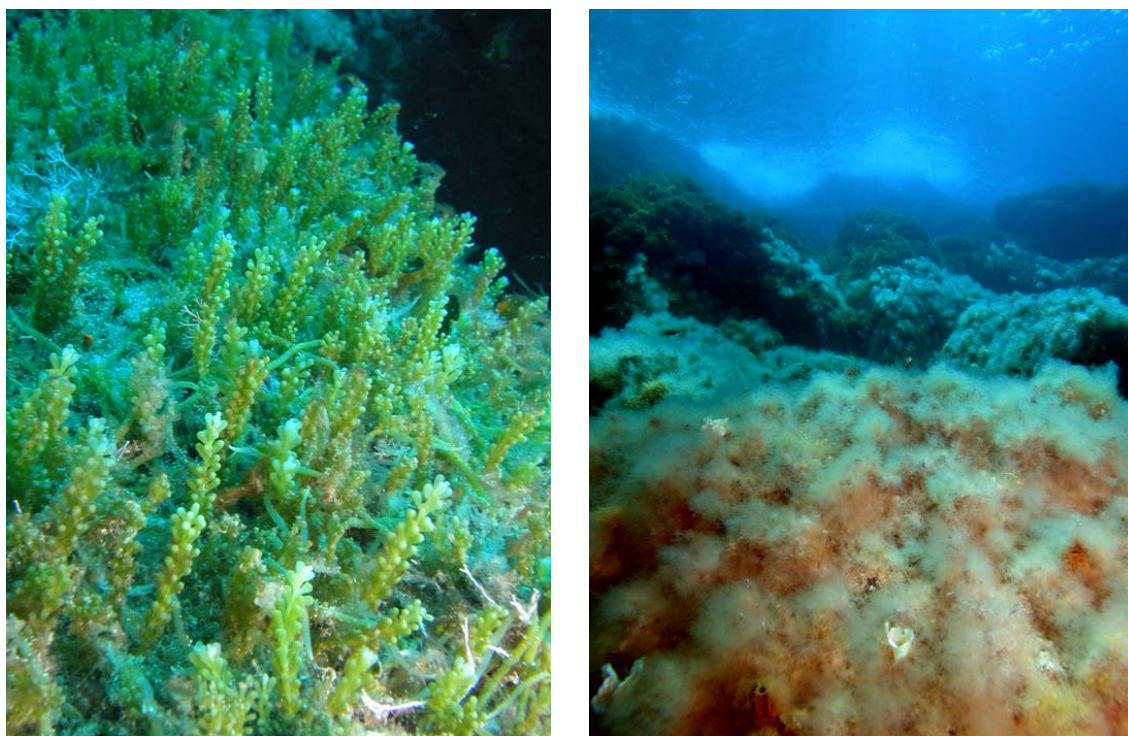


Figura 33. Las algas *Caulerpa cylindracea* (izquierda) y *Lophocladia lallemandii* (derecha). Autor: D. K. Kersting.



Figura 34. Paisaje dominado por *Lophocladia lallemandii*, Islas Columbretes. Autor: D. K. Kersting.

Teniendo en cuenta las distintas respuestas que presentan las algas a la acidificación (cf. aptdo. 3.7), se ha teorizado que el descenso en el pH podría favorecer el establecimiento y expansión de determinadas especies de algas invasoras en el Mediterráneo (Porzio et al. 2011).

Las invasiones pueden provocar que las comunidades autóctonas sean menos resilientes al cambio climático, por ejemplo, provocando una reducción en el reclutamiento y supervivencia de juveniles (Cebrian et al. 2012; Linares et al. 2012) o amplificando ciertos impactos derivados del calentamiento del agua (Kersting et al. 2015).

Cabe subrayar que las especies introducidas también pueden verse favorecidas por el conjunto de presiones antropogénicas que afectan a los ecosistemas marinos junto con el cambio climático (e.g., sobrepesca, eutrofización, pérdida de hábitat, contaminación; Occhipinti-Ambrogi & Savini 2003).

Región Marina de Canarias

El alga *Caulerpa cylindracea*, ya mencionada para el Mediterráneo, está presente en Canarias desde finales de los 90 (Verlaque et al. 2004; Riera et al. 2014). Mientras que otra alga introducida, *Pseudotetraspora marina* (Fig. 35), ha modificado las comunidades someras canarias con una influencia creciente de este a oeste, siguiendo el gradiente térmico existente en el archipiélago y en coincidencia con el progresivo aumento de temperatura registrado en las islas (Sangil et al. 2012).



Figura 35. Fondo con *Pseudotetraspora marina* en La Palma. Autor: C. Sangil.

3.3. Cambios en la abundancia de especies clave

Este apartado enlaza con los apartados anteriores, ya que las mortandades masivas y los cambios en la distribución afectan directamente a la abundancia de ciertas especies de especial importancia para el ecosistema.

Región Marina del Atlántico Peninsular

El impacto sobre las comunidades de macroalgas en la costa atlántica norte descrito previamente (cf. aptdo. 3.2.1), ha producido importantes cambios en las abundancias de especies clave, cuando no su completa desaparición. Así, se han visto especialmente afectadas las especies que estructuran el ecosistema, como las ya mencionadas fucales (*Fucus serratus*, *F. vesiculosus*), laminariales (*Laminaria hyperborea*, *L. ochroleuca*) o tilopteridales (*Saccorhiza polyschides*), por lo que los efectos derivados sobre las comunidades son significativos. Por ejemplo, la pérdida de la especie intermareal *F. serratus* podría provocar alteración en la estructura y un acortamiento de la red trófica en comunidades bentónicas de hábitats intermareales rocosos del norte peninsular (Duarte et al. 2015). La magnitud de estos cambios y la preocupación de la comunidad científica ha quedado de manifiesto en el trabajo presentado recientemente por Anadón et al. (2014).

Región Marina del Mediterráneo

En el Mediterráneo las mortandades ocurridas desde 1999 hasta la actualidad han tenido un impacto notable en la abundancia de especies clave y emblemáticas, como las gorgonias y corales mediterráneos (cf. aptdo. 3.1).

Los cambios en la distribución de peces descritos previamente han coincidido, en la mayoría de los casos, con cambios de abundancia detectables a través de la pesca profesional. En el ya mencionado caso de la alacha *Sardinella aurita*, existe una relación significativa entre su abundancia y el calentamiento, ya que el reclutamiento de esta especie depende en gran medida de la temperatura del agua, que influye notablemente en la maduración gonadal y en el desarrollo de los huevos y las larvas (Sabatés et al. 2006; Maynou et al. 2013). De forma similar, se ha detectado, principalmente a través de la información de pesquerías, el aumento y la disminución en la abundancia de otras especies peces de aguas cálidas y frías, respectivamente (Lloret et al. 2015) (Fig. 36).

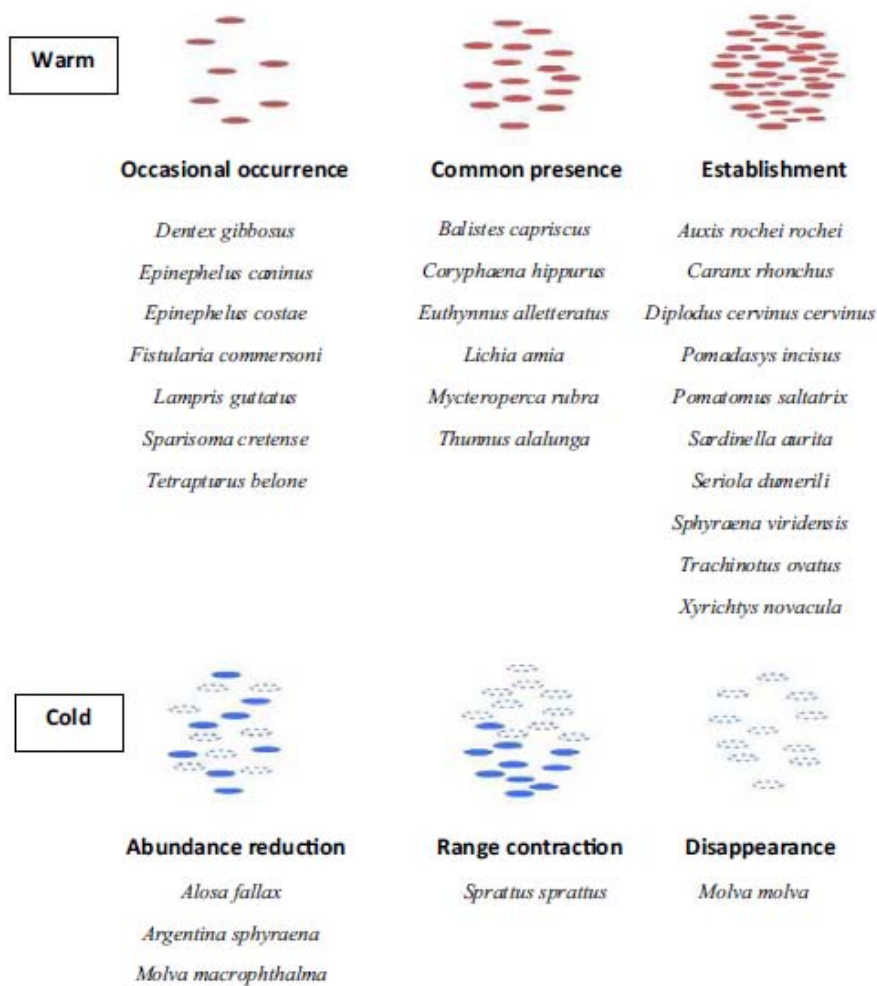


Figura 36. Cambios en la abundancia y la presencia de especies de peces con afinidad por aguas cálidas (arriba) y frías (abajo) en el mar Catalán. Fuente: Lloret et al. (2015).

Otro ejemplo de posibles efectos sobre la abundancia de una especie clave es el de *Posidonia oceanica*, fanerógama formadora de uno de los hábitats característicos del Mediterráneo. Algunos autores afirman que entre 1960 y la actualidad se podría haber perdido entre el 13 y el 38 % del área ocupada previamente por esta especie, mientras que desde 1990 la densidad de haces en las praderas podría haber disminuido un 50 % de media (Marbà et al. 2014). Esta tendencia solo se ha observado en algunas zonas del Mediterráneo, mientras que en otras se han observado tendencias contrarias (Guillen et al. 2013; Roca et al. 2015). Seguimientos a largo plazo (Romero et al. 2012) muestran valores de densidad más o menos estables en el tiempo en los últimos 30 años en las islas Medes, mientras que el seguimiento de los límites profundos en una serie de estaciones de la costa catalana durante los últimos 15 años muestran, en su conjunto, retrocesos modestos (Romero et al. *en prensa*). Hay que tener en cuenta también que las pérdidas son consecuencia de toda una serie de impactos, entre los que se encuentra el cambio climático, pero también otros como la contaminación, la eutrofia, las especies invasoras o la pesca de arrastre. De hecho, en las regiones más cálidas del este peninsular (Comunidad Valenciana y Región de Murcia), se han detectado pérdidas de pradera de *P. oceanica* similares a las indicadas por Marbà et al.

(2014) en el mismo periodo de tiempo y, sin embargo, no parecen estar asociadas al cambio climático (Guillén et al. *en prensa*; Ruiz et al. *en prensa*).

Región Marina de Canarias

Las poblaciones del erizo *Diadema africanum* (Fig. 37) se están viendo favorecidas por el calentamiento del agua y la sobrepesca de sus depredadores. Se ha comprobado que el aumento de la temperatura tiene efectos positivos sobre el reclutamiento y la supervivencia de los juveniles de esta especie (Hernández et al. 2010). Cuando está presente en altas densidades, este eficaz herbívoro es el responsable de la desaparición de las algas en amplias zonas rocosas en Canarias, dando lugar a los conocidos blanquiales y actuando, por lo tanto, como una pieza clave en los fondos someros canarios. Pero también debe tenerse en cuenta que recientemente el aumento de la temperatura ha desencadenado, a su vez, mortandades masivas en este erizo, originadas por una epidemia de origen bacteriano (Clemente et al. 2014).

Los cambios ya mencionados en las poblaciones de peces comerciales (*Sardina pilchardus* y *Sardinella aurita*) coinciden, a su vez, con cambios de abundancia en estas especies.

En cuanto a las comunidades algales, se han detectado cambios que podrían estar asociados a episodios de calentamiento del agua. Algunos de estos cambios han sido provocados por especies de algas efímeras, que se caracterizan por su gran capacidad colonizadora oportunista y un amplio rango de tolerancia térmica. El aumento en la cobertura del alga introducida *Pseudotetraspora marina* y de las cianofíceas *Blennothrix lyngbyacea* y *Schizothrix mexicana* ha producido cambios notables en las comunidades algales someras dominadas por la dictiotal *Lobophora variegata*, en coincidencia con el calentamiento del agua (Sangil et al. 2012).



Figura 37. Detalle del erizo *Diadema africanum* y blanquial. Autor: J. C. Hernández.

3.4. Producción primaria y secundaria

El fitoplancton es el responsable de la mayor parte de la producción primaria en el mar y el plancton en general es la base de la cadena trófica en el ecosistema pelágico. El fitoplancton interviene en los ciclos de los principales elementos en el océano y en los intercambios de materia entre el océano y la atmósfera (Falkowski et al. 1998). Por lo tanto, no es posible entender los efectos del cambio climático en el ecosistema pelágico sin entender sus efectos sobre los organismos planctónicos.

Región Marina del Atlántico Peninsular

A pesar del calentamiento progresivo del agua durante las últimas décadas, la biomasa y la producción primaria del Atlántico noribérico no presenta una tendencia interanual uniforme. Las series de observaciones del Instituto Español de Oceanografía indican que no han existido cambios importantes desde 1958 en aguas oceánicas y desde 1990 en aguas costeras (Fig. 38). Las correlaciones con factores climáticos y oceanográficos no permiten deducir que estos tengan un efecto inmediato, directo y generalizado sobre la biomasa y la producción, ni tampoco que estos efectos se produzcan por el aumento de la estratificación térmica, ni la disminución de la intensidad en los afloramientos. Aunque existen diferencias locales atribuibles a distintos grados de influencia del afloramiento costero, que permite mayor biomasa y producción en Galicia que en el mar Cantábrico. Los autores señalan que las comunidades de fitoplancton presentes en zonas de afloramiento parecen ser menos sensibles a los cambios en el clima dado que están más adaptadas a una mayor frecuencia de perturbaciones (cf. información revisada en Bode et al. 2011, 2012, 2015).

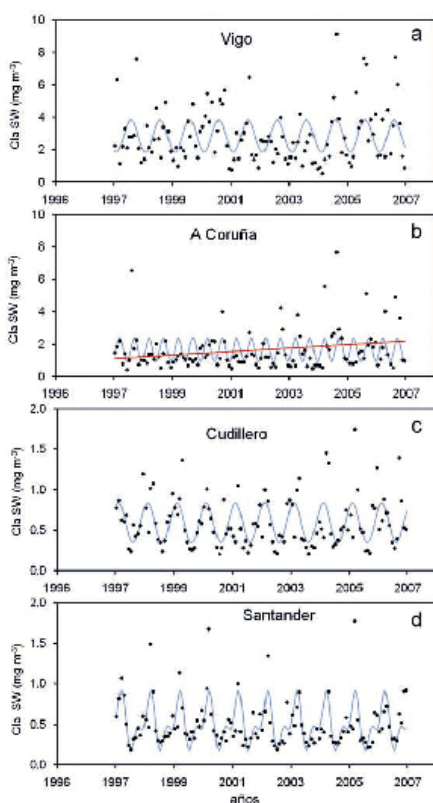


Figura 38. Variación temporal de la clorofila-a en aguas superficiales frente a las costas de Vigo, A Coruña, Cudillero y Santander. Fuente: Bode et al. (2012).

Sin embargo, a escala regional sí que se han encontrado tendencias que podrían asociarse al cambio climático, aunque con variaciones de un lugar a otro. Así, según algunos autores, en Galicia se ha detectado un descenso de la producción neta de un 52 % en la plataforma y de un 13 % en las rías durante los últimos 40 años (Castro et al. 2009). Tal descenso se asocia a la menor duración e intensidad de los episodios de vientos de componente norte, responsables de los procesos de afloramiento en la costa gallega y, por consiguiente, de la fertilización tanto en la plataforma como en las rías. El efecto sobre la productividad es distinto entre la plataforma y en las rías dado a que estas últimas reciben más nutrientes de los que pueden procesar, mientras que en la plataforma existe limitación. En las rías la atenuación de los vientos hace aumentar el tiempo de renovación del agua, de modo que el fitoplancton dispone de más tiempo para poder utilizar de forma más eficiente los nutrientes (Castro et al. 2009). El debilitamiento del afloramiento en Galicia (cf. aptdo. 2.4) ha ralentizado la circulación residual que introduce nutrientes en la capa eufótica y ha hecho aumentar la estabilidad de la columna de agua. La disminución asociada de los niveles de nutrientes ha sido compensada por el aumento de la remineralización de la materia orgánica. Estos procesos han modificado la comunidad fitoplanctónica, con un incremento en el porcentaje de dinoflagelados y de las diatomeas *Pseudonitzschia spp.* y una reducción generalizada de otros géneros de diatomeas, circunstancias que favorecen la ocurrencia de mareas tóxicas, con el impacto subsiguiente sobre la pesca, el marisqueo y la acuicultura (Pérez et al. 2010). Sin embargo, en algunos puntos de la costa gallega se han detectado tendencias positivas en la producción primaria, como en las aguas de A Coruña, dónde el afloramiento es intenso y no ha habido cambios en la estratificación (Valdés et al. 2007).

Frente a la costa asturiana también se ha detectado una bajada de la producción primaria durante la última década, probablemente asociada a la disminución de algunos nutrientes relacionada con un aumento en la estratificación de la columna de agua (Llope et al. 2007; Valdés et al. 2007). En el País Vasco se ha registrado un ligero descenso de la clorofila-a en superficie entre 1986 y 2008 (Fig. 39), que se asocia al aumento de la temperatura y la estratificación del agua (Revilla et al. 2010). Sin embargo, durante el mismo periodo la clorofila-a ha aumentado en la columna de agua, hasta 100 m de profundidad, debido a que el máximo de clorofila descendió desde 10 m de profundidad en 1986 a 30 m en la década del 2000, lo que explicaría las tendencias opuestas de la clorofila en superficie y en la columna (Chust et al. 2011).

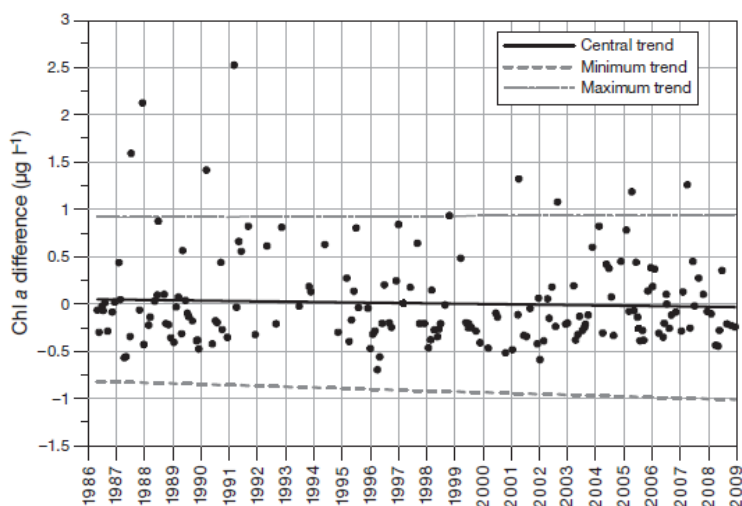


Figura 39. Variación temporal de clorofila-a en aguas superficiales del sureste del golfo de Bizkaia. Fuente: Chust et al. (2011).

Por otra parte, en los muestreos que se realizan entre el Reino Unido y Galicia desde 1957 (*Continuous Plankton Recorder Survey Line*, CPR) se ha encontrado una tendencia a largo plazo hacia el aumento de la productividad primaria en aguas oceánicas (Edwards et al. 2009).

En el caso del zooplancton no se ha concluido que el aumento en la productividad primaria detectado en algunas zonas se haya transferido a los niveles tróficos superiores. Los datos del CPR muestran que la concentración de zooplancton se ha mantenido estable o incluso ha disminuido (Edwards et al. 2009), como también se ha observado en las series costeras donde por otra parte sí se ha apreciado una disminución de la producción primaria (Valdés et al 2007).

El cambio climático ha influido sobre la distribución de las especies que forman el zooplancton, con un desplazamiento hacia el norte de especies características de aguas más calientes. Especies termófilas y oportunistas como *Temora stylifera* o *Centropages chierchiae* se ven beneficiadas por el calentamiento del agua, mientras que especies características de aguas frías y, en el caso del fitoplancton, los "blooms" de especies de mayor tamaño, están en clara desventaja (Beaugrand et al. 2002; Valdés et al. 2007).

Región Marina del Mediterráneo

La mayoría de series históricas de fitoplancton en el Mediterráneo corresponden a zonas costeras y, por lo tanto, están influidas por alteraciones antropogénicas (e.g., contaminación, eutrofización) capaces de afectar notablemente el desarrollo del fitoplancton. Discernir los efectos de estos impactos de los originados por el cambio climático es una tarea difícil. Por ejemplo, entre los años 70 y 90 del siglo pasado se detectó un aumento en la biomasa de fitoplancton frente a las costas catalanas, que fue atribuido al aumento de nutrientes en la costa relacionado con el crecimiento de la población humana (Duarte et al. 1999). De hecho, los modelos detectan la influencia de los cambios en la calidad de las aguas fluviales (aumento de nutrientes) en la productividad en el medio marino mediterráneo durante los últimos 50 años (Macías et al. 2014a).

Los datos de la estación DYFAMED (Villefranche-sur-Mer, Mar Lígur) constituyen la única serie temporal en mar abierto que existe en el Mediterráneo occidental. Dicha serie muestra un aumento en la biomasa de fitoplancton durante la década de 1990 que podría estar asociado a la prolongación del periodo productivo en esta zona, debido al aumento en la estratificación ya mencionado anteriormente (Marty et al. 2002). En este caso la estratificación permite que el fitoplancton pueda permanecer más tiempo en zonas iluminadas y con nutrientes. Sin embargo, más al sur, donde las aguas están menos mezcladas que en el Mar Lígur, como a lo largo de la mayor parte de la costa española, la estratificación del agua durante largos periodos de tiempo provoca el agotamiento de los nutrientes y reduce la productividad anual (cf. información revisada en Calvo et al. 2011).

Los datos obtenidos en la bahía de Blanes en las décadas de 1950 y 1960 por Margalef (1964) y los más recientes de Scharek et al. (2007) muestran que no ha habido grandes cambios en

la composición de los grupos de fitoplancton de mayor tamaño (diatomeas formadoras de cadenas y los dinoflagelados). Sin embargo, esta apariencia de estabilidad en los grupos dominantes no permite descartar posibles cambios en el fitoplancton de menor tamaño o en la distribución de tallas de toda la comunidad (Calvo et al. 2011).

El cambio climático tiene efectos directos sobre el metabolismo de la comunidad planctónica, ya que el aumento de la temperatura acelera las tasas de respiración en mayor medida que las fotosintéticas y, por lo tanto, favorece la heterotrofia y la producción de CO₂. El cambio climático en el Mediterráneo occidental y sus consecuencias sobre la hidrografía de la cuenca parecen estar detrás del descenso observado en la exportación de carbono orgánico por sedimentación (Marty et al. 2002). Esto supone un mayor reciclaje de la materia orgánica a través de la respiración a poca profundidad, acentuándose así indirectamente los procesos heterotróficos en superficie y reduciéndose la capacidad de absorción de CO₂ del sistema en su conjunto. Además, como la solubilidad del CO₂ disminuye con la temperatura, todo apunta hacia un mar con menor capacidad para atrapar CO₂ atmosférico (Calvo et al. 2011).

Se incluyen en este apartado los "blooms" de microalgas tóxicas del género *Ostreopsis*. Aunque la relación de este fenómeno con el cambio climático es controvertida, sus efectos a nivel ecológico y sobre la salud de las personas son tales que debe aparecer recopilado en el presente trabajo. Durante los "blooms" la mayor parte de la biomasa de *Ostreopsis* parece encontrarse en el bentos, aunque parte de estas células pueden pasar al plancton debido en gran parte a fenómenos de resuspensión (Mangialajo et al. 2011). En el caso del Mediterráneo noroccidental las tendencias generales muestran una mayor abundancia de *Ostreopsis* a mitad del verano. La temperatura del agua no parece ser un factor primario, pero sí lo es, en muchas ocasiones, la situación geográfica de los "blooms", que ocurren mostrando una gran afinidad por ciertas zonas. Sin embargo, sí se ha observado que estas algas microscópicas necesitan cierto umbral de temperatura para su desarrollo, por lo que se recomienda el estudio del papel de la temperatura en la dinámica de estos episodios (Mangialajo et al. 2011; Wells et al. 2015).

Respecto al zooplancton, cabe mencionar que en las aguas de Baleares se ha detectado una correlación negativa entre las anomalías térmicas en el agua y la abundancia de zooplancton (Fernández de Puelles y Molinero 2008).

En cuanto al plancton gelatinoso, su abundancia en los océanos parece fluctuar al ritmo de los ciclos climáticos y aunque hay bastantes trabajos a escala global que asocian el aumento de este con el cambio climático, las series de datos disponibles son aún demasiado recientes para poder establecer conclusiones robustas (Purcell et al. 2007). En la costa catalana la gran cantidad de bancos de medusas detectados ha hecho saltar las alarmas (Gili et al. 2010). Los datos de observaciones y abundancias son relativamente recientes y en algunas ocasiones poco sistematizados, circunstancia que complica el estudio de la relación entre estos eventos y el cambio climático. Sin embargo, el análisis de los datos disponibles, junto con los estudios llevados a cabo en zonas próximas y el creciente conocimiento sobre el ciclo de vida de estos organismos, han permitido definir las causas de la abundancia de plancton gelatinoso en esta zona. En este sentido, se ha descrito que las proliferaciones de algunas

especies de medusas, en particular *Pelagia noctiluca* (Fig. 40), se deben tanto a factores antropogénicos directos (e.g., sobrepesca), como indirectos y climáticos, relacionados con el calentamiento de las aguas costeras (Canepa et al 2014). En un modelo general propuesto para las costas catalanas, se ha puesto en evidencia que la llegada masiva de bancos de medusas a las playas está asociada a años climáticamente secos (Rubio y Muñoz 1997).



Figura 40. La medusa *Pelagia noctiluca*. Autor: D. K. Kersting.

En la estación zoológica de Villefranche-sur-Mer (Francia) se ha registrado la presencia de la medusa *Pelagia noctiluca* desde finales del siglo XVIII, lo que ha permitido reconstruir una serie de datos de 200 años (1785 - 1985). El análisis detallado de la serie evidencia la existencia de ciclos periódicos en relación con la presencia de esta medusa, aunque también se ha detectado cierta coincidencia entre años calurosos y con pocas precipitaciones entre mayo y agosto, el periodo reproductivo, y la presencia de esta especie (Goy et al. 1989).

Sin embargo, en las últimas dos décadas la ciclicidad se habría visto alterada, con un mayor número de años con presencia de medusas. En la costa catalana, en los últimos años los máximos de abundancia de medusas se suceden cada 3 o 4 años, en contraste con el periodo de 12 años descrito con anterioridad (Gili et al. 2010). También se ha detectado un cambio reciente en las especies dominantes que proliferan en la costa, con un aumento en especies litorales como *Rhizostoma pulmo* y el desplazamiento de especies de mar abierto como *Pelagia noctiluca* (Fuentes et al. 2011). Las especies litorales tienen una fase de pólipo bentónico en su ciclo vital, mientras que las especies de mar abierto solo presentan la fase de medusa y parece ser que el aumento de la temperatura podría favorecer en mayor medida a la fase de pólipo.

No obstante, debe tenerse en cuenta que existen casos de presencia anormal de medusas claramente influenciados por condiciones meteorológicas y oceanográficas puntuales y no por tendencias climáticas, como la anormal presencia de la carabela portuguesa *Physalia physalis* en aguas mediterráneas durante el verano de 2010 (Prieto et al. 2015).

Se ha observado asimismo la presencia de especies termófilas coincidiendo con el aumento de la temperatura, como el ctenóforo *Mnemiopsis leydyi*, observado por primera vez en la costa catalana en 2009 (Fuentes et al. 2009), o la cubomedusa *Carybdea marsupialis* en las costas de Denia en el verano de 2008 (Bordehore et al. 2011).

Región Marina de Canarias

En Canarias, la tendencia generalizada en la zona del afloramiento costero de la Corriente de Canarias durante las últimas décadas es hacia una disminución de la producción primaria (Demarcq y Benazzouz 2015). En un estudio realizado entre 2005 y 2007 en aguas de Gran Canaria, Schmoker y Hernández-León (2013) muestran como pequeñas diferencias interanuales en el incremento de la temperatura (~0,5 °C), que inducen una tendencia hacia una mayor estratificación del agua, provocan cambios importantes en la estructura del ecosistema planctónico y apuntan que, en términos generales, el descenso en productividad en la zona está asociado a una mayor estratificación

Cabe destacar que en agosto de 2004 se produjo en las islas Canarias un "bloom" sin precedentes de la cianobacteria *Trichodesmium erythraeum* causado probablemente por las condiciones anormalmente cálidas de ese verano y la entrada de oligoelementos aportados por los vientos de origen africano (Ramos et al. 2005). Esta especie, al igual que puede ocurrir con otros componentes del plancton como algunos dinoflagelados, es productora de toxinas bioacumulativas.

3.5. Cambios fenológicos

La fenología es la ciencia que estudia la relación entre los factores climáticos y los ciclos de los seres vivos y, por lo tanto, la sincronización temporal de fenómenos naturales como las migraciones o los ciclos reproductivos.

Región Marina del Atlántico Peninsular

En el Atlántico norte se han detectado cambios en los ciclos de los "blooms" fitoplactónicos, habiéndose detectado, en algunos casos, semejanzas con los ciclos típicos de latitudes subtropicales. El "bloom" primaveral, además de disminuir su intensidad, ha ido adelantando su aparición, mientras que el otoñal sufre un retraso y un aumento en intensidad. Estos cambios están influidos por las condiciones ambientales, principalmente el viento, la

radiación fotosintéticamente activa y la temperatura del agua (González-Taboada y Anadón 2013).

Los cambios ambientales también tienen influencia sobre las migraciones reproductoras de algunas especies. Las migraciones de la albacora *Thunnus alalunga* y del atún rojo *Thunnus thynnus* hacia las áreas de reproducción en el Atlántico nororiental durante el verano, podrían estar viéndose afectadas por el cambio climático, con modificaciones en la sincronización e incluso geográficas (Fig. 41). Los resultados obtenidos del análisis de casi 30 años de capturas de estas dos especies de atunes en el golfo de Bizkaia indican que ambas llegan en la actualidad con 1 - 2 semanas de antelación, cambio que se asocia con la modificación en las condiciones ambientales en la zona (Dufour et al. 2010).

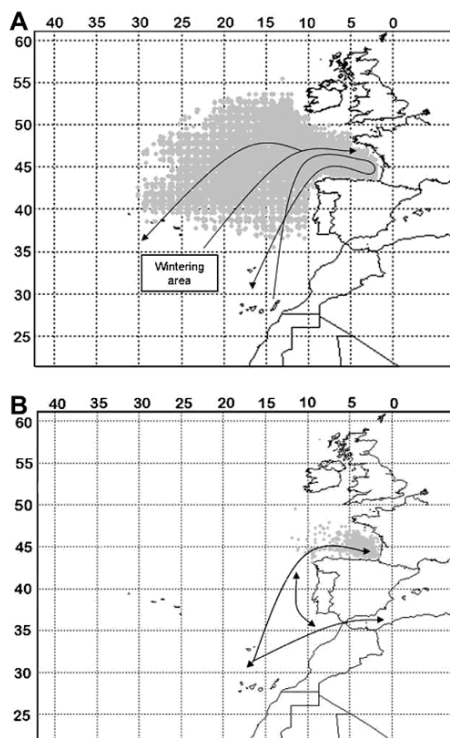


Figura 41. Representación de las migraciones de la albacora *Thunnus alalunga* y el atún rojo *Thunnus thynnus* (flechas) y localización basada en capturas comerciales (puntos grises). Fuente: Dufour et al. (2010).

Región Marina del Mediterráneo

También en el Mediterráneo noroccidental se ha detectado un adelanto en el "bloom" primaveral de fitoplancton, atribuido al debilitamiento de los procesos convectivos y al calentamiento de la capa eufótica (Bosc et al. 2004).

La floración de *Posidonia oceanica* también parece estar notablemente influenciada por el aumento de la temperatura del agua y especialmente por las temperaturas máximas durante el verano, por lo que los eventos de floración podrían estar causados por el estrés térmico durante el periodo estival. Por ejemplo, en 2003, año con un verano anormalmente cálido en la región, el número de praderas de *P. oceanica* en floración fue el mayor registrado hasta la fecha, así como la proporción de haces en floración en estas praderas (Díaz-Almela et al. 2007) (Fig. 42). A raíz de la floración de 2003, se observó, en aguas de

Formentera, el fenómeno consistente en la aparición de plántulas en pedúnculos florales sin la participación de la reproducción sexual (i.e., pseudoviviparismo) (Ballesteros et al. 2005). Aunque se trate de una observación aislada, este hecho plantea la posibilidad de hasta qué punto el cambio de escenario climático va a desencadenar nuevos mecanismos de reproducción poco o nada observados hasta ahora. Por otra parte, mediante experimentos en mesocosmos realizados recientemente, se ha obtenido la evidencia directa de que el incremento de la temperatura es un factor capaz de inducir la floración masiva de *P. oceanica*, no obstante, el significado adaptativo de esta respuesta está todavía por determinar (J. M. Ruiz y cols., com. pers.).

En cuanto a migraciones, se ha registrado un retraso en la época de migración de peces como la seriola *Seriola dumerilii* o el atún rojo *Thunnus thynnus* hacia sus territorios de invernada, prolongando su estancia en aguas del Mediterráneo central y septentrional (Bombace 2001).

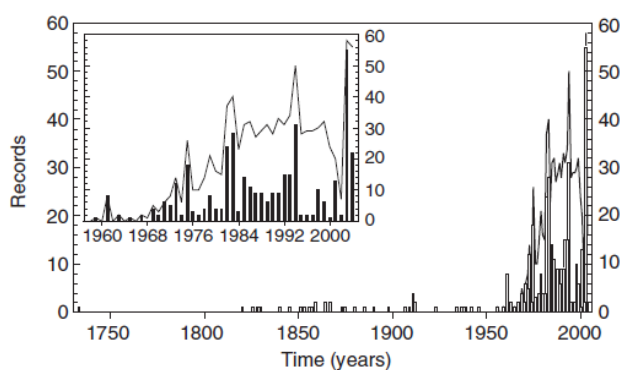


Figura 42. Evolución de los registros anuales de floración de *Posidonia oceanica* (barras) y esfuerzo de observación (línea). Fuente: Díaz-Almela et al. (2007).

Región Marina de Canarias

Valdés y Déniz-González (2015) apuntan la necesidad de más estudios para poder determinar si los patrones estacionales del plancton, que fueron descritos en la década de 1980, tienen aún validez o si han sufrido modificaciones debidas al cambio climático y a la variabilidad del afloramiento del sistema de la Corriente de Canarias.

3.6. Pérdida de biodiversidad y de diversidad genética

Algunos de los procesos descritos en apartados anteriores acarrearán pérdidas de biodiversidad y de diversidad genética en las especies afectadas. Es evidente que los cambios en la abundancia (o la desaparición) de especies clave se traducen en desajustes en el resto de la comunidad. Un claro ejemplo es el de las especies creadoras de hábitat, que aumentan la complejidad estructural favoreciendo la diversidad de especies en las comunidades de las que forman parte. Por lo tanto, los cambios ya descritos en los bosques

de macroalgas del Atlántico o los de gorgonias y praderas de fanerógamas en el Mediterráneo, tendrán su reflejo en la composición de sus respectivas comunidades. Pese a que se trata de una consecuencia esperable, no se han identificado trabajos que cuantifiquen y evalúen específicamente la pérdida de biodiversidad asociada a las alteraciones derivadas del cambio climático en nuestras costas. Templado (2014) destaca que una gran proporción de la biodiversidad es atribuible a especies poco conocidas y poco estudiadas. De hecho, la mayoría de comunidades están compuestas por unas pocas especies dominantes y un gran número de especies de las que se conoce poco y, aunque no hay extinciones descritas recientemente en el Mediterráneo, es probable que la desaparición de ciertas especies haya pasado o pueda pasar desapercibida.

La pérdida de diversidad genética en las especies que sufren una contracción en sus límites de distribución sí que ha sido evaluada en algunos estudios realizados en las costas de la península ibérica. Así, en el caso del alga *Fucus vesiculosus*, que ha sufrido una contracción de más de 1200 km en su límite meridional de distribución durante los últimos 30 años, se ha identificado la existencia de dos clados diferenciados según un eje norte-sur. La diversidad genética de la especie está gravemente comprometida a consecuencia de la desaparición de las poblaciones situadas en el límite sur de distribución de la especie. La pérdida de diversidad expone a esta especie a una mayor vulnerabilidad frente a futuros cambios ambientales y afecta además, a su evolución (Nicastro et al. 2013) (Fig. 43). Los autores señalan que se trata de un claro ejemplo de erosión de un linaje evolutivo críptico a causa del cambio climático. Procesos similares pueden estar ocurriendo en otras especies que presentan cambios de distribución, y no solo cambios en su distribución geográfica, sino también en su distribución batimétrica, ya que también pueden existir diferencias en las poblaciones marginales someras sometidas a un mayor nivel de estrés térmico. Como ejemplo, Ledoux et al. (2015) subrayan la importancia de la conservación de las poblaciones someras de coral rojo *Corallium rubrum*, capaces de una respuesta fenotípica localmente adaptada al estrés térmico diferente a la de las poblaciones más profundas, y probablemente ligada a una adaptación genética de las colonias más someras.

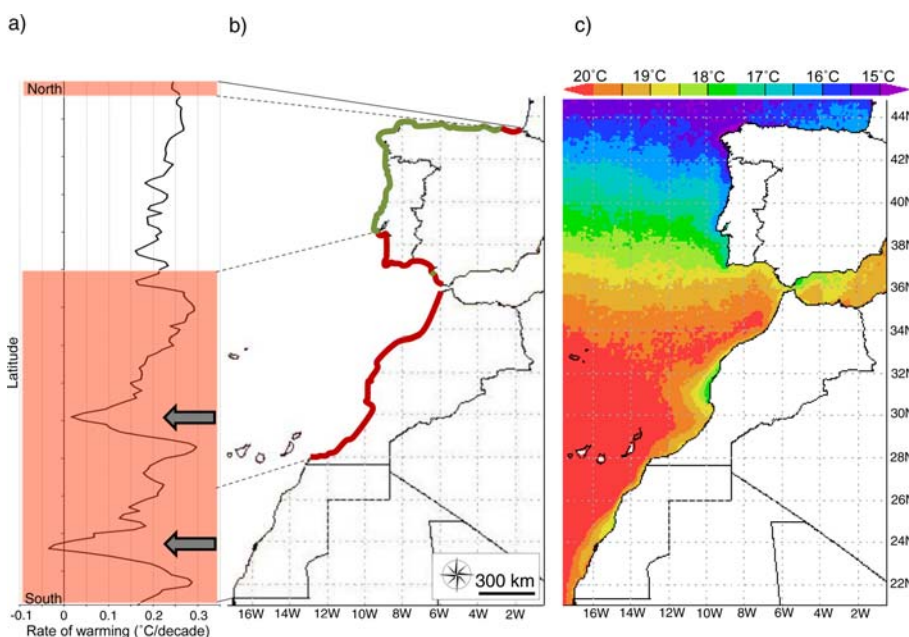


Figura 43. Cambios en la distribución de *Fucus vesiculosus* y calentamiento del agua durante las últimas tres décadas. a. Tasa de calentamiento del agua en superficie (1982 - 2011). b. Distribución actual (verde) y pasada (rojo) de *F. vesiculosus*. c. Media mensual de la temperatura del agua superficial (2009 - 2011). Fuente: Nicastro et al. (2013).

3.7. Efectos potenciales de la acidificación

El actual descenso de pH de las aguas del Mediterráneo y del Atlántico no tiene un efecto significativo sobre los organismos, o al menos no detectado hasta la fecha, por lo que los efectos potenciales de la acidificación en el medio marino se han evaluado a través de estudios realizados en laboratorio o en lugares con surgencias naturales de CO₂.

El efecto directo más esperable de la acidificación se produciría sobre las estructuras calcáreas de los organismos, ya que el descenso del pH puede producir su disolución parcial o total y reduce, además, la disponibilidad de iones carbonato, necesarios para la calcificación. Mientras que el grado de disolución de las estructuras calcáreas depende de su composición (e.g., calcita, aragonita, calcita rica en magnesio), el efecto sobre las tasas de calcificación depende en gran medida del tipo de organismo e incluso de sus tasas de crecimiento. En este sentido, los resultados aportados por distintos trabajos son muy dispares, pues incluyen tanto efectos negativos sobre la calcificación (e.g., Movilla et al. 2012), como efectos neutros (e.g., Movilla et al. 2014), o incluso positivos (e.g., Rodolfo-Metalpa et al. 2011). Las estructuras calcificadas de los organismos marinos están compuestas por diferentes tipos de carbonatos y polimorfos cuya solubilidad es variable. Por lo tanto, los cambios derivados del descenso de pH dependerán en parte del tipo de carbonato que presenten los organismos que compongan las comunidades afectadas.

En la Reserva Marina de las Islas Columbretes se localiza uno de los pocos enclaves conocidos con aguas próximas al fondo acidificadas de forma natural por surgencias de CO₂ de origen volcánico (pH ~7,9). Fuera de la zona de surgencias, a partir de los 35 - 40 m, los fondos de Columbretes están ocupados por comunidades del coralígeno y rodolitos, compuestas mayoritariamente por algas calcáreas. Sin embargo, en la zona de surgencias, con aguas acidificadas de forma natural, se observa un cambio radical en la comunidad. La laminaria de profundidad o "herba col", *Laminaria rodriguezii*, pasa a ser dominante, mientras que las algas calcáreas y otros organismos con esqueletos carbonatados están ausentes, aunque con algunas excepciones que se explican más adelante (Linares et al. 2015) (Fig. 44). Cabe resaltar que *L. rodriguezii* es típica de fondos situados entre los 65 y 95 m de profundidad y que nunca había sido citada formando bosques en profundidades menores. Conviene señalar también que las especies que poseen esqueletos de calcita con alto contenido en magnesio, como las algas coralinas o los briozoos, están completamente ausentes en la zona de surgencias; en cambio, el alga *Peyssonnelia rosa-marina*, de calcificación aragonítica, es capaz de sobrevivir allí. Esto muestra la existencia de diferencias notables en la sensibilidad de ciertos organismos frente a la acidificación según el mineral de carbonato que precipitan. El trabajo de Linares et al. (2015) muestra que un descenso moderado en el pH (de 0,2 unidades, el estimado para finales de este siglo según el escenario RCP4.5 del IPCC, IPCC 2013), puede modificar radicalmente la composición de ciertas comunidades marinas, en beneficio de algunas macroalgas y en detrimento de muchos organismos carbonatados, aunque con excepciones notables según el tipo de calcificación (Fig. 45). En el Mediterráneo estos cambios serán especialmente preocupantes en los hábitats dominados por especies calcáreas, es decir en el coralígeno y los fondos de rodolitos.



Figura 44. Aspecto de la comunidad bentónica dentro (izquierda) y fuera (derecha) de las zonas de surgencias de CO₂ en las Islas Columbretes (profundidad ~40 m). Autor: D. K. Kersting.

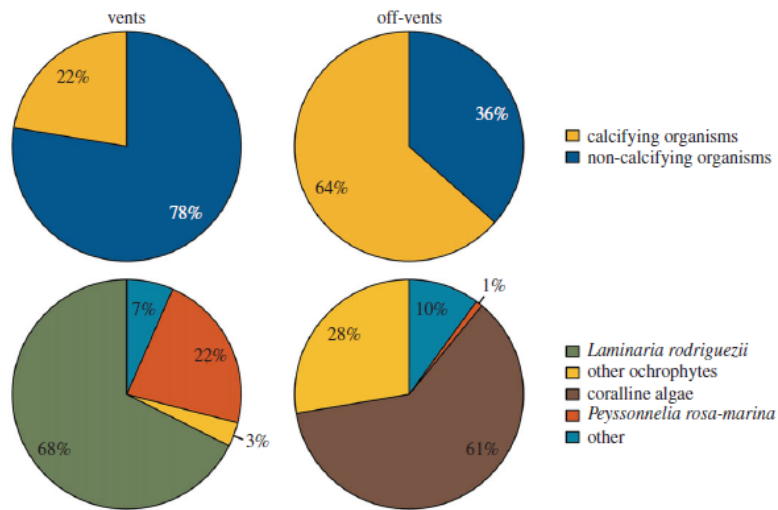


Figura 45. Proporción de biomasa de organismos carbonatados y no carbonatados y especies dentro (izquierda) y fuera (derecha) de la zona de surgencias de CO₂ de las Islas Columbretes. Fuente: Linares et al. (2015).

Por otra parte, en los corales profundos *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata* no se ha observado que el nivel de pH proyectado para finales del siglo XXI vaya a tener efectos significativos sobre sus tasas de calcificación (Maier et al. 2013; Movilla et al. 2014b). Se barajan varias hipótesis para explicar esta resistencia, como la capacidad de mantener un pH

mayor en los fluidos internos o el menor requerimiento de iones carbonato debido a su lento crecimiento. Otros resultados muestran que la respuesta de los corales profundos varía según la especie. El coral *Dendrophyllia cornigera* no mostró cambios significativos durante la exposición a aguas acidificadas, mientras que en *Desmophyllum dianthus*, otro coral profundo, aunque inicialmente no se observó ningún efecto, a partir del séptimo mes de exposición se detectó un descenso del 70% en la tasa de crecimiento (Movilla et al. 2014a). Las tasas de crecimiento son diferentes entre estas especies (mayores en *D. dianthus*), lo que confirma una mayor afectación en las especies de crecimiento más rápido. En el caso de corales con zooxantelas simbiotas, presentes en fondos menos profundos (*Cladocora caespitosa* y *Oculina patagonica*), también se ha detectado un mayor impacto sobre la calcificación en las colonias con crecimiento más rápido (Movilla et al. 2012). En el caso de *C. caespitosa*, Rodolfo-Metalpa et al. (2010b) no observaron que la bajada de pH tuviese ningún efecto sobre la calcificación, hecho que atribuyeron al lento crecimiento de este coral. Los efectos de la acidificación también se han estudiado sobre otros corales como el coral rojo *Corallium rubrum*, con resultados que indican efectos significativos sobre sus tasas de crecimiento (Bramanti et al. 2013). Asimismo, se han detectado efectos negativos de la acidificación en las tasas de reclutamiento del vermético *Dendropoma petraeum*, formador de arrecifes litorales en el Mediterráneo (Milazzo et al. 2014).

Como ya se ha comentado, la acidificación del agua también afecta a la disolución de los esqueletos expuestos, como los de ciertos corales y moluscos (Fig. 46), mientras que su efecto es menor o inexistente en endoesqueletos o esqueletos protegidos por tejido (Rodolfo-Metalpa et al. 2011; D. K. Kersting, obs. pers.).



Figura 46. Distintos grados de descalcificación en conchas del gasterópodo *Bolma rugosa* de la zona de surgencias de CO₂ de las Islas Columbretes. Autor: D. K. Kersting.

Por otro lado, hay que señalar que los organismos marinos poseen fases larvares que pueden ser más susceptibles a los cambios ambientales que las fases adultas. En general, las fases del desarrollo larvario, son muy sensibles al estrés ambiental, así como las fases de asentamiento y juveniles (Dupont y Thronyke 2009), si bien los efectos dependen de la especie en cuestión. Durante los últimos años se han desarrollado estudios sobre las fases larvares y juveniles de varias especies de erizos de mar, entre los que se destaca a la especie de interés comercial *Paracentrotus lividus* y al herbívoro clave *Diadema africanum* (García 2014; Rodríguez 2015). Los experimentos muestran que las fases larvares de *P. lividus* y *Arbacia lixula* parecen ser bastante robustas a los niveles de acidificación proyectados para los próximos 50 años, al contrario de lo que ocurre con otras especies como *D. africanum* o *Sphaerechinus granularis*, que parecen ser muy vulnerables (García 2014; García et al 2015a).

También, se ha demostrado como la interacción entre factores puede mitigar los efectos negativos de la acidificación. Por ejemplo, un aumento de la temperatura parece favorecer el desarrollo en larvas de erizo sometidas a niveles bajos de pH (García et al 2015b) o en condiciones de poco alimento (García et al 2015c). En el caso de los juveniles, las condiciones de acidificación afectan al crecimiento de las estructuras calcáreas y por ende a su capacidad defensiva, mientras que también pueden tener efectos sobre su dieta con consecuencias indirectas sobre las comunidades bentónicas (Rodríguez et al 2015).

Estos resultados muestran que las respuestas de los organismos frente al impacto de la acidificación son variables, complejas y estrechamente ligadas a sus características biológicas.

3.8. Otros efectos subletales y sinergias

Las alteraciones ambientales derivadas del cambio climático pueden afectar a ciertos procesos biológicos de los organismos, los cuales, sin ser letales para los individuos, pueden tener consecuencias importantes en la viabilidad de muchas poblaciones. En este apartado se presentan algunos ejemplos.

3.8.1. Efectos sobre el crecimiento y la reproducción

La capacidad reproductora de las poblaciones marginales de *Fucus serratus* en el límite sur de su distribución, en la costa asturiana, se ha visto drásticamente reducida a causa de los cambios ambientales (Viejo et al. 2011). Adicionalmente, se han descrito efectos negativos del aumento de la temperatura sobre el crecimiento y la fisiología de esta especie en la misma área (Martínez et al. 2012a). De hecho, estas poblaciones han desaparecido en la actualidad (R. M. Viejo, com. pers.). Mientras que en el Mediterráneo se ha detectado una disminución de la tasa de crecimiento de la fanerógama *Posidonia oceanica* en concordancia con el aumento de la temperatura del agua en algunas áreas (Marbà y Duarte 1997), pero no en otras (Guillén et al. 2013; Roca et al. 2015).

Los efectos a nivel reproductivo también han sido detectados en invertebrados. En el Atlántico (Galicia), se ha observado que los cambios bruscos en la salinidad, como consecuencia de fuertes precipitaciones asociadas a eventos extremos, provocan cambios en el estadio gonadal de diversas especies de almejas intermareales (*Venerupis corrugata*, *Ruditapes decussatus* y *Ruditapes philippinarum*; C. Olabarria, com. pers.). En el Mediterráneo, las colonias de la gorgonia roja *Paramuricea clavata* con mortalidad parcial tras los eventos de mortandad masiva (cf. aptdo. 3.1), sufrieron un notable descenso en la fecundidad durante al menos los dos años posteriores al evento (Linares et al. 2008a). Además, recientemente se ha podido comprobar experimentalmente como el estrés térmico afecta notablemente al esfuerzo reproductor de la gorgonia roja, disminuyendo el número de gónadas y el diámetro de estas, tanto en colonias masculinas como femeninas, aunque

con un mayor impacto sobre las últimas, debido a la mayor inversión en términos reproductivos (Arizmendi-Mejía et al. 2015a).

3.8.2. Efectos sobre el reclutamiento y la supervivencia de las primeras fases vitales

Los cambios ambientales pueden tener efectos dispares sobre las fases tempranas de las especies marinas. En Canarias se ha comprobado que el aumento de la temperatura ha favorecido tanto el reclutamiento como la supervivencia de los juveniles del erizo *Diadema africanum* (Hernández et al. 2010), determinando el aumento de sus poblaciones y la persistencia y desarrollo de los blanquiales (cf. aptdo. 3.3) (Fig. 47). Mientras que, como ya se ha comentado (cf. aptdo. 3.7), la acidificación podría tener efectos negativos sobre las primeras fases de algunas especies de erizos.

En el caso de las gorgonias mediterráneas, se ha detectado que el estrés térmico reduce drásticamente la supervivencia de embriones y larvas de *Paramuricea clavata* (Kipson et al. 2012).

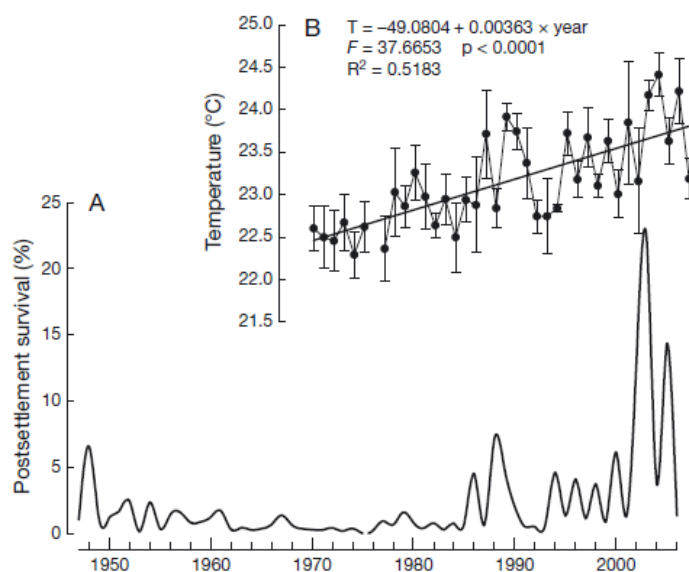


Figura 47. Supervivencia de juveniles de *Diadema africanum* y temperatura del agua superficial. Fuente: Hernández et al. (2010).

3.8.3. Sinergias

Los impactos derivados del cambio climático pueden interactuar entre sí o con otros impactos provocando respuestas amplificadas.

Se han descrito sinergias potenciales entre la acidificación y la temperatura, variables que muestran una evolución paralela en el contexto del cambio climático. En el caso de las macroalgas atlánticas se ha descrito que un aumento en la concentración de CO₂ y en la temperatura podría reducir drásticamente su biomasa, afectando a la productividad y a las tasas de respiración de las comunidades afectadas, aunque con diferencias entre especies (Olabarria et al. 2013). La interacción entre estos factores, junto con el aumento de temporales en el Atlántico, podrían provocar un importante cambio en las comunidades macroalgales, que devendrían comunidades simplificadas dominadas por algas no calcificadas y cespitosas, con una importante pérdida de estructura (Brodie et al. 2014). También se han detectado efectos sinérgicos de estos factores sobre distintas especies de algas calcáreas mediterráneas y atlánticas (McCoy et al. 2015) y sobre invertebrados bentónicos mediterráneos (e.g., Rodolfo-Metalpa et al. 2010a, 2011).

En relación con las mortandades asociadas al aumento de la temperatura, se ha descrito recientemente en laboratorio que mientras que cierto nivel de exposición al calentamiento del agua no tiene efectos letales sobre el coral *Cladocora caespitosa*, la exposición conjunta a un aumento de temperatura y al recubrimiento del coral por el alga invasora *Womersleyella setacea* puede provocar la muerte de las colonias (Kersting et al. 2015).

Y, por supuesto, se debe tener en cuenta la interacción potencial con otros muchos impactos derivados de la actividad humana, desde el desarrollo urbanístico litoral, hasta la contaminación o la sobrepesca. Es importante mencionar que en muchos de los trabajos revisados se hace referencia a esta conjunción de impactos y a la consecuente disminución de la resiliencia frente a los cambios físico-químicos derivados del cambio climático.

4. ESPECIES Y HÁBITATS VULNERABLES AL CAMBIO CLIMÁTICO

Los cambios y respuestas expuestos a lo largo de los capítulos anteriores, junto con el conocimiento actual sobre las características biológicas de las especies afectadas, permiten determinar una serie de especies, comunidades y hábitats que presentan una mayor vulnerabilidad y exposición a los efectos derivados del cambio climático en el medio marino.

Se recogen en este apartado aquellas especies, comunidades y hábitats que deben ser considerados como vulnerables al cambio climático en base a las evidencias existentes, aunque, por supuesto, no se trata de una lista cerrada. Para cada especie o hábitat se resumen, aunque ya hayan aparecido antes en el informe, aquellas características o impactos que hacen que sea especialmente vulnerable.

Resumen

A partir de la información disponible sobre impactos y la biología de las especies afectadas, se determinan como especialmente vulnerables una serie de hábitats, comunidades y especies:

- *Los arrecifes del coral mediterráneo *Cladocora caespitosa*, hábitat caracterizado por su rareza y gravemente afectado por mortandades masivas durante los últimos 15 años.*
- *Las comunidades que componen el coralígeno, característico de los fondos poco iluminados del Mediterráneo, en las que se encuentran las gorgonias *Paramuricea clavata* y *Eunicella singularis*, afectadas también por mortandades masivas.*
- *Las praderas de la fanerógama marina mediterránea *Posidonia oceanica*, potencialmente vulnerables al aumento de la temperatura del agua.*
- *Las praderas de las fanerógama marinas *Zostera noltii* y *Zostera marina* de las costas atlánticas y mediterráneas, amenazadas por el aumento de la temperatura y del nivel del mar.*
- *Los bosques de macroalgas atlánticos, que están sufriendo importantes cambios o incluso su desaparición en el contexto actual de calentamiento.*
- *Los arrecifes del vermético *Dendropoma petraeum*, constructor de plataformas de gran extensión en algunas zonas del mediterráneo español, muy vulnerables al aumento del nivel del mar.*
- *Los fondos de rodolitos y maërl, potencialmente amenazados por los cambios provocados por la acidificación proyectada para finales de siglo, y para los que se prevé un mayor impacto en el Atlántico que en el Mediterráneo.*

4.1. Arrecifes de *Cladocora caespitosa*

Cladocora caespitosa es el único coral con zooxantelas formador de arrecifes del Mediterráneo (Fig. 48). Hace algunos millones de años llegó a formar grandes arrecifes monoespecíficos en este mar, perteneciendo al Plioceno tardío el más antiguo conocido hasta la fecha (Aguirre y Jiménez 1998). Es una especie de dinámica muy lenta, con tasas de crecimiento y reclutamiento muy bajas, que son compensadas por la gran longevidad de sus colonias y su baja mortalidad natural, características que le hacen altamente vulnerable a cualquier tipo de perturbación dada su limitada capacidad de recuperación (Kersting et al. 2014b). Si bien es un coral con las características típicas de los corales formadores de arrecifes tropicales, está adaptado a las condiciones y a la estacionalidad del Mediterráneo

gracias a su capacidad para regular el equilibrio entre la alimentación autótrofa (a través de las algas simbiotes) y heterótrofa. Tiene una gran plasticidad ecológica y aunque por lo general es una especie típica de fondos fotófilos, es capaz de formar poblaciones en fondos poco iluminados como los del coralígeno, por ejemplo en el cabo de Creus (Kersting y Linares 2012).

Aunque se trata de una especie ampliamente distribuida por el Mediterráneo, en la actualidad los arrecifes de este coral son extremadamente raros y las poblaciones están generalmente formadas por pequeñas colonias semiesféricas dispersas. Uno de los pocos lugares en los que este coral llega a formar grandes colonias y arrecifes son las Islas Columbretes, un pequeño archipiélago volcánico localizado a 60 km de la costa de Castelló. La Illa Grossa, el islote de mayor tamaño del archipiélago, formado por una caldera volcánica semisumergida, alberga en su bahía miles de colonias de este coral, que ocupan casi 3.000 m² de superficie y cuyas edades podrían sobrepasar en algunos casos los 300 años, lo que en su conjunto aporta un importante valor patrimonial a esta población (Kersting y Linares 2012).

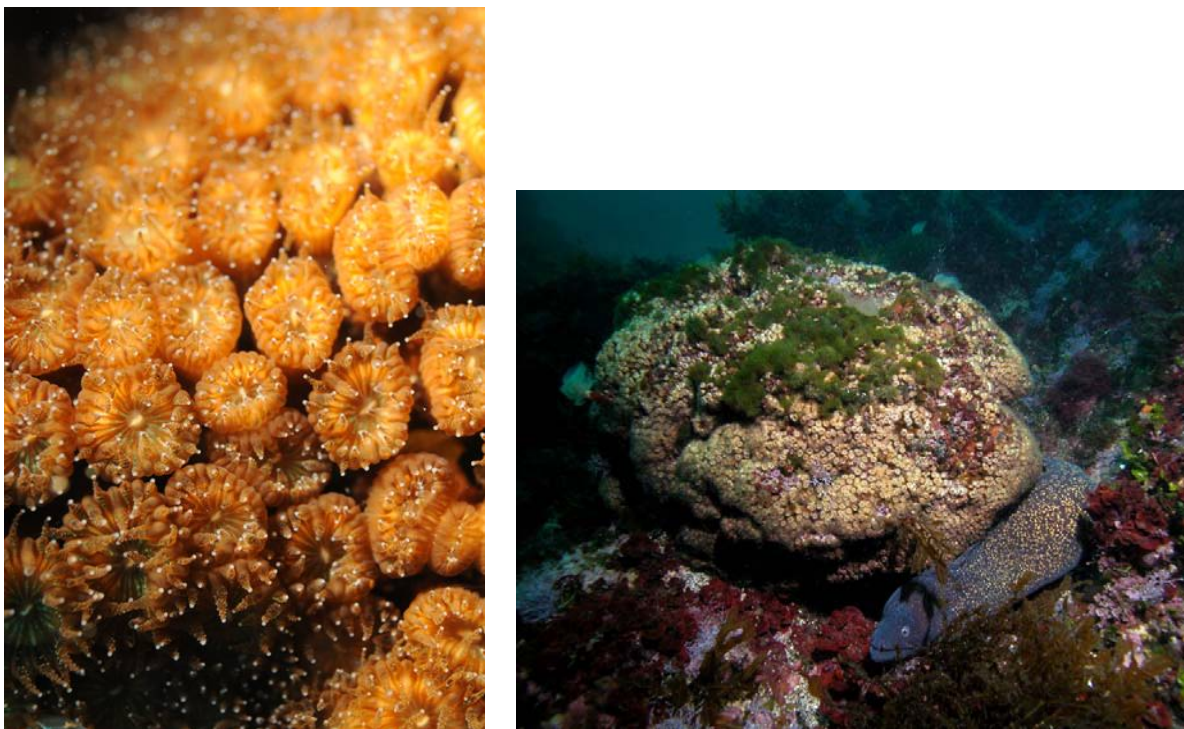


Figura 48. Colonia de *Cladocora caespitosa* (derecha) y detalle de sus pólipos (izquierda). Autor: D. K. Kersting.

Cladocora caespitosa ha sufrido mortandades masivas de forma recurrente durante la primera década del siglo XXI. Estos episodios se han caracterizado por la muerte de los pólipos del coral sin que existiera previamente una expulsión masiva de las zooxantelas, es decir, no se produce el conocido blanqueamiento, sino una necrosis directa del tejido (Fig. 49). La relación de estos episodios de mortandad con el aumento de la temperatura del agua ha sido estudiada en Columbretes durante más de una década. Muchas de las colonias que forma este coral en el archipiélago murieron total o parcialmente por necrosis de sus pólipos tras 8 veranos entre los años 2003 y 2012, en coincidencia absoluta con veranos en los que

se registraron anomalías positivas en la temperatura del agua del mar, es decir veranos con temperatura media por encima de la media histórica (cf. Fig. 26 en el aptdo. 3.1). Los episodios de necrosis coincidieron con un notable aumento en la frecuencia de veranos con anomalía térmica positiva en las aguas de Columbretes y el primer y más virulento episodio de mortandad se registró tras el verano de 2003, considerado como el más caluroso en Europa desde 1500 (Lutherbacher et al. 2004). Tras este verano murió en Columbretes un cuarto de la población de *C. caespitosa* y se estima que más del 50 % de la superficie ocupada por las colonias del coral ha desaparecido debido a las mortalidades ocurridas durante entre 2003 y 2012.



Figura 49. Detalle del proceso de necrosis en pólipos de *Cladocora caespitosa*. El esqueleto va quedando al descubierto a medida que el pólipo va muriendo. Autor: D. K. Kersting.

El estudio realizado sobre la relación existente entre estas mortandades y el calentamiento del agua muestra la vulnerabilidad de este tipo de especies frente a episodios extremos de temperatura como el registrado en 2003, que no solo provocó altas tasas de mortalidad sino que tuvo una notable influencia en las tasas registradas en veranos posteriores, muy superiores a las esperadas según las anomalías térmicas registradas (cf. Fig. 26 en el aptdo. 3.1).

También se han detectado posibles efectos sinérgicos entre el calentamiento y la presencia de algas invasoras sobre las colonias de este coral (Kersting et al. 2015), lo cual es especialmente preocupante teniendo en cuenta las proyecciones de calentamiento y la creciente invasión de su hábitat por varias especies de algas invasoras, como *Caulerpa cylindracea* y *Lophocladia lallemandii* (Kersting et al. 2014a).

Adicionalmente, como especie carbonatada, *C. caespitosa* está potencialmente expuesta a la progresiva acidificación del Mediterráneo (Movilla et al. 2012).

Esta especie ha sido incluida como *en peligro* en la lista roja de la UICN, dadas sus características vitales, la escasez de sus arrecifes y su demostrada vulnerabilidad frente al cambio climático (Casado-Amezúa et al. 2015).

4.2. Coralígeno y gorgonias mediterráneas

Las comunidades del coralígeno son, junto con las praderas de *Posidonia oceanica*, las de mayor biodiversidad del Mediterráneo (Boudouresque 2004; Ballesteros 2006). El concrecionamiento coralígeno está formado por el crecimiento en capas de algas calcáreas que viven fijas sobre el sustrato en condiciones de baja luminosidad y que forman el primer piso en la estructura de estas comunidades. Se ha estimado que estas estructuras calcáreas pueden tener edades comprendidas entre los 600 y 7.000 años en algunos enclaves mediterráneos (cf. información revisada en Ballesteros 2006). Sobre este primer piso pueden aparecer otras especies estructurantes de gran porte, en particular las gorgonias, que llegan a formar verdaderos bosques y que tienen un importante papel como especies ingenieras.

Las mortandades masivas registradas en el Mediterráneo durante los últimos 15 años han afectado a varias especies de gorgonias mediterráneas en las costas españolas, especialmente a la gorgonia roja *Paramuricea clavata*, a la gorgonia blanca *Eunicella singularis* y al coral rojo *Corallium rubrum* (Coma et al. 2006; Garrabou et al. 2009).

En algunos enclaves, las poblaciones de estas gorgonias han sufrido importantes tasas de mortalidad, principalmente tras el verano de 2003, pero también otros años. Tras el verano de 1999 se registró un 50 % de mortalidad de *E. singularis* en el norte de Menorca (Coma et al. 2006), mientras que el evento de 2003 provocó un porcentaje de necrosis de hasta el 15 % en las colonias de *P. clavata* en la costa catalana y en Baleares. Cabe reseñar que en algunos enclaves las mortandades de gorgonias han sido especialmente agudas, como en el caso de la población de *P. clavata* del Murall del Cementeri en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, descrita en su día como la población con las mayores colonias y biomasa del Mediterráneo español (Linares et al. 2008c). Esta población ha sido monitorizada de forma periódica entre 2001 y 2009 y aunque no sufrió mortandad tras el verano de 2003, fue notablemente afectada por las anomalías térmicas registradas en la zona durante los veranos de 2006 y 2007. Estas mortandades afectaron gravemente a las grandes colonias de la población (85 % de mortalidad acumulada en colonias mayores de 50 cm), lo que provocó una pérdida del 92 % de la biomasa (Linares et al. 2010) (Fig. 50). Cabe destacar que la virulencia de estas mortandades depende altamente de las condiciones locales, y que poblaciones separadas por pocos kilómetros pueden presentar grados de afectación muy distintos. También existen diferencias en cuanto al impacto según la profundidad, viéndose más afectadas las colonias situadas en el límite más somero de la población.

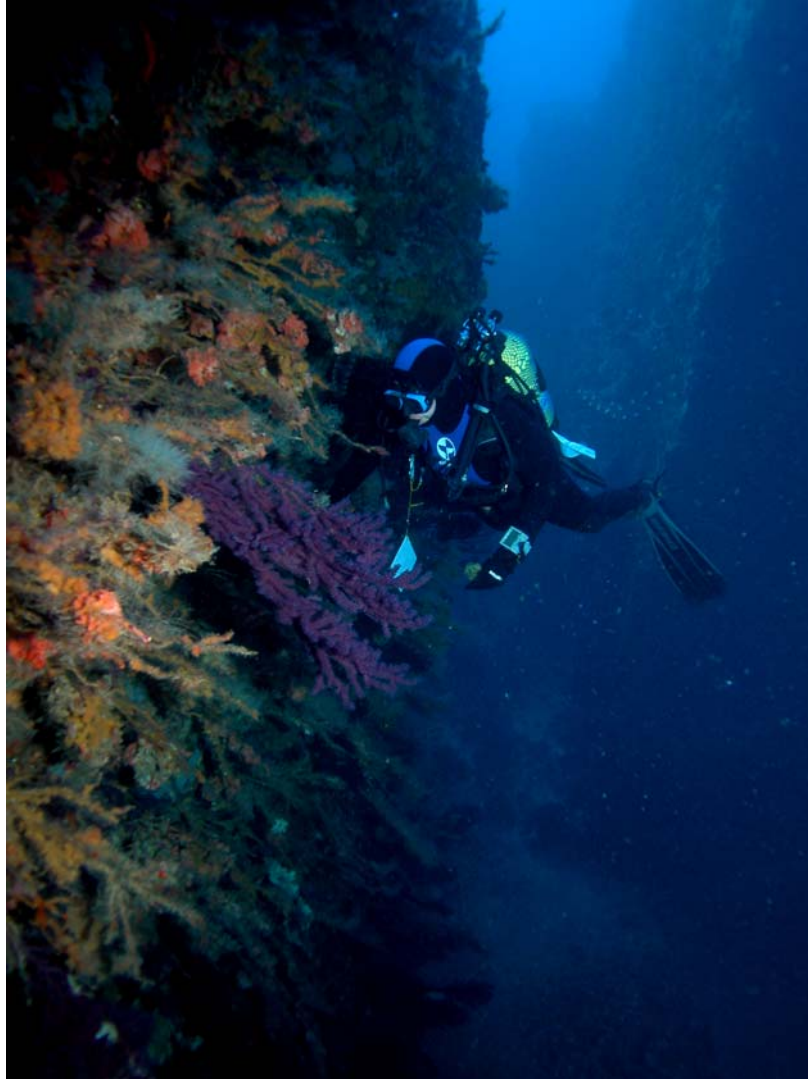


Figura 50. Aspecto de la población de la gorgonia roja *Paramuricea clavata* del Murall del Cementeri (Islas Columbretes) tras sucesivos episodios de mortandad. Nótese la única colonia viva en el centro de la imagen. Autor: D. K. Kersting.

Por otra parte, además de los efectos directos del aumento de la temperatura sobre las colonias (necrosis), deben tenerse en cuenta otros efectos subletales que presentan una importante amenaza al desarrollo y la capacidad de recuperación de las poblaciones de gorgonias, ya que se ha demostrado que el aumento de la temperatura del agua tiene un gran impacto sobre la reproducción (Linares et al. 2008a; Arizmendi-Mejía et al. 2015a) y el desarrollo de embriones y larvas (Kipson et al. 2012) de la gorgonia roja *P. clavata*.

Las gorgonias afectadas son especies de dinámica lenta y por lo tanto, altamente vulnerables a cualquier tipo de perturbación. Sus bajas tasas de reclutamiento y de crecimiento no pueden compensar las mortandades registradas, por lo que la recuperación de las poblaciones, y especialmente de las grandes colonias, que pueden llegar a tener más de 100 años, será extremadamente lenta si no prácticamente imposible en un futuro próximo.

También las especies invasoras, especialmente las algas, suponen una amenaza para estas comunidades, pudiendo afectar significativamente al reclutamiento y a los primeros estadios de algunos organismos como las gorgonias (Cebrian et al. 2012; Linares et al. 2012).

Adicionalmente, este conjunto de comunidades está potencialmente expuesto al descenso de pH proyectado para el océano global. Los cambios en el coralígeno pueden ser radicales en un mar ligeramente más ácido que el actual, provocando la práctica desaparición del concrecionamiento calcáreo y de la comunidad asociada, para dar paso a bosques de macroalgas (Linares et al. 2015).

4.3. Praderas de *Posidonia oceanica*

Posidonia oceanica es la fanerógama marina dominante en el Mediterráneo, donde forma extensas praderas desde prácticamente la superficie hasta los 20 - 40 m de profundidad, según las zonas (Fig. 51). La complejidad estructural de las praderas y su extensión favorecen la biodiversidad, siendo lugares de refugio, alimentación y reproducción de muchas especies. Los clones que forman las praderas de esta planta pueden llegar a tener milenios y los haces individuales pueden llegar a vivir más de 30 años (Marbà et al. 1996; Arnaud-Haond et al. 2012). Como organismo de crecimiento lento y con tasas de mortalidad natural bajas, es especialmente vulnerable a perturbaciones que alteren el equilibrio entre crecimiento poblacional y mortalidad.

El calentamiento del agua está afectando negativamente a esta especie en algunas regiones. Años anormalmente cálidos, como 2003 y 2006, han provocado un notable aumento en la tasa de mortalidad de *P. oceanica* en el Parque Nacional de Cabrera (Marbà y Duarte 2010). Según estos autores, la tasa de mortalidad sobrepasó con creces a la de reclutamiento, provocando una tasa negativa de cambio poblacional con un descenso neto del 5 % anual durante el periodo estudiado (2002 - 2007). El drástico aumento de la mortalidad de *P. oceanica* se relaciona con el impacto directo de la temperatura sobre ciertos procesos fisiológicos de la planta, sumado al efecto negativo de la respuesta de otros componentes del ecosistema. De hecho, *P. oceanica* es especialmente vulnerable a la producción de sulfuro en el sedimento, proceso que se acelera con la temperatura (García et al. 2013). No obstante, esta tendencia no parece generalizada y en otras zonas del Mediterráneo no se ha detectado ninguna disminución durante los mismos o más amplios periodos (Romero et al. 2012; Guillen et al. 2013; Roca et al. 2015; Ruiz et al. *en prensa*). Se ha teorizado la posible extinción funcional de las praderas de *P. oceanica* hacia mediados del presente siglo (Jordà et al. 2012a), pero debe tenerse en cuenta que, en base a los resultados obtenidos en otras zonas, estas proyecciones son cuestionables a escala mediterránea. No obstante, hay que subrayar que a los posibles efectos del aumento de la temperatura sobre esta especie se suma toda una serie de impactos provocados por las actividades humanas en la costa (desarrollo urbanístico, eutrofización, dragados, pesca de arrastre).



Figura 51. Pradera de *Posidonia oceanica* en el Parque Nacional de Cabrera. Autor: E. Ballesteros.

4.4. Praderas de *Zostera noltii* y *Zostera marina*

Las praderas marinas forman hábitats de gran valor ecológico que están sujetos a diversas presiones tanto de origen antrópico como natural. Actualmente, algunos de estos hábitats se encuentran en una situación de declive que puede verse agravada por los efectos derivados del cambio climático. Este es el caso de las praderas de la fanerógama *Zostera noltii*, especie catalogada, entre otros, en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina como especie en peligro de extinción (Aizpuru et al. 1997).

Las proyecciones de cambio climático a escala biogeográfica muestran que el aumento de la temperatura superficial del mar podría desplazar el hábitat idóneo de *Z. noltii* 890 km hacia el norte para finales del siglo XXI (Valle et al. 2014). Esto supondría la extinción de las poblaciones más meridionales, ya que actualmente se encuentran en su límite térmico superior. Además, debe tenerse en cuenta que es muy probable que las poblaciones de *Z. noltii* no puedan desplazarse hacia el norte a un ritmo comparable a las tasas de calentamiento proyectadas. Aunque por otro lado, a nivel local, el ascenso de nivel medio del mar y los cambios derivados en la velocidad de las corrientes podrían aumentar entre el 14 y el 18 % la disponibilidad de hábitat idóneo para *Z. noltii* para finales del siglo XXI en el único estuario estudiado hasta la fecha (Fig. 52), aunque este aumento estará supeditado a las barreras artificiales actualmente existentes en la zona (Valle et al. 2014).

Las poblaciones de otra especie del mismo género, *Zostera marina*, han experimentado una regresión en la zona del Mar de Alborán, estrecho de Gibraltar (Mediterráneo) y Gofo de Cádiz (Atlántico) (Arroyo et al. *en prensa*). Algunas de estas poblaciones han desaparecido a causa de impactos derivados directamente de la actividad humana (i.e., contaminación, pesca de arrastre), pero no se descarta la posible influencia del calentamiento del agua en su declive, al tratarse de una especie de aguas frías (Pergent et al. 2014).



Figura 52. Pradera *Zostera noltii* en el estuario del Oka (Bizkaia). Fuente: AZTI.

4.5. Bosques de macroalgas

Los bosques de macroalgas de la costa atlántica y de Canarias han sufrido una importante reducción, que ha llegado incluso a la desaparición en algunos casos. Los científicos han alertado sobre este preocupante declive, que ha sido asociado principalmente con el cambio climático (Anadón et al. 2014). Las grandes algas pardas son los principales grupos afectados (cf. aptdo. 3.2.1 para detalle de especies). Puesto que dichas especies poseen una función estructural muy importante en el ecosistema, su desaparición está provocando importantes cambios en la comunidad. Se trata por lo general de especies de aguas templado-frías, que presentan sus límites de distribución meridional en la península ibérica y que están siendo desplazadas por el aumento generalizado de la temperatura del agua, disminuyendo sus abundancias o llegando a desaparecer de muchos enclaves (e.g., Fernández y Anadón 2008; Lamela et al. 2012; Martínez et al. 2012a; Díez et al. 2012; Borja et al. 2013; Duarte et al. 2013; Voerman et al. 2013).

En el caso del Mediterráneo, aunque no se han descrito impactos derivados directamente del cambio climático sobre los bosques de algas, cabe resaltar que ciertos géneros de fucas, como *Cystoseira* (Fig. 53) y *Sargassum*, han mostrado ser especialmente vulnerables a los cambios ambientales derivados de la actividad humana. De hecho, especies de estos géneros han sufrido una regresión importante y generalizada, forzada por causas antrópicas, llegándose a considerar funcionalmente extintas en algunas zonas (Thibaut et al. 2005, 2015). Asimismo, se ha alertado que el empeoramiento general de las condiciones ambientales en sus hábitats (incluidas las derivadas del cambio climático) puede amenazar seriamente a las poblaciones restantes (Boudouresque et al. 2006; di Carlo y Otero 2012).



Figura 53. Bosque de *Cystoseira zosterooides* en las Islas Columbretes. Autor: D. K. Kersting.

4.6. Arrecifes de vermétidos

El molusco gasterópodo *Dendropoma petraeum* forma densos agregados cuyas conchas son cementadas entre sí por el alga calcárea incrustante *Neogoniolithon brassica-florida*. Estos agregados dan lugar a bioconstrucciones de desarrollo variable y arrecifes que pueden llegar a tener siglos de antigüedad (Antonioli et al. 1999). En la costa mediterránea española solamente existen arrecifes bien desarrollados en las provincias de Alicante, Murcia y Almería. Estas formaciones se encuentran en una estrecha franja en la zona inferior del piso mesolitoral y la franja más superior del piso infralitoral. Las bioconstrucciones de estos vermétidos endémicos protegen a la roca de la erosión, favoreciendo la formación de plataformas de abrasión y pozas de marea, y creando nuevos hábitats que contribuyen a aumentar la biodiversidad de la franja costera. El aglomerado que forman las conchas y las algas calcáreas constituye el hábitat de numerosas especies.

Estos arrecifes son especialmente vulnerables al aumento del nivel del mar, que puede provocar que queden sumergidos y cubiertos por las algas, causando su muerte total o parcial. Este proceso ya ha sido detectado en algunos arrecifes bien desarrollados del sur de Alicante (J. Templado, com. pers.) (Fig. 54). Por otra parte, también podrían verse amenazados en el futuro por el aumento de la temperatura (Barea-Azcón et al. 2008) y la acidificación (Milazzo et al. 2014).



Figura 54. Arrecife de *Dendropoma petraeum* en Cabo Roig (Alicante) y detalle de una parte del arrecife cubierta por algas fotófilas (derecha). Autor: J. Templado.

4.7. Fondos de rodolitos y *maërl*

Los fondos de rodolitos y *maërl* se caracterizan por la acumulación de algas calcáreas de vida libre sobre fondos de arenas y grava en algunos sectores de la plataforma continental. En el Mediterráneo se encuentran entre 30 y 110 m de profundidad, mientras que en el Atlántico pueden hallarse a partir de fondos infralitorales poco profundos. Las algas que los componen (de las familias Corallinaceae, Hapalidiaceae y Peyssonneliaceae) añaden complejidad estructural a los fondos sedimentarios, generalmente homogéneos, sobre los que se acumulan, constituyendo un hábitat muy peculiar y con una alta biodiversidad (Fig. 55) (Ballesteros 1988, 1994; Peña y Bárbara 2008; Joher et al. 2012, 2015; Peña et al. 2014).

Estas comunidades, al estar compuestas mayoritariamente por algas calcáreas, están potencialmente expuestas a la acidificación del agua, que puede afectar a sus tasas de calcificación y provocar la disolución de las estructuras carbonatadas. No existen en la actualidad evidencias de impactos derivados del cambio climático en los fondos de rodolitos. Sin embargo, de cara a evaluar su vulnerabilidad, deben tenerse en cuenta los resultados obtenidos en zonas con surgencias naturales de CO₂, en las que la desaparición de comunidades dominadas por algas calcáreas es casi absoluta en niveles de pH equivalentes a los proyectados para finales del siglo XXI (cf. apdo. 3.7.).

Por otra parte, los estudios realizados en laboratorio muestran respuestas muy variables, no necesariamente lineales, amplificadas por posibles sinergias entre la acidificación y el calentamiento del agua (McCoy et al. 2015). Ciertos estudios proyectan para finales de este siglo una drástica reducción de los fondos de *maërl* en latitudes altas del Atlántico, aunque esta podría ser menor en las costas ibéricas (Brodie et al. 2014).



Figura 55. Fondo de rodolitos (izquierda) y detalle (derecha). Autor: D. K. Kersting.

4.8. Zonas costeras con hábitats vulnerables al aumento del nivel del mar

Además de lo anteriormente expuesto, existen numerosos hábitats localizados en el supralitoral y la franja de influencia marítima (deltas, marismas, estuarios, lagunas y playas barrera) que pueden verse afectados y ser modificados por el aumento del nivel del mar. No se entra en detalle ya que estos hábitats quedan fuera del alcance de este informe.

5. PROYECCIONES Y ESCENARIOS

5.1. Proyecciones basadas en variables físico-químicas

En este apartado se recogen las proyecciones de los efectos del cambio climático sobre las variables físico-químicas en el medio marino en base a los distintos escenarios de emisiones y concentración de gases de efecto invernadero previstos para el siglo XXI.

Resumen

Durante el siglo XXI se prevé un calentamiento progresivo del agua, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo, que podría rondar los 0,2 - 0,3 °C década⁻¹.

El aumento de la temperatura llevará asociado una mayor estratificación del agua, con el consecuente efecto sobre la disponibilidad de nutrientes.

Es probable que la salinidad aumente en el Mediterráneo, tanto en superficie como en profundidad, lo que provocaría cambios en la salinidad de las aguas intermedias del Atlántico.

El nivel del mar aumentará entre 2 y 5 mm año⁻¹ durante este siglo; el rango tan amplio se debe en parte a los escenarios de emisiones, pero sobre todo a la contribución de la fusión de hielos, sobre la cual hay una gran incertidumbre.

Los modelos predicen una intensificación del afloramiento del noroeste ibérico entre abril y septiembre.

Las proyecciones para el oleaje en la costa norte obtienen datos dispares, pero las revisiones más recientes prevén pocos cambios hasta mitades de siglo y una ligera disminución de la altura de ola a partir de ese momento.

En el Mediterráneo se prevé una ligera disminución de la altura de ola, más acusada durante el invierno, mientras que en el archipiélago Canario no se prevén cambios importantes.

En líneas generales, se prevé una atenuación de la circulación termohalina en el Mediterráneo, caracterizada por una disminución en la formación de agua profunda en el golfo de León bajo los escenarios más pesimistas.

Escenarios del IPCC

El IPCC desarrolló en su día una serie de escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero basados en variables demográficas, de desarrollo socio-económico y cambio tecnológico, que han ido evolucionando con los años.

Los primeros escenarios elaborados, denominados SRES (IPCC 2000), han sido la base de las proyecciones de cambio climático y de las evaluaciones de impactos obtenidos durante la última década. Más recientemente el IPCC (2013) ha definido en su quinto informe de evaluación (AR5) unos nuevos escenarios, los RCP, con los que se están obteniendo nuevas proyecciones.

Se describen a continuación los escenarios SRES, teniendo en cuenta que la mayoría de resultados que se exponen en este apartado están obtenidos en base a estos. Posteriormente se aporta información sobre los escenarios RCP.

A1. Describe un futuro de rápido crecimiento económico, con un aumento en la población global que alcanzaría su máximo a mediados del siglo XXI. En este escenario se considera una rápida introducción de nuevas tecnologías de gran eficiencia energética. Esta familia recoge tres subgrupos basados en el tipo de sistema energético utilizado. A1FI: combustibles fósiles, A1T: fuentes de energía no basadas en combustibles fósiles, A1B: uso mixto de las distintas fuentes energéticas.

A2. Describe un mundo muy heterogéneo, poco convergente, con una población creciente y tasas de crecimiento económico con una alta dependencia regional. Como resultado el cambio tecnológico es muy fragmentado y más lento que en los restantes escenarios. En dicho escenario, considerado en su día como pesimista, las emisiones siguen siendo elevadas a lo largo de todo el siglo XXI.

B1. Describe un mundo convergente con un crecimiento poblacional hasta mitad del siglo XXI y un declive posterior (como en A1), pero con rápidos cambios hacia economías basadas en servicios e información y la introducción de tecnologías más eficientes y limpias. Se trata del escenario con menos emisiones de entre los considerados (i.e., el más optimista).

B2. Describe un mundo parecido al del escenario B1, pero que busca soluciones más locales tanto a nivel social y económico, como en relación con la sostenibilidad y la protección ambiental. Es un mundo con un incremento constante de la población, aunque con una tasa menor que en A2, con niveles intermedios de desarrollo económico y con un cambio tecnológico menor y menos diversificado que en B1 y A1.

Los escenarios climáticos de vigencia en la actualidad y recogidos en el último informe del IPCC (2013) describen cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero y contaminantes y su concentración atmosférica, descritos por los RCP (*Representative Concentration Pathways*) (Fig. 56). Un escenario de mitigación severa de emisiones (RCP2.6), dos escenarios intermedios (RCP4.5 y RCP6.0) y un escenario de emisiones muy altas (RCP8.5).

Se pueden identificar similitudes o paralelismos entre ambos conjuntos de escenarios. La figura 56 recoge las proyecciones del cambio de la temperatura media global en superficie para ambos conjuntos de escenarios. RCP8.5 está cerca de SRES A2, pero por debajo de SRES A1FI. RCP4.5 sigue a SRES B2 hasta 2060, pero luego cae siguiendo a SRES B1. En general, los escenarios del SRES A1B, A1T y B2 se mueven entre RCP8.5 y RCP4.5/6.0. El cambio de temperatura en RCP2.6 se estabiliza en alrededor de 1 °C por encima del período de referencia (1986-2005).

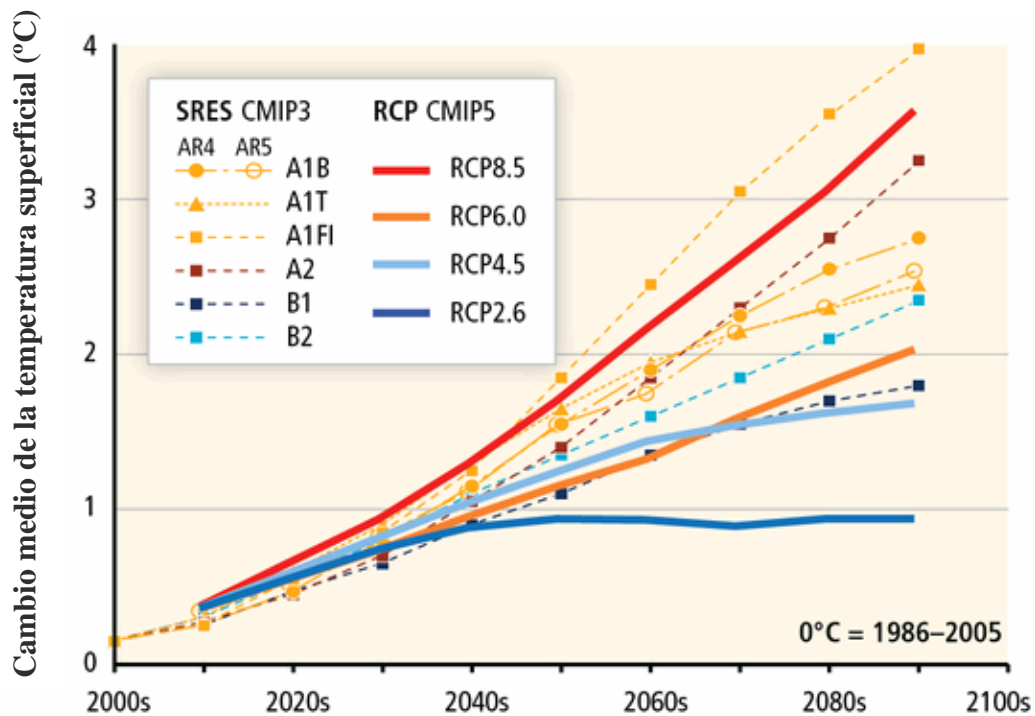


Figura 56. Escenarios RCP. Fuente: IPCC (2014).

Región Marina del Atlántico Peninsular

Bajo un escenario de emisiones moderadas (A1B) se espera durante el siglo XXI una tasa de aumento de la temperatura del agua en el golfo de Bizkaia de $0,015 \text{ } ^\circ\text{C año}^{-1}$. Si se tiene en cuenta un escenario con mayores emisiones (A2) la tasa aumenta a $0,02 \text{ } ^\circ\text{C año}^{-1}$ (Chust et al. 2011) (Fig. 57). El aumento de la temperatura llevará a una mayor estratificación de las aguas y a una reducción en la profundidad de la capa de mezcla, más acusada en mar abierto que en aguas costeras (Chust et al. 2014a), con el impacto subsiguiente en la disponibilidad de nutrientes por parte del fitoplancton.

Los distintos modelos predicen un aumento continuado del nivel medio del mar en la costa atlántica norte durante el siglo XXI. En el golfo de Bizkaia y la fachada atlántica se ha proyectado una tasa de aumento del nivel del mar de entre $1,5$ y 3 mm año^{-1} sin tener en cuenta la tasa de deshielo (Gomis et al. *en prensa*). Mientras que las proyecciones regionales de los modelos climáticos predicen un ascenso del nivel medio del mar de $28,5$ a $48,7 \text{ cm}$ en el golfo de Bizkaia durante este siglo, como resultado de la expansión térmica por el calentamiento y del deshielo, bajo los escenarios de emisiones A1B y A2 del IPCC (Chust et al. 2010). Las consecuencias de dicho ascenso en la costa cantábrica podrían suponer una intensificación de daños por oleaje extremo (Liria et al. 2011) y una intensificación del riesgo de inundación de 40 cm para el periodo 2050 - 2100 respecto al presente por variabilidad extrema del nivel del mar (marejadas ciclónicas) con 50 años de periodo de retorno (Marcos et al. 2012). Estos autores señalan que la mayor incertidumbre futura en las tasas de aumento de nivel del mar proviene de las estimas de deshielo.

En el caso del afloramiento del noroeste en Galicia, aunque la tendencia observada durante las últimas décadas parece marcada por una disminución de la intensidad (e.g., Pérez et al. 2010), los modelos predicen su intensificación entre los meses de abril a septiembre para el siglo XXI (Miranda et al. 2012; Casabella et al. 2014; Gomis et al. *en prensa*).

En cuanto al oleaje, las proyecciones son dispares. Según algunos trabajos se prevé un aumento tanto de la altura media de ola como de la frecuencia de eventos extremos, acompañados por un cambio hacia el oeste en la dirección dominante del oleaje (Losada et al. 2006; Chust et al. 2011). Sin embargo, revisiones recientes apuntan hacia una época sin cambios significativos hasta el 2040 y a una ligera disminución de la altura media de ola a partir de la segunda mitad del siglo XXI (Losada et al. 2014; Gomis et al. *en prensa*; Martínez-Asensio et al. *en prensa*).

La marea meteorológica de signo positivo disminuiría en frecuencia y magnitud, mientras que aumentaría la de signo negativo (Marcos et al. 2011).

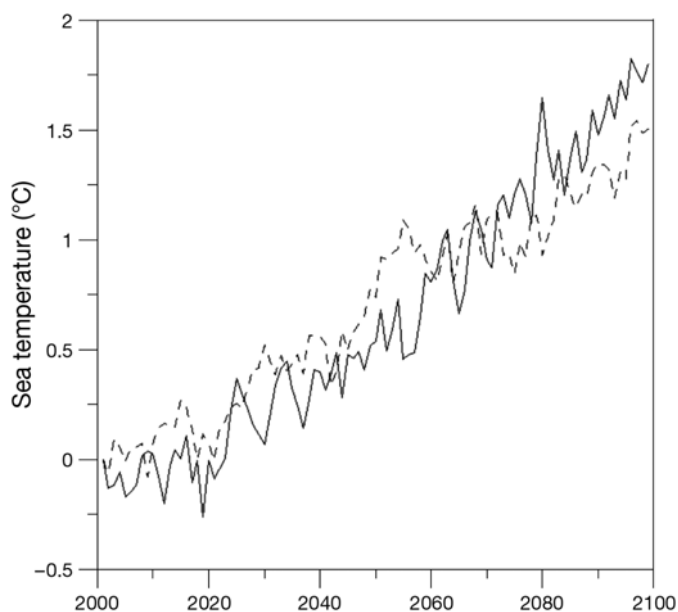


Figura 57. Tasa de cambio de la temperatura anual en los primeros 100 m de la columna de agua en el golfo de Bizkaia proyectada para el siglo XXI en base a los escenarios SRES A1B (línea continua) y A2 (línea discontinua). Fuente: Chust et al. (2011).

Región Marina del Mediterráneo

En el Mediterráneo, bajo el escenario A2 (emisiones altas), la temperatura superficial media entorno a la península ibérica subiría entre 2,5 y 3 °C durante el siglo XXI (Somot et al. 2006; Gomis et al. 2012) (Fig. 58). Este aumento sería menor durante la primavera (2,3 °C) y mayor durante el verano y el otoño (2,9 °C). La salinidad en los primeros 10 m también aumentaría entre 0,48 y 0,6 (Somot et al. 2006; Gomis et al. 2012), aunque se podrían registrar anomalías negativas de salinidad en algunas zonas concretas como en el Mar Balear (Adloff et al. 2015). Adloff et al. (2015) obtienen valores de anomalía térmica en superficie de 1,73 a

2,97 °C y anomalías de salinidad entre 0,48 y 0,89 en el periodo comprendido entre 2070 y 2099. Para el conjunto de la columna de agua los resultados muestran cambios menos acusados: a 100 m de profundidad el incremento de temperatura y salinidad sería algo menor (2 °C y 0,45), mientras que a 700 m el incremento de estas variables estaría en torno a 1 °C y 0,35 (Gomis et al. 2012). Debido a los desajustes en el balance energético e hídrico (i.e., evaporación, precipitación, descarga fluvial), tanto en el caso de la temperatura como de la salinidad el Mediterráneo entraría en un estado transitorio o de no equilibrio con un aumento continuado en estas variables que se prolongaría más allá del siglo XXI (Gomis et al. 2012). En el caso de la salinidad, sin embargo, algunos modelos muestran que una eventual entrada de aguas atlánticas mucho menos salinas que las actuales podría compensar en parte, o incluso completamente, el aumento de salinidad derivado del forzamiento local.

Como consecuencia de la subida generalizada de temperaturas se prevé un aumento significativo en la frecuencia e intensidad de las olas de calor (definidas en base a los parámetros actuales) de hasta 0,8 eventos año⁻¹ (i.e., tres de cada cuatro años). Si solo se contemplan los últimos 25 años del siglo XXI la frecuencia aún sería mayor, registrándose una ola de calor cada año (Jordà et al. 2012a).

Las tendencias de ascenso del nivel medio del mar para el siglo XXI se sitúan entre 3,7 y 5,3 mm año⁻¹ para el escenario A2, lo que supondría un aumento total de 40 a 60 cm para el año 2100 (Gomis et al. 2012). Se debe tener en cuenta que estos valores no incluyen todos los intercambios de agua entre el Mediterráneo y Atlántico, que dependen de la diferencia de nivel a ambos lados de Gibraltar, y que podrían contribuir con hasta 20 cm adicionales. La componente de aumento del nivel del mar dependiente de estos intercambios es una de las cuestiones no resueltas hasta el momento. Adloff et al. (2015) aportan valores similares (de 34 a 49 cm en total) para el periodo entre 2070 y 2099 y los escenarios B1, A2 y A1B.

En el Mediterráneo occidental se prevé una disminución de la altura de ola bajo los escenarios B1, A1B y A2, que sería más acusada en invierno (Gomis et al. 2012; Losada et al. 2014). Al igual que en el Atlántico, se prevé una disminución de las marejadas ciclónicas positivas y un aumento de las negativas (Marcos et al. 2011). El futuro calentamiento también forzaría una disminución de los ciclones, particularmente en invierno, a causa del establecimiento de condiciones poco propicias para su génesis y de la migración hacia el polo del corredor de bajas presiones invernales en Europa occidental (Walsh et al. 2014).

En términos generales, se prevé una desaceleración de la circulación termohalina en todo el Mediterráneo (Somot et al. 2006; Adloff et al. 2015), que en la cuenca occidental iría asociada a una disminución de la formación de agua profunda en el golfo de León bajo el escenario A2, debido a una mayor estratificación de la columna de agua (Herrmann et al. 2008; Adloff et al. 2015). Sin embargo, la formación de agua profunda permanecería inalterada en el escenario A1B y aumentaría en el escenario B1 (Adloff et al. 2015).

En cuanto a la circulación superficial se podrían dar algunos cambios en el Mar Balear con la penetración del Agua Superficial Atlántica hacia el norte a lo largo de la costa española (Adloff et al. 2015).

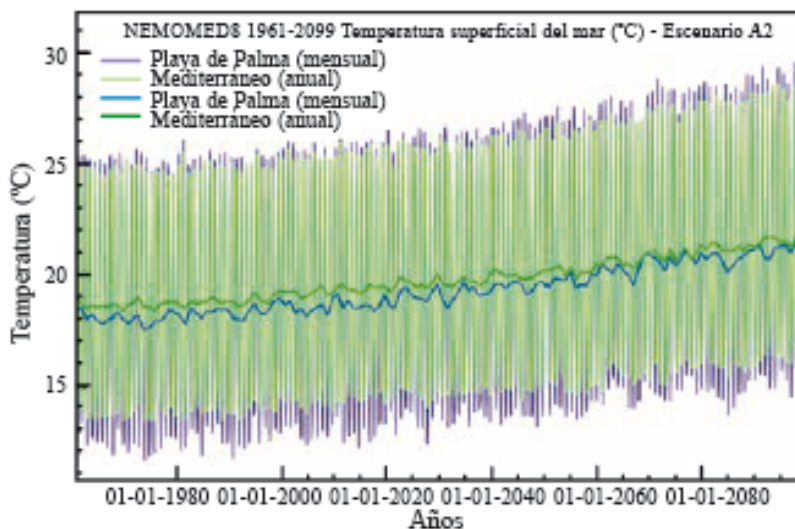


Figura 58. Proyección para el siglo XXI de la temperatura en los primeros 10 m de agua en un punto próximo a las islas Baleares y valor medio en el Mediterráneo bajo el escenario de emisiones A2. Fuente: Gomis et al. (2012).

Región Marina de Canarias

En la zona de Canarias se prevé hasta mitades del siglo XXI un aumento de la temperatura del agua superficial (SST) de unos $0,2 \text{ }^{\circ}\text{C} \text{ década}^{-1}$, la salinidad sufrirá pocos cambios, tal vez un ligero descenso debido a la advección de agua dulce originada en el deshielo, pero las tendencias obtenidas no son estadísticamente significativas. El afloramiento costero africano podría mostrar una ligera intensificación, pero menor que la que muestra el afloramiento ibérico (todo ello bajo el escenario A1B, Gomis et al. *en prensa*).

En cuanto a la altura de ola, en Losada et al. (2014) se prevé un aumento significativo de esta en la cara sureste del archipiélago bajo los escenarios A2, A1B y B1, mientras que en trabajos más recientes las previsiones para el siglo XXI muestran pocos cambios en la altura de ola o incluso un ligero descenso, pero de escasa significancia estadística (escenario A1B, Gomis et al. *en prensa*).

5.2. Proyecciones basadas en variables y respuestas biológicas

Las modificaciones ambientales derivadas del cambio climático provocan toda una serie de respuestas biológicas de acuerdo con lo expuesto en el capítulo 3. La modelización de la respuesta de los organismos y del ecosistema basada en escenarios de cambio de variables físico-químicas es compleja dada la cantidad de variables implicadas y la incertidumbre asociada. No obstante, existen varios trabajos en los que se modelizan las respuestas de organismos y comunidades bajo escenarios de incremento de gases de efecto invernadero y otros en los que se hacen predicciones basadas en las tendencias detectadas durante las

últimas décadas, aunque con un mayor grado de incertidumbre. La información presentada en este apartado se basa en proyecciones documentadas en la bibliografía, pero debe tenerse en cuenta que los cambios físico-químicos acaban repercutiendo de una forma u otra en los procesos biológicos, por lo que si las tendencias de cambio continúan, es esperable que así ocurra a su vez con las respuestas ya descritas a lo largo del informe.

Resumen

En relación con la respuesta de los organismos a los cambios proyectados, se prevé la continuidad de los impactos derivados del aumento de la temperatura: el declive de los bosques de macroalgas atlánticos, el aumento en la frecuencia de las mortandades asociadas al calentamiento en el Mediterráneo, y un posible retroceso de las praderas de Posidonia oceanica en algunas zonas.

El calentamiento también favorecería el desarrollo de las poblaciones del erizo Diadema africanum, cuyos blanquiales persistirían en Canarias, aunque dependiendo de los episodios de mortandad masiva descritos durante los últimos años.

Los valores de pH que se proyectan para finales del siglo XXI podrían provocar cambios significativos en comunidades dominadas por organismos con esqueletos carbonatados, como el coralígeno mediterráneo o los fondos de maërl.

Los cambios en la intensidad de los afloramientos, la estratificación de la columna de agua y los posibles cambios en la circulación termohalina, pueden tener efectos significativos sobre la producción primaria.

Se prevén cambios en la estacionalidad de los "blooms" fitoplanctónicos y en la exportación de carbono orgánico por sedimentación.

Los cambios físico-químicos y en la producción primaria previstos en el Mediterráneo pueden afectar a especies de interés comercial, como la anchoa Engraulis encrasicolus.

Tales cambios también podrían afectar al "krill", principal alimento del rorcual común, Balaenoptera physalus.

A falta de mucha información sobre especies y procesos, todo apunta hacia el empobrecimiento y una mayor vulnerabilidad de nuestros mares, junto con la disminución de su capacidad para absorber CO₂.

Región Marina del Atlántico Peninsular

Los bosques de macroalgas del norte peninsular, en los que ya se han detectado importantes cambios (cf. aptdos. 3.2.1 y 3.3), podrían continuar su declive hasta, en algunos casos, la

completa desaparición de ciertos grupos y especies. Así Brodie et al. (2014) proyectan la total desaparición de los bosques de laminarias en la zona debido al aumento de la temperatura, así como la introducción y aumento de la abundancia de ciertas especies invasoras. También Alcock (2003) predice la desaparición de las costas de la península ibérica de *Laminaria hyperborea* junto con *Fucus serratus*, mientras que *Fucus vesiculosus* quedaría relegado únicamente a ambientes estuáricos. A partir de modelos de distribución de especies y experimentos de termotolerancia, Martínez et al. (2014) prevén la extinción de *Himanthalia elongata* en su límite sur de distribución, es decir en la costa norte de la península ibérica, mientras que *Bifurcaria bifurcata*, más tolerante al aumento de la temperatura, aumentaría en cobertura.

Se ha demostrado en laboratorio que el aumento simultáneo de la temperatura y la concentración de CO₂ podría afectar al rendimiento general de las macroalgas, tanto a nivel de comunidad como individual, con consecuencias sobre las tasas de productividad y respiración (Olabarria et al. 2013). Sin embargo, estos autores advierten que la respuesta es compleja y muy dependiente de la especie.

Alcock (2003) modelizó los cambios en 18 especies bentónicas del intermareal del golfo de Bizkaia hasta 2050 mediante un modelo gráfico, así como los límites de temperatura estival e invernal de dichas especies. Sus resultados muestran que numerosas especies cuyo límite de distribución sur actual se sitúa en la costa vasca migrarían hacia el norte. Asimismo, el desplazamiento hacia el norte de la distribución de praderas marinas como las de *Zostera noltii* ha sido estimado en 890 km para finales de siglo por calentamiento del mar (Valle et al. 2014).

Se proyectan cambios de distribución que afectan a otros organismos ingenieros del ecosistema como el poliqueto *Diopatra* sp. A, especie nueva para la ciencia que pasaría a ser dominante en hábitats dominados actualmente por otro poliqueto, *Arenicola marina* (Berke et al. 2010). Las diferencias entre la bioturbación causada por una y otra especie son sustanciales, puesto que *A. marina* tiene una gran actividad bioturbadora en el sedimento, mientras que *Diopatra* sp. A tiende a estabilizarlo. En consecuencia, se prevén cambios importantes en estos hábitats.

En términos generales, el incremento del periodo de estratificación y las alteraciones de procesos como los afloramientos pueden modificar significativamente la productividad, disminuyendo o incrementando la producción primaria, y también pueden influir en procesos vitales, como por ejemplo, en el reclutamiento del percebe *Pollicipes pollicipes* (Rivera et al. 2013). Por otra parte, el aumento de la presión parcial de CO₂, responsable de la acidificación del agua, puede favorecer la productividad en praderas de fanerógamas y comunidades de macroalgas, que están limitadas por la disponibilidad de CO₂ (Brodie et al. 2014) (Fig. 59).

Con el ascenso del nivel del mar se prevé una migración natural de las comunidades costeras y estuáricas hacia el interior, que se verá impedida en muchos casos por barreras fijas artificiales y naturales. Las especies estuáricas que tienen un rango de nicho ecológico estrecho, asociado con aquellas variables climáticas que van a variar, y con capacidad de

dispersión limitada, verían su vulnerabilidad incrementada por la interacción de los factores ambientales de cambio dado que su hábitat podría verse reducido y fragmentado (Chust et al. 2011, 2013; Valle et al. 2014).

En lo referente al plancton, un estudio reciente ha proyectado y extrapolado a escenarios de cambio climático en el Atlántico norte, el hábitat potencial de las 14 especies más abundantes de zooplancton (Villarino et al. 2015). Este trabajo, que acopla modelos de hábitat a modelos de ecosistema e hidrológicos, prevé un desplazamiento promedio hacia el norte de la comunidad de zooplancton de 8,7 km por década, un avance del máximo de abundancia estacional de 12 - 13 días, y reemplazamientos del 43 - 79% de las especies en ciertas zonas. Estos cambios previstos en la comunidad del zooplancton podrían conllevar transformaciones importantes en los niveles tróficos superiores como los peces.

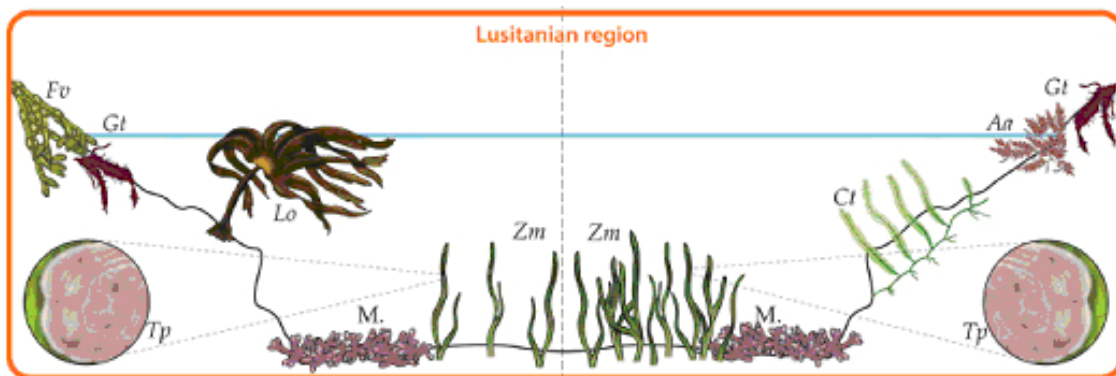


Figura 59. Proyección de cambios en la flora bentónica atlántica en un escenario sin regulación de las emisiones de CO₂ (izquierda: actualidad, derecha: proyección). Las laminariales, tilopteridales y fucales serían sustituidas por algas de menor porte y especies invasoras, mientras que las fanerógamas marinas prosperarían y no se esperan cambios significativos en los fondos de *maerl* y algas calcáreas. Aunque resultados recientes (Linares et al. 2015) muestran que sí que podrían darse cambios significativos en este tipo de comunidades dominadas por algas calcáreas. Fuente: Brodie et al. (2014).

Región Marina del Mediterráneo

Debido a sus características específicas, es muy probable que los efectos del cambio climático en el mar Mediterráneo, definido como un océano en miniatura, sean detectables antes que en otros mares y océanos (Coll et al. 2010).

El mar Mediterráneo es un mar oligotrófico, por lo que el calentamiento de sus aguas no tendrá efectos significativos en las tasas fotosintéticas. Por un lado, se espera que el aumento en la estratificación de la columna de agua, causado por el aumento de la temperatura y por cambios en la densidad de las aguas superficiales, refuerce las condiciones de oligotrofia, provocando una reducción de la producción primaria (Durrieu de Madron et al. 2011; Macías et al. 2015). Sin embargo, también se prevé un aumento en la biomasa total de clorofila asociado a la mezcla invernal y al "bloom" primaveral, que se adelantará 1 - 1,5 meses (Herrmann et al. 2014). Se proyecta una disminución del tamaño de

célula media en el fitoplancton, que interferirá en la capacidad de las aguas superficiales para transferir materia orgánica a otros niveles tróficos y a aguas profundas (Durrieu de Madron et al. 2011). Estos autores proyectan efectos similares asociados a la acidificación. Cabe comentar que este conjunto de procesos (calentamiento del agua, disminución en la capacidad fotosintética, aumento de las tasas de respiración con respecto a las fotosintéticas, y la disminución del carbono que se exporta al fondo) disminuyen la capacidad de absorción de CO₂ de las aguas del Mediterráneo (Calvo et al. 2011).

Las praderas de *Posidonia oceanica* podrían reducir notablemente sus densidades en algunas áreas en el Mediterráneo del siglo XXI. Según Jordà et al. (2012a), el calentamiento del agua llevará a la fanerógama a la extinción funcional hacia mitades de siglo, incluso en el caso de un escenario de emisiones moderadas. Otros datos procedentes de áreas como las costas de la Comunidad Valenciana, Cataluña y Murcia (Romero et al. 2012; Guillen et al. 2013; Roca et al. 2015; Ruiz et al. *en prensa*) no muestran tendencias negativas, y sugieren por tanto que dicha posible extinción tendría carácter local. Pese a los trabajos que muestran el impacto del calentamiento sobre esta especie (cf. aptdo. 3.1), distintos autores apuntan que el aumento en la concentración de CO₂ previsto para el futuro podría favorecerla parcialmente (Invers et al. 2002; Hall-Spencer et al. 2008) y que el aumento de la temperatura podría afectar negativamente a ciertos patógenos en beneficio de esta fanerógama (Olsen et al. 2015).

La acidificación progresiva del agua tendrá un efecto sobre las comunidades dominadas por organismos carbonatados, que tienen una gran representación en el Mediterráneo y que se caracterizan, además, por su elevada biodiversidad. Así, los arrecifes de vermétidos (Milazzo et al. 2014), los de *Cladocora caespitosa* (Movilla et al. 2012) y el coralígeno (Linares et al. 2015), por poner algunos ejemplos, están potencialmente amenazados. Se debe tener en cuenta que si bien la acidificación aumentará la disolución de las estructuras calcáreas de estos organismos, también se ha comprobado que no se verán afectadas las tasas de calcificación de algunas especies de crecimiento lento como *C. caespitosa* (Rodolfo-Metalpa et al. 2010b) y algunos corales profundos como *Lophelia pertusa*, *Madrepora oculata* y *Dendrophyllia cornigera* (Maier et al. 2013; Movilla et al. 2014b). La acidificación también puede producir una disminución en la talla de los individuos de ciertas especies. El proceso de calcificación requiere un gran aporte energético y se ha observado una reducción en el tamaño de ciertos organismos que han vivido, durante generaciones, expuestos a aguas acidificadas en zonas de surgencias naturales de CO₂. Con esta respuesta, al mantener estructuras de menor tamaño, se consigue una reducción del coste energético de la calcificación y el crecimiento, en pro del mantenimiento de otros mecanismos como la reproducción, que aseguran la continuidad de estas poblaciones en medios ácidos (Garilli et al. 2015).

Dadas las proyecciones climáticas y la relación demostrada entre las mortandades recurrentes y el aumento de la temperatura (Crisci et al. 2011; Kersting et al. 2013), es de esperar que este tipo de eventos continúe en el futuro, posibilidad que han indicado repetidamente numerosos autores (e.g., Bianchi et al. 2007; Calvo et al. 2011). Como consecuencia de estas mortandades se esperan cambios en la abundancia de las especies afectadas y cambios en su distribución vertical, puesto que las tasas de mortalidad son

mayores a cotas más someras dada su mayor exposición al aumento de temperatura (Kersting et al. 2013; Linares et al. 2014). El riesgo de sufrir nuevas mortandades es mayor en unas zonas que en otras, según los antecedentes y las características hidrográficas. Por ejemplo, el riesgo sería mayor en las Islas Columbretes, donde se han registrado de forma repetida mortandades de varias especies de antozoos y un mayor calentamiento del agua, que en las islas Medes, donde existen las mismas especies pero las mortandades han sido menos frecuentes o incluso inexistentes. De hecho, ya se han creado los primeros modelos y mapas de riesgo de mortandades masivas en el Mediterráneo noroccidental, que combinan la información del régimen térmico en cada zona con la termotolerancia y la distribución de especies modelo como la gorgonia *Paramuricea clavata* (Pairaud et al. 2014) (Fig. 60). Esta modelización permite discernir entre zonas y poblaciones más o menos expuestas a futuros eventos de mortandad. Por otra parte, el aumento de la temperatura del agua conlleva una serie de efectos subletales que pueden llegar a comprometer el desarrollo y la recuperación de las poblaciones de especies vulnerables. Se ha comprobado de forma experimental que el aumento de la temperatura tiene un gran impacto sobre la reproducción de la gorgonia roja *P. clavata* (Arizmendi-Mejía et al. 2015a), afectando además a la viabilidad de sus embriones y larvas (Kipson et al. 2012).

Las condiciones que se prevén para el Mediterráneo español podrían afectar también a especies de gran interés comercial. Este es el caso de las poblaciones de anchoa *Engraulis encrasicolus* en el Mar de Alborán, potencialmente amenazadas por los cambios oceanográficos y en la producción primaria previstos en esta cuenca (Macías et al. 2014b).

También las grandes ballenas, como el rorcual común *Balaenoptera physalus*, el mayor cetáceo del Mediterráneo, podrían verse afectadas por los cambios de distribución de su principal alimento, el crustáceo más abundante en el "krill", *Meganyctiphanes norvegica*. En el Mediterráneo, este crustáceo no podrá migrar hacia el norte a medida que aumente la temperatura del agua y tendrá que convivir y competir con especies termófilas e invasoras. La distribución del rorcual común dependerá de la disponibilidad de su alimento, siendo por lo tanto muy vulnerable a estos cambios (Gambaiani et al. 2009).

El progresivo calentamiento del agua podría favorecer la expansión de dinoflagelados tropicales que pueden provocar problemas de salud humana, como el género *Gambierdiscus*, causante de la ciguatera. Aunque estos dinoflagelados todavía no han sido detectados en las costas españolas, hay constancia de su presencia reciente en zonas templadas, incluido el Mediterráneo (Aligikadi et al. 2009).

Aunque falta mucha información sobre muchas especies y procesos, la evidencia sobre el conjunto de impactos total es suficiente como para poder afirmar que todo apunta hacia un mar Mediterráneo más pobre, de mayor homogeneidad biogeográfica y vulnerable en el futuro (Templado et al. 2014).

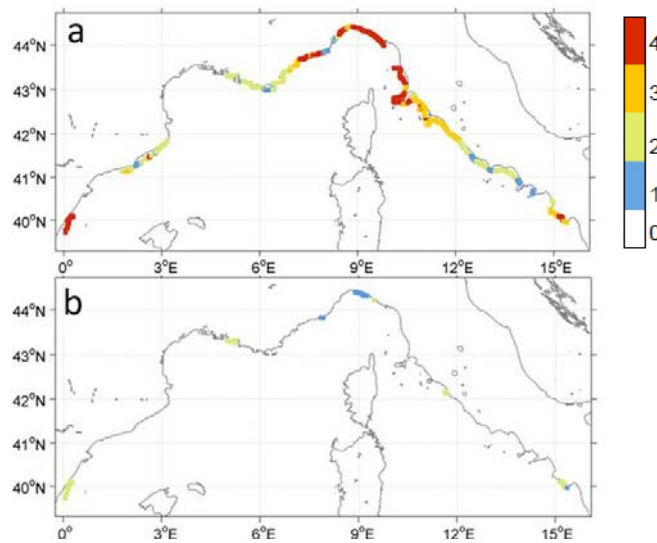


Figura 60. Mapa de riesgo para la gorgonia *Paramuricea clavata* basado en umbrales de termotolerancia y en la distribución vertical y geográfica de la especie. Mapa de estrés térmico potencial a 20m de profundidad (a) y a 30 m (b). La escala va de efectos subletales (1) a impacto letal medio (2), alto (3) y extremo (4). Fuente: Pairaud et al. (2014).

Región Marina de Canarias

En relación con los cambios de distribución de las especies en respuesta al calentamiento del agua, Brito (2008) propone que la existencia de un marcado gradiente térmico este-oeste y la heterogeneidad norte-sur en cada isla ayudarán a paliar el proceso de pérdida de ciertas especies. De esta forma, las zonas más frías de las islas orientales servirán de refugio para muchas especies dentro de unos límites razonables de cambio. Aunque también advierte que es muy probable que desaparezcan las especies que tienen una distribución actual más restringida. Por lo tanto, las especies más amenazadas son aquellas cuya distribución actual se limita a las islas orientales, donde las aguas son más frías, y aquellas cuyo límite meridional de distribución se sitúa en Canarias, como por ejemplo las algas pardas *Cystoseira abies-marina* (Fig. 61) y *Cystoseira mauritanica* y la fanerógama *Cymodocea nodosa*, formadoras de extensas comunidades costeras en el archipiélago.

Dado que el calentamiento del agua está favoreciendo un aumento en el reclutamiento y la supervivencia de los juveniles del erizo *Diadema africanum*, se prevé que los blanquizales generados por esta especie persistan dadas las predicciones de aumento de la temperatura (Hernández et al. 2010). Sin embargo, también debe tenerse en cuenta la posibilidad de que aumenten las mortandades masivas que ya han afectado a este erizo y que también se han asociado al aumento de la temperatura (Clemente et al. 2014), así como el efecto negativo de la acidificación en la fertilización y el desarrollo larvario de esta especie clave (García 2014).



Figura 61. Bosque dominado por *Cystoseira abies-marina* y recubrimiento de *Lobophora variegata* en la parte inferior de la imagen. Los Jameos, Lanzarote. Autor: R. Haroun.

6. MEDIDAS DE ADAPTACIÓN

El desarrollo de medidas de adaptación debe ser una prioridad frente a la importante y creciente evidencia de cambio climático. En la revisión de medidas y estrategias de adaptación realizada por Mawdsley et al. (2009) se realiza una agrupación de estas en 4 grandes categorías: 1. Gestión y protección del territorio (que puede ser terrestre o acuático); 2. Gestión y protección directa de las especies; 3. Seguimiento y planificación y 4. Desarrollo de legislación y normativa. Teniendo en cuenta a grandes rasgos esta clasificación, se muestran a continuación algunas medidas de adaptación que serían aplicables al medio marino español.

Es de gran interés reseñar que en la mayoría de ocasiones, muchas de las herramientas necesarias para la implementación de estas medidas ya están desarrolladas, no obstante, la aplicación de las mismas deberá realizarse con un nuevo enfoque que integre los efectos del cambio climático en especies y ecosistemas, su vulnerabilidad y sus posibilidades de adaptación.

Resumen

Las medidas de adaptación contempladas son:

- La protección y conservación de especies y hábitats vulnerables. Principalmente a través de los listados de protección, que deben contemplar las nuevas amenazas y vulnerabilidades frente al cambio climático.*
- La protección de zonas específicas a través de áreas marinas protegidas con el objetivo de mejorar la resiliencia al cambio climático de las especies y el ecosistema a través de la regulación de usos y zonación.*
- Una gestión de la actividad pesquera basada en criterios de sostenibilidad, y con un enfoque ecosistémico, con el mismo objetivo general de mejora de la resiliencia del ecosistema y de las especies.*
- Las actuaciones directas dirigidas a la regeneración de hábitats y poblaciones, que, aunque están sujetas a ciertas limitaciones, podrían ser útiles en casos concretos.*
- El fomento y respaldo del seguimiento científico, asegurando la continuidad de las series temporales existentes e impulsando el estudio y seguimiento de los efectos del cambio climático en el medio marino para realizar una mejor gestión adaptativa.*
- El uso de herramientas como las evaluaciones de vulnerabilidad y el análisis de riesgos, que ayuden al desarrollo de medidas de adaptación.*
- Las acciones de divulgación y de sensibilización, muy necesarias para hacer llegar a la sociedad la creciente y robusta evidencia de cambio climático y sus efectos sobre el medio marino.*

Debe tenerse en cuenta que muchas de las herramientas necesarias para la implementación de estas medidas ya están desarrolladas en la actualidad, por lo que sería necesario una adaptación de las mismas para su aplicación con este nuevo enfoque.

6.1. Medidas legislativas

6.1.1. Protección y conservación de especies y hábitats vulnerables

En relación con este subapartado y el siguiente hay que tener presente que una de las principales estrategias de adaptación frente al cambio global, con el objetivo de preservar el

funcionamiento de los ecosistemas y su biodiversidad, es la maximización de la resiliencia del ecosistema en su conjunto.

En el contexto actual de cambio climático las medidas de protección y conservación de especies y hábitats deben desarrollarse teniendo en cuenta su vulnerabilidad ante los rápidos cambios físico-químicos y biológicos (Mawdsley et al. 2009). La resiliencia al cambio climático puede favorecerse eliminando la exposición a otros impactos derivados de la actividad humana. A nivel local esto es posible mediante la regulación de actividades, de fácil aplicación en espacios con cierto régimen de protección (cf. aptdo. 6.1.2), pero difícil en otros espacios. Por lo que también debe realizarse una revisión intensiva de los protocolos de evaluación de impacto ambiental y, sobre todo, de los protocolos de vigilancia ambiental publicados en las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIAs), para asegurar una mayor eficacia a la hora de proteger y conservar hábitats y especies particularmente vulnerables.

Otra herramienta de gran utilidad son los listados legislativos de protección de especies y hábitats, siempre y cuando vayan acompañados de medidas dirigidas a reducir el conjunto de impactos sobre las especies y los hábitats considerados. El estado de conservación de algunas especies ha cambiado drásticamente en las últimas décadas, por lo que es necesaria la revisión urgente de su estatus en las listas de protección en vigor, a la vez que se revisan los criterios de evaluación incluyendo explícitamente la vulnerabilidad frente al cambio climático. Como ejemplo el coral *Cladocora caespitosa*, cuya reciente inclusión en la lista roja de la UICN bajo la categoría *en peligro* se ha debido principalmente al alarmante declive de sus arrecifes a causa del calentamiento del agua durante las últimas décadas, u otros como el coral *Corallium rubrum* y la gorgonia *Paramuricea clavata* para los que también se ha tenido en cuenta su vulnerabilidad frente al cambio climático (www.iucnredlist.org).

6.1.2. Redes de espacios marinos protegidos

Las áreas marinas protegidas (AMPs) y, por supuesto, las redes que forman, son una de las herramientas de protección más eficaces para la conservación de la biodiversidad (Lubchenco et al. 2003). En la actualidad, aunque no fueron creados con este objetivo, estos espacios son también una de las pocas herramientas disponibles para luchar a escala local contra impactos de gran alcance geográfico como los relacionados con el cambio climático (Micheli et al. 2012; Mumby et al. 2014). La evidencia empírica de que la protección a través de AMPs aumenta la resiliencia frente al cambio climático es aún limitada, aunque existen varios estudios que muestran claros resultados en este sentido. Por ejemplo, en Baja California Micheli et al. (2012) describen como las poblaciones protegidas en el interior de una AMP tienen una mayor capacidad de recuperación frente a mortandades masivas derivadas del cambio climático, gracias a la presencia de adultos reproductores de mayor tamaño y fertilidad. Además, a través de la exportación de larvas, estos grandes reproductores favorecen la recuperación en zonas adyacentes al espacio protegido. Estos autores subrayan que las acciones de gestión dirigidas a evitar impactos a escala local

pueden ser una estrategia efectiva a la hora de combatir amenazas a escala regional o incluso global.

En España un ejemplo de la utilidad de las AMPs para mitigar los efectos directos o indirectos del cambio climático es la protección de los depredadores del erizo *Diadema africanum* en las reservas marinas de Canarias (Clemente et al. 2010). En este caso, el establecimiento de reservas marinas ha sido una herramienta muy eficaz para revertir la situación de blanquizar, causada en parte por el cambio climático, en algunos de los fondos rocosos de las islas (Sangil et al. 2010).

Es importante destacar que, en el contexto actual, la protección y las medidas de gestión locales, como las AMPs, pueden ser tan necesarias y eficaces en la lucha contra los efectos del cambio global como las medidas globales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, al menos en el corto plazo. Esto es así dada la evidencia de que las medidas de mitigación de las emisiones tendrán poco efecto sobre la temperatura del agua a corto y medio plazo. En arrecifes tropicales se ha evaluado la importancia relativa de las medidas locales y globales sobre la resiliencia del ecosistema bajo distintos escenarios de emisiones y se concluye que las acciones globales para la reducción de emisiones tendrán pocos efectos sobre el estado de salud de los arrecifes si no vienen acompañadas de medidas de control a escala local (Mumby et al. 2014).

Por otra parte, es importante asegurar la mayor conectividad posible entre espacios protegidos a través de redes de AMPs, favoreciendo la resiliencia de las metapoblaciones a través de las poblaciones locales protegidas. La conectividad aumenta la probabilidad de recuperación de poblaciones impactadas a través de la incorporación de individuos de otras poblaciones, lo que incrementa también su diversidad genética, favoreciendo la resiliencia. De hecho, el conocimiento sobre la estructura genética y la conectividad de aquellas especies que son clave en el ecosistema es esencial en el diseño de reservas marinas (Arizmendi-Mejía et al. 2015b). En este sentido, se considera que las especies con mayor capacidad de dispersión y conectividad, como las que presentan fases larvarias planctónicas, son más resilientes al cambio climático que las que presentan una dispersión limitada (Chust et al. 2013). Por lo que, por otra parte, la creación y la gestión de reservas marinas también debe basarse en criterios de protección de especies con baja capacidad de dispersión, que prácticamente no reciben reclutamiento de otras poblaciones. Estos organismos, con estrategias reproductoras que favorecen el autoreclutamiento, son más vulnerables a las perturbaciones por su baja capacidad de recuperación, que dependerá en gran medida de la propia población ya impactada. En estos casos es importante reforzar su protección a nivel local, allí donde se localicen sus poblaciones (Casado-Amezúa et al. 2014; Arizmendi-Mejía 2015).

Asimismo, las reservas marinas también pueden tener la función de proteger y conservar ciertas áreas que puedan actuar como futuro refugio de comunidades y especies vulnerables o que alberguen ecosistemas especialmente resilientes al cambio climático.

Estos aspectos y la vulnerabilidad frente al cambio climático deben tenerse en cuenta en la creación de nuevos espacios marinos protegidos, como los lugares marinos de la Red Natura

2000. Por otra parte, los planes de gestión de los espacios ya existentes deberían ser revisados con el objetivo de ajustarlos a las nuevas necesidades.

Además de las funciones originales de protección y conservación, cabe destacar el importante papel que están desempeñando las reservas marinas como laboratorios naturales en los que efectuar el seguimiento de los cambios y las respuestas del ecosistema (e.g., Linares et al. 2014; red T-MedNet, www.t-mednet.org). Una buena parte de la información disponible acerca de los efectos del cambio climático sobre los organismos marinos ha sido obtenida gracias a los seguimientos que se han realizado en muchas reservas marinas durante las últimas décadas, fruto del esfuerzo conjunto de científicos y gestores. Esta información es esencial para poder establecer medidas de gestión adaptadas al cambio climático, dentro y fuera de los espacios protegidos.

6.1.3. Gestión de la actividad pesquera

Además de una política general de reducción de emisiones, en líneas generales, y como base para la mejora de la resiliencia del ecosistema en su conjunto, son necesarias medidas de gestión pesquera basadas en criterios de sostenibilidad y con un enfoque ecosistémico. La FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) propone algunas medidas de adaptación en esta dirección, algunas generales como la reducción de impactos sobre los sistemas naturales (contaminación derivada de la actividad, prácticas de pesca destructivas) y otras dirigidas a la protección de zonas sensibles o importantes en los ciclos vitales de las especies explotadas. Así como aquellas que están relacionadas con la gestión de las pesquerías, orientadas principalmente a evitar la sobrepesca de especies vulnerables promoviendo la resiliencia en general (Shelton 2014). Todo ello debe ir acompañado y respaldado por un seguimiento científico que evalúe objetivamente los impactos y la eficacia de las medidas.

Sin entrar en detalle en otros usos, dada la infinidad de actividades que se desarrollan en la costa y en el mar, como en el caso de la pesca, las líneas generales de gestión deben ir dirigidas hacia la sostenibilidad y la reducción de impactos. Esto es especialmente importante en zonas sensibles que presenten especies o hábitats vulnerables.

6.2. Actuaciones directas

En el medio marino las actuaciones directas dirigidas a la regeneración de hábitats y poblaciones son complejas, en muchos casos inviables y siempre limitadas a escalas espaciales muy reducidas. Estas acciones han sido utilizadas con distinto éxito para intentar recomponer poblaciones afectadas por impactos puntuales (contaminación, obras, furtivismo). Sin embargo, este tipo de medidas directas son poco eficaces en poblaciones o

hábitats afectados por impactos con continuidad en el tiempo o recurrentes, como los que se derivan del cambio climático.

Se han realizado algunas pruebas de restauración con especies que en la actualidad se ven afectadas por el cambio climático, aunque las técnicas y las experiencias fueron desarrolladas como medidas de regeneración frente a otro tipo de impactos. Así, se han llevado a cabo trasplantes en poblaciones de gorgonias que habían sido afectadas por impactos físicos derivados del buceo recreativo (Linares et al. 2008b). Aunque la técnica es viable, también es laboriosa y muy limitada en cuanto a su alcance espacial. De forma similar se ha procedido con colonias de coral rojo *Corallium rubrum* en poblaciones que habían sido esquilgadas por el furtivismo, retornando al medio parte de las colonias incautadas a los furtivos (C. Linares, com. pers.). En cuanto a algas, en la actualidad se están desarrollando técnicas para la obtención de individuos del alga *Cystoseira zosteroides* a través de reclutamiento inducido en laboratorio, y con el objetivo de poder ser utilizados posteriormente como núcleos para la regeneración de poblaciones impactadas (B. Hereu, com. pers.). También se han realizado experimentos con *Posidonia oceanica*, a partir de plántulas obtenidas de semillas recogidas en las playas tras los ahora más frecuentes eventos de floración. Mediante esta técnica se ha replantado de forma experimental en zonas en las que las praderas habían desaparecido a causa de impactos derivados de la acuicultura. En todo caso, la no disponibilidad de semillas puede ser, entre otros, un serio factor limitante (Terrados et al. 2013). Estas técnicas no siempre han tenido éxito y en algunas ocasiones han sido muy polémicas, como los fracasos en el trasplante de praderas de *P. oceanica* para la construcción de puertos deportivos.

La realidad es que la regeneración de poblaciones afectadas por impactos derivados del cambio climático mediante este tipo de técnicas está muy limitada a casos muy concretos, debido principalmente a la continuidad de alteraciones que han llevado al declive de las poblaciones afectadas (e.g., temperatura, nivel del mar). Este tipo de restauraciones quizá podrían aplicarse, siempre con cautela, a poblaciones que hayan sido afectadas de forma muy puntual y no reiterativa, como ha ocurrido en el caso de algunas mortandades masivas. Aún y así, debe tenerse en cuenta que las laboriosas técnicas empleadas se enfrentan a una limitación objetiva en su alcance espacial. Por supuesto, este tipo de actuaciones carece de sentido cuando la desaparición o la reducción de las poblaciones se debe a un cambio persistente en las condiciones medioambientales.

6.3. Seguimiento científico y divulgación

Los datos objetivos obtenidos a través de estudios científicos son la base para evaluar el cambio climático y sus efectos sobre el medio, los organismos y el ecosistema, así como para estimar su vulnerabilidad. La robustez de las tendencias de cambio que se obtienen a través del análisis de las series temporales depende completamente de la duración de las mismas, siendo necesarios muchos años de obtención de datos periódicos y sistematizados. Por lo que, teniendo en cuenta lo anterior, es necesario asegurar, por una parte, la continuidad de

las series temporales y de los programas de seguimiento actuales (cf. recopilación en Anexo I), pero también, por otra, desarrollar y poner en marcha aquellos que sean necesarios para obtener información nueva o complementaria (cf. propuestas en aptdo. 7). Es importante que estos seguimientos tengan un respaldo institucional que asegure firmemente su continuidad y que no dependan, como ocurre en la actualidad en muchos casos, de la voluntad, interés y capacidad de obtener financiación de las personas implicadas, y con más razón aún, teniendo en cuenta el gran interés científico, pero también social y político, de la información que se deriva de ellos.

En relación con el seguimiento científico es importante promover el contacto e intercambio de información entre expertos, junto con las redes de seguimiento sistemático, de gran utilidad para evaluar el alcance geográfico de los impactos y alteraciones asociados al cambio climático.

Cabe mencionar aquí las distintas iniciativas dirigidas al desarrollo de ciencia ciudadana con relación directa o indirecta con el cambio climático. Estos programas promueven el seguimiento y alerta de ciertos fenómenos, pero también la sensibilización de la sociedad frente a la problemática del cambio climático y la conservación. Como ejemplos de ciencia ciudadana desarrollada en España se pueden mencionar las redes de observación, detección y alerta, *Observadores del Mar* (www.observadoresdelmar.cat) y *MedMIS* (www.iucn-medmis.org). Estas iniciativas promueven la participación ciudadana en programas de seguimiento de efectos del cambio climático, especies invasoras y conservación marina.

Finalmente, la evidencia inequívoca de los cambios que están aconteciendo debe llegar a la sociedad a través de la divulgación y la sensibilización. En la actualidad existe una desconexión importante entre la información que se genera a nivel de investigación y la cantidad y calidad de esta información que recibe la sociedad. A esto hay que sumarle, en el caso de los mares y océanos, la poca visibilidad y accesibilidad que tiene, ya de por sí, el medio marino. Por lo tanto, es necesario el desarrollo y promoción de campañas de sensibilización que acerquen a la sociedad la información disponible sobre los importantes cambios que están ocurriendo en nuestros mares y su clara vinculación con el cambio climático.

6.4. Evaluación de vulnerabilidad y análisis de riesgos como apoyo a la gestión adaptativa

La vulnerabilidad al cambio climático de los distintos hábitats marinos depende de una serie de factores, como la sensibilidad de sus comunidades, el grado de exposición y su capacidad de adaptación. Por lo tanto, la vulnerabilidad es específica para un lugar determinado y las especies o comunidades que allí se desarrollan y dependerá de sus características. Existen diferentes tipos de herramientas que pueden ser utilizadas para realizar evaluaciones de vulnerabilidad y análisis de riesgos a distintas escalas espaciales o temporales, según la

información existente. Los resultados de estas evaluaciones permiten ajustar acciones inmediatas para incrementar la capacidad de adaptación de los ecosistemas marinos.

Por otra parte, a medida que los modelos de cambio climático se vuelven más precisos a través de la adquisición de información local y regional, el modelado de diferentes escenarios podría ayudar a describir también la vulnerabilidad potencial en distintas localidades. Esta información, junto con el conocimiento adquirido sobre los efectos directos e indirectos del cambio climático, puede ayudar a determinar el rango de posibles medidas de mitigación y las potenciales estrategias de adaptación.

7. LAGUNAS DE CONOCIMIENTO Y PROPUESTAS DE SEGUIMIENTO

Se recogen a continuación las lagunas de conocimiento y las necesidades de estudio y seguimiento que han sido expresadas por los componentes del grupo de trabajo y los revisores del informe.

Lagunas de conocimiento en relación con el cambio climático en el medio marino

Es necesario un mayor conocimiento sobre:

- Los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad, y especialmente sobre grupos o especies poco conocidas. Promover el conocimiento general de la biodiversidad a través de la taxonomía y los inventarios sistemáticos.
- La alteración del funcionamiento del ecosistema por efectos cascada.
- Los mecanismos fisiológicos y umbrales ambientales de las especies.
- Las bases moleculares de la plasticidad y capacidad adaptativa inter e intraespecífica.
- La influencia del cambio climático sobre eventos extremos y los efectos que producen a nivel biológico.
- La influencia del cambio climático sobre el funcionamiento del océano profundo.
- La influencia del cambio climático sobre el funcionamiento de la bomba biológica.
- La influencia del cambio climático sobre la dinámica poblacional de las especies.
- La evolución de variables físico-químicas y biológicas a través de la observación y registro de datos *in situ* (especialmente en aguas profundas).
- Los efectos del cambio climático en la fenología de especies clave.
- La influencia del cambio climático sobre los patógenos.
- Las sinergias entre estresores asociados al cambio climático, a la actividad humana y los naturales.
- Los cambios en la distribución geográfica y batimétrica de las especies.
- Proyecciones regionalizadas.
- La función de las reservas marinas ante los efectos del cambio climático.

- El valor de análogos naturales y artificiales para conocer y anticipar los efectos de las alteraciones debidas al cambio climático (e.g., surgencias naturales de CO₂).
- La variabilidad de las corrientes marinas a distintas escalas temporales y su relación con los procesos de mesoescala, de formación de aguas profundas o intermedias y eventos extremos.

Propuestas para la mejora del estudio y seguimiento del cambio climático en el medio marino

- Importancia de mantener los programas de seguimiento ya existentes.
- Creación de redes unificadas y coordinadas de monitorización de parámetros físico-químicos y biológicos, aprovechando las existentes, pero completando sus carencias y asegurando una buena cobertura espacial que permita obtener información regionalizada.
- Incorporación del seguimiento del cambio climático en redes ya existentes (e.g., en espacios marinos protegidos).
- Fomento del enfoque multidisciplinar en el establecimiento de seguimientos y estudios, por ejemplo a través de programas de monitorización integral de los ecosistemas marinos.
- Programas de seguimiento basados en ciencia ciudadana y en la participación de sectores directamente vinculados con el medio marino como los pescadores.
- Desarrollo de programas de seguimiento transfronterizos.
- Mayor coordinación entre investigadores e instituciones que lleven a cabo estudios y seguimientos en relación con el cambio climático.
- Mejora en la transferencia del conocimiento, especialmente en la interfaz ciencia-gestor.
- Desarrollo de programas de evaluación de riesgos asociados al cambio climático.
- Mejorar la información cartográfica de hábitats y especies, sobre todo en aquellas que son vulnerables, están en peligro o amenazadas.
- Estandarización y simplificación de metodologías de seguimiento.
- El estudio y seguimiento no solo del declive de poblaciones y especies, sino también de los procesos de resistencia y recuperación.

8. CONCLUSIONES

Una de las principales conclusiones de este trabajo es la considerable cantidad de estudios, trabajos y seguimientos que se han realizado en España con el objetivo de obtener información sobre el cambio climático y sus efectos sobre el medio marino. La gran mayoría de estos trabajos han sido publicados en revistas científicas internacionales y están contribuyendo con información de gran calidad y diversidad (Fig. 62).

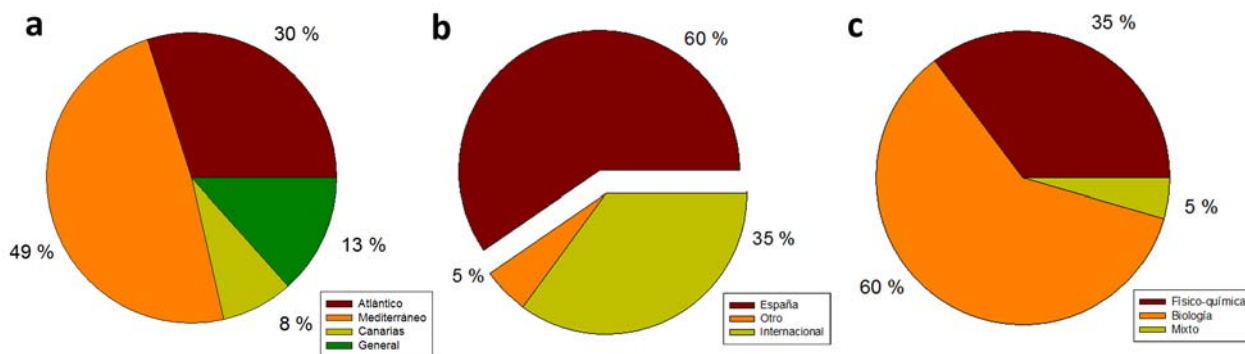


Figura 62. Características de la bibliografía consultada y recopilada en el informe. a. Según la región marina (*General* se refiere a trabajos a nivel global). b. Según el país en el que se desarrolla mayoritariamente el estudio. c. Según la temática principal del trabajo (bajo *Mixto* se clasifican principalmente informes). Número total de trabajos consultados: 461.

Estos trabajos aportan una sólida evidencia de los efectos que el cambio climático está provocando sobre el medio marino español en su conjunto, y tanto a nivel físico-químico como biológico. Aunque el nivel de incertidumbre puede considerarse alto en algunos casos puntuales, la asociación con el cambio climático de muchos de los resultados obtenidos es unívoca, por lo que debe ser tenida en consideración a todos los niveles.

La información recogida muestra los siguientes cambios y efectos generalizados.

A nivel físico-químico:

- La temperatura del agua de mar está aumentando, así como la frecuencia de episodios de temperaturas extremas.
- El pH del agua de mar está disminuyendo debido al incremento de CO₂ atmosférico.
- El nivel de mar está aumentando.
- Ya se han detectado ciertos cambios a nivel de circulación y formación de masas de agua.
- Está aumentando el periodo de estratificación y la intensidad de la misma en las aguas superficiales.
- Se detectan cambios en los afloramientos, pero variables según la región y periodo analizado.
- Se detectan cambios en la intensidad del oleaje, pero variables según la región y periodo analizado.

A nivel biológico:

- Disminución de la producción primaria asociada a la mayor estratificación de la columna de agua.
- Cambios en la comunidad planctónica que disminuyen la exportación de carbono orgánico por sedimentación y reducen la capacidad del mar para absorber CO₂.
- Episodios de mortandad masiva y aumento de las tasas de mortalidad debido al calentamiento del agua.
- Regresión en la distribución, o incluso desaparición, de especies de aguas frías y expansión de especies de aguas más cálidas.
- Declive de muchas especies que aportan estructura al ecosistema y favorecen la biodiversidad.
- Cambios en la fenología de muchas especies.
- Efectos sobre el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de las primeras fases vitales.
- Aunque los niveles actuales de pH no tienen efectos significativos en la actualidad, los niveles proyectados para el siglo XXI podrían tener efectos importantes sobre el ecosistema.
- El cambio climático podría estar influyendo en el aumento de blooms de plancton gelatinoso y en el asentamiento y desarrollo de especies invasoras.
- Interacciones complejas y sinergias entre los distintos efectos y perturbaciones.
- Muchos de estos cambios llevan asociada una importante pérdida de diversidad genética y una disminución de la biodiversidad.

ACRÓNIMOS

- AAIW. Agua Intermedia Antártica (*Antarctic Intermediate Water*).
- AMO. Oscilación Multidecadal Atlántica (*Atlantic Multidecadal Oscillation*).
- AMP. Área Marina Protegida.
- CENEAM. Centro Nacional de Educación Ambiental.
- CPR. *Continuous Plankton Recorder Survey Line*.
- DIA. Declaración de Impacto Ambiental.
- DYFAMED. *Dynamique des Flux Atmosphériques en MEDiterranée*.
- ENACW. Agua Central del Atlántico Noreste (*Eastern North Atlantic Central Water*).
- ENASW. Agua Superficial del Atlántico Noreste (*Eastern North Atlantic Superficial Water*).
- ESTOC. *European Station for Time series in the Ocean at the Canary Islands*.
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*).
- IPCC. *Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- LIW. Agua Levantina Intermedia (*Levantine Intermediate Water*).
- LW. Agua del Labrador (*Labrador Water*).
- MAGRAMA. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MW. Agua Mediterránea (*Mediterranean Water*).
- NACW. Agua Central del Atlántico Norte (*North Atlantic Central Water*).
- NADW. Agua Profunda del Atlántico Norte (*North Atlantic Deep Water*).
- NAO. Oscilación del Atlántico Norte (*North Atlantic Oscillation*).
- NOAA. *National Oceanic and Atmospheric Administration* (EEUU).
- nWMDW. Nueva Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (*new Western Mediterranean Deep Water*).
- OECC. Oficina Española de Cambio Climático.
- PNACC. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.
- RCP. *Representative Concentration Pathways*.
- SACW. Agua Central del Atlántico Sur (*South Atlantic Central Water*).
- SAW. Agua Atlántica Superficial (*Superficial Atlantic Water*).
- SRES. *Special Report on Emissions Scenarios*.
- SST. Temperatura del agua superficial del mar (*Sea Surface Temperature*).
- UICN. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- WeMO. Oscilación del Mediterráneo Occidental (*Western Mediterranean Oscillation*).
- WIW. Agua Occidental Intermedia (*Western Intermediate Water*).
- WMDW. Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (*Western Mediterranean Deep Water*).

LISTADO DE ESPECIES

Acanthocybium solandri. 56
Aglaothamnion tenuissimum. 51
Aluterus scriptus. 56
Aphanocladia sichidiosa. 51
Arbacia lixula. 75
Arca noae. 48
Arenicola marina. 97
Ascophyllum nodosum. 51
Asparagopsis armata. **58**
Aulostomus strigosus. 56
Balaenoptera physalus. 5, 96, 100
Barbatia barbata. 48
Bifurcaria bifurcata. 97
Blennothrix lyngbyacea. 63
Bolma rugosa. **75**
Calanus finmarchicus. 53
Canthidermis sufflamen. 55, **56**
Caranx crysos. 55
Caranx rhonchus. 54
Carybdea marsupialis. 69
Caulerpa cylindracea. **59**, 60, 81
Centropages chierchiae. 66
Chondrus crispus. 50
Cladocora caespitosa. 3, 9, **44**, 45, 46, 47, 55, 75, 78, 79, **80**, **81**, 99, 109
Corallina elongata. 51
Corallium rubrum. 72, 75, 82, 104, 107
Coris julis. 56
Cymodocea nodosa. 57, 101
Cystoseira abies-marina. 30, 57, 101, **102**
Cystoseira baccata. 51
Cystoseira mauritanica. 57, 101
Cystoseira zosteroides. **87**, 107
Dendrophyllia cornigera. 75, 99
Dendrophyllia laboreli. 57
Dendropoma petraeum. 3, 9, 75, 79, 87, **88**
Desmophyllum dianthus. 75
Diadema africanum. 4, 49, 55, **56**, 57, **63**, 75, 77, 96, 101, 105
Diopatra sp. A. 97
Diplodus cervinus cervinus. 54
Engraulis encrasicolus. 5, 10, 54, 96, 100
Eunicella singularis. 3, 43, 44, 45, 46, 79, 82
Fucus guiryi. 57
Fucus serratus. 49, **50**, 51, 52, 61, 76, 97

Fucus spiralis. 51
Fucus vesiculosus. 49, 51, 52, 61, 72, 97
Gambierdiscus spp. 100
Gelidium canariense. 57
Gelidium corneum. 49
Grantholepis thomsoni. 55
Halocynthia papillosa. 55
Heteropriacanthus cruentatus. 56
Himanthalia elongata. 49, 51, 97
Ircinia fasciculata. 46
Jania rubens. 51
Labrus bergylta. 56
Laminaria hyperborea. 49, 61, 97
Laminaria ochroleuca. 49, 51, 61
Laminaria rodriguezii. 73
Lepidochelys olivacea. 56
Lithophyllum incrustans. 51
Lobophora variegata. **56**, 63, 102
Lophelia pertusa. 74
Lophocladia lallemandii. 59, **60**, 81
Madrepora oculata. 74, 99
Meganyctiphanes norvegica. 100
Micromelo undata. 57
Millepora sp. 57
Mnemiopsis leydyi. 69
Molva molva. 54
Myriapora truncata. 55
Neogoniolithon brassica-florida. 87
Nucella lapillus. 58
Oculina patagonica. 55, 75
Ostreopsis spp. 67
Paracentrotus lividus. 49, 75
Paramuricea clavata. 3, 44, **45**, 46, 55, 76, 77, 79, 82, **83**, 100, 101, 104
Pelagia noctiluca. **68**
Pelvetia canaliculata. 51
Peyssonnelia rosa-marina. 73
Physalia physalis. 69
Pollicipes pollicipes. 97
Pomatomus saltatrix. 54
Posidonia oceanica. 2, 3, 4, 8, 9, 42, 48, 62, 70, 71, 76, 79, 82, 84, **85**, 96, 99, 107
Pseudonitzschia spp. 65
Pseudotetraspora marina. **60**, 63
Rhincodon typus. 56
Rhizostoma pulmo. 68
Ruditapes decussatus. 76
Ruditapes philippinarum. 76

Saccorhiza polyschides. 49, 51, 61
Sardina pilchardus. 54, 56, 63
Sardinella aurita. 53, 54, 56, 61, 63
Sargassum muticum. 58
Schizothrix mexicana. 63
Sciaena umbra. 56
Scomber scombrus. 53
Seriola dumerilii. 71
Sparisoma cretense. 56
Sphaerechinus granularis. 75
Sphyræna viridensis. 54
Spondylus gaederopus. 48
Sprattus sprattus. 55
Stenella coeruleoalba. 48
Stenella longirostris. 57
Temora stylifera. 66
Thunnus alalunga. 70
Thunnus thynnus. 70, 71
Trichodesmium erythraeum. 69
Venerupis corrugata. 76
Vibrio alginoliticus. 49
Womersleyella setacea. 59, 78
Xenostrobus securis. **58**
Xyrichtys novacula. 54
Zostera marina. 3, 9, 79, 85, 86
Zostera noltii. 3, 9, 79, 85, **86**, 97

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

Nota: en el listado se recogen las publicaciones referenciadas en el informe junto con otra bibliografía de consulta sobre el cambio climático y sus efectos en el medio marino.

Adloff F, Somot S, Sevault F, Jordà G, Aznar R, Déqué M et al. (2015) Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Climate Dynamics* 45:2775-2802.

Afonso-Carrillo J (2008) Naturaleza amenazada por los cambios en el clima. Actas III Semana Científica Telesforo Bravo, Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias.

Aguilar A, Antonio Raga J (1993) The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio* 22:524-528.

Aguirre J, Jiménez AP (1998) Fossil analogues of present-day *Cladocora caespitosa* coral banks: Sedimentary setting, dwelling community, and taphonomy (Late Pliocene, W Mediterranean). *Coral Reefs* 17:203-213.

Aizpuru I, Aseginolaza C, Uribe-Echebarría PM, Urrutia P (1997) Propuesta de catálogo vasco de especies amenazadas. *Flora Vascular*. Sociedad de Ciencias Aranzadi e Instituto Alavés de la Naturaleza.

Alcok R (2002) The effects of climate change on rocky shore communities in the Bay of Biscay, 1895-2050. Tesis doctoral, University of Southampton, Southampton.

Alheit J, Licandro P, Coombs S, Garcia A, Giraldez A, Santamaria MTG et al. (2014) Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) modulates dynamics of small pelagic fishes and ecosystem regime shifts in the eastern North and Central Atlantic. *Journal of Marine Systems* 131:21-35.

Aligizaki K, Katikou P, Nikolaidis G (2009) Toxic benthic dinoflagellates and potential risk in the mediterranean Sea. *International Conference on Molluscan Shellfish Safety*, Nantes.

Alvarado-Aguilar D, Jiménez JA, Nicholls RJ (2012) Flood hazard and damage assessment in the Ebro Delta (NW Mediterranean) to relative sea level rise. *Natural Hazards* 62:1301-1321.

Álvarez I, Gómez-Gesteira M, de Castro M, Dias JM (2008) Spatiotemporal evolution of upwelling regime along the western coast of the Iberian Peninsula. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 113: C07020.

Álvarez I, Prego R, de Castro M, Varela M (2012) Galicia upwelling revisited: out-of-season events in the rias (1967-2009). *Ciencias Marinas* 38:143-159.

Álvarez M, Sanleon-Bartolome H, Tanhua T, Mintrop L, Luchetta A, Antoni C et al. (2014) The CO₂ system in the Mediterranean Sea: a basin wide perspective. *Ocean Science* 10:69-92.

Alves JMR, Miranda PMA (2013) Variability of Iberian upwelling implied by ERA-40 and ERA-Interim reanalyses. *Tellus A* 65:19245.

Anadón R (2006) Influencia del cambio del clima sobre los recursos y los ecosistemas Marinos. En: *Cambio climático en las ciudades costeras*. Federación Española de Municipios y Provincias.

Anadón R, Roqueñi N (eds) (2009) Evidencias y efectos potenciales del cambio climático en Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e infraestructuras, Principado de Asturias.

Anadón R, Afonso-Carrillo J, Araujo R, Arenas F, Arrontes J, Bárbara I et al. (2014) Cambios recientes en la distribución y abundancia de macroalgas marinas en el norte de la Península Ibérica y Canarias en respuesta al cambio climático. XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Gijón.

Antonoli F, Chemello R, Imbrota S, Riggio S (1999) Dendropoma lower intertidal reef formations and their palaeoclimatological significance, NW Sicily. *Marine Geology* 161:155-170.

Apostolaki ET, Vizzini S, Hendriks IE, Olsen YS (2014) Seagrass ecosystem response to long-term high CO₂ in a Mediterranean volcanic vent. *Marine Environmental Research* 99:9-15.

Arístegui J, Barton ED, Álvarez-Salgado XA, Santos AMP, Figueiras FG, Kifani S et al. (2009) Sub-regional ecosystem variability in the Canary Current upwelling. *Progress in Oceanography* 83:33-48.

Arizmendi-Mejía R (2015) Conservation of marine habitat-forming species under climate change: population genetics and demographic responses of the Mediterranean red gorgonian *Paramuricea clavata*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, Barcelona.

Arizmendi-Mejía R, Ledoux JB, Civit S, Antunes A, Thanapoulou Z; Garrabou J et al. (2015a) Demographic responses to warming: reproductive maturity and sex influence vulnerability in an octocoral. *Coral Reefs* 34:1207-1216.

Arizmendi-Mejía R, Linares C, Garrabou J, Antunes A, Ballesteros E, Cebrian E et al. (2015b) Combining genetic and demographic data for the conservation of a Mediterranean marine habitat-forming species. *Plos One* 10: e0119585.

Arnaud-Haond S, Duarte CM, Diaz-Almela E, Marbà N, Sintès T, Serrão EA (2012) Implications of extreme life span in clonal organisms: millenary clones in meadows of the threatened seagrass *Posidonia oceanica*. *Plos One* 7: e30454.

Arroyo MC, Barrajón A, Brun FG, del Castillo F, de la Rosa J, Díaz Almela E et al. (*en prensa*) En: Ruiz JM, Guillén JE, Otero M, Ramos A (eds) Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/UICN.

Bakun A (1990) Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science* 247:198-201.

Ballesteros E (1988) Composición y estructura de los fondos de *maërl* de Tossa de Mar (Gerona, España). *Collectanea Botanica* 17:161-182.

Ballesteros E (1994) The deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic islands (Western Mediterranean). *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 15:233-253.

Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 44:123-195.

Ballesteros E, Cebrian E, García-Rubies A, Alcoverro T, Romero J, Font X (2005) Pseudovivipary, a new form of asexual reproduction in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* 48:175-177.

- Bally M, Garrabou J (2007) Thermodependent bacterial pathogens and mass mortalities in temperate benthic communities: a new case of emerging disease linked to climate change. *Global Change Biology* 13:2078-2088.
- Bañón R, Casas J.M (1997) Primera cita de *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) en aguas de Galicia. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 13:79-81.
- Bañón R, Casas JM, Piñeiro CG, Covelo M (1997) Capturas de peces de afinidades tropicales en aguas atlánticas de Galicia (noroeste de la península ibérica). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 13:57-66.
- Bañón R, del Río JL, Piñeiro C, Casas M (2002) Occurrence of tropical affinity fish in Galician waters, north-west Spain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82:877-880.
- Barea-Azcón JM, Ballesteros-Duperón E, Moreno D (coords) (2008) Libro rojo de los invertebrados de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Bates AE, McKelvie CM, Sorte CJB, Morley SA, Jones NAR, Mondon JA et al. (2013) Geographical range, heat tolerance and invasion success in aquatic species. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 280: 20131958.
- Beare DJ, Reid DG (2002) Investigating spatio-temporal change in spawning activity by Atlantic mackerel between 1977 and 1998 using generalized additive models. *ICES Journal of Marine Science* 59:711-724.
- Beaugrand G, Reid PC, Ibanez F, Lindley JA, Edwards M (2002) Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science* 296:1692-1694.
- Ben Haj S, Liman A (eds) (2010) Impact of climate change on marine and coastal biodiversity in the Mediterranean Sea: Current state of knowledge. UNEP-MAP-RAC/SPA.
- Benazzouz A, Demarcq H, González-Nuevo G (2015) Recent changes and trends of the upwelling intensity in the canary current large marine ecosystem. En: Valdés L, Déniz-González I (eds) *Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem*. IOC-UNESCO, pp 321-330.
- Bensoussan N, Romano JC, Harmelin JG, Garrabou J (2010) High resolution characterization of northwest Mediterranean coastal waters thermal regimes: To better understand responses of benthic communities to climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 87:431-441.
- Berke SK, Mahon AR, Lima FP, Halanych KM, Wetthey DS, Woodin SA (2010) Range shifts and species diversity in marine ecosystem engineers: patterns and predictions for European sedimentary habitats. *Global Ecology and Biogeography* 19:223-232.
- Bernardeau-Esteller J (2015) Ecología de macroalgas marinas exóticas: aproximación a los factores que regulan la colonización de *Caulerpa cylindracea* en el Mediterráneo y su interacción con los hábitats bentónicos (praderas de *Posidonia oceanica*). Tesis Doctoral, Universidad de Alicante, Alicante.
- Bethoux JP, Gentili B, Raunet J, Tailliez D (1990) Warming Trend in the Western Mediterranean Deep-Water. *Nature* 347:660-662.

Bethoux JP, Gentili B, Tailliez D (1998) Warming and freshwater budget change in the Mediterranean since the 1940s, their possible relation to the greenhouse effect. *Geophysical Research Letters* 25:1023-1026.

Bethoux JP, Gentili B (1999) Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate changes. *Journal of Marine Systems* 20:33-47.

Bethoux JP, Gentili B, Morin P, Nicolas E, Pierre C, Ruiz-Pino D (1999) The Mediterranean Sea: a miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic. *Progress in Oceanography* 44:131-146.

Bianchi CN (2007) Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 580:7-21.

Blanchard F, Vandermeirsch F (2005) Warming and exponential abundance increase of the subtropical fish *Capros aper* in the Bay of Biscay (1973-2002). *Comptes Rendus Biologies* 328:505-509.

Bode A, Anadón R, Moran XAG, Nogueira E, Teira E, Varela M (2011) Decadal variability in chlorophyll and primary production off NW Spain. *Climate Research* 48:293-305.

Bode A, Lavín A, Valdés L (eds) (2012) Cambio climático y oceanográfico en el Atlántico del norte de España. Colección Temas de Oceanografía, núm. 5, Instituto Español de Oceanografía.

Bode A, Estévez MG, Varela M, Vilar JA (2015) Annual trend patterns of phytoplankton species abundance belie homogeneous taxonomical group responses to climate in the NE Atlantic upwelling. *Marine Environmental Research* 110:81-91.

Boero F, Féral JP, Azzurro E, Cardin V, Riedel B, Despalatović et al. (2008) Climate warming and related changes in the Mediterranean marine biota. *CIESM Workshop Monographs* 35:5-21.

Bombace G (2001) Influence of climatic changes on stocks, fish species and marine ecosystems in the Mediterranean sea. *Archo Oceanography Limnology* 22:67-72.

Bordehore C, Fuentes VL, Atienza D, Barberá C, Fernández-Jover D, Roig M et al. (2011) Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain (south-western Mediterranean). *Marine Biodiversity Records* 4:e69.

Borghini M, Bryden H, Schroeder K, Sparnocchia S, Vetrano A (2014) The Mediterranean is becoming saltier. *Ocean Science* 10:693-700.

Borja A, Fontán A, Muxika I (2013) Interactions between climatic variables and human pressures upon a macroalgae population: Implications for management. *Ocean & Coastal Management* 76:85-95.

Bosc E, Bricaud A, Antoine D (2004) Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles* 18:GB1005.

Boudouresque CF, Nedelec H, Shepherd SA (1980) The decline of a population of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the bay of Port Cros (Var, France). *CIESM Congress, Cagliari*.

Boudouresque CF (2004) Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 20:97-146.

Boudouresque CF, Ruitton S, Verlaque M (2006) Anthropogenic impacts on marine vegetation in the Mediterranean. *Proceedings of the second Mediterranean symposium on marine vegetation, Athens*.

Bramanti L, Movilla J, Guron M, Calvo E, Gori A, Dominguez-Carrió C et al. (2013) Detrimental effects of ocean acidification on the economically important Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Global Change Biology* 19:1897-1908.

Briand F (2008) Climate warming and related changes in mediterranean marine biota. *CIESM Workshop Monographs* 35:1-152.

Brito A, Falcón JM, Herrera R (2005) Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea* 33:515-525.

Brito A (2008) Influencia del calentamiento global sobre la biodiversidad marina de las Islas Canarias. En: Afonso-Carrillo J (ed) *Naturaleza amenazada por los cambios en el clima*. Actas III Semana Científica Telesforo Bravo. IEHC, p 141-161.

Brito A, Rodríguez A, Monterroso O, González AJ, Clemente S, Hernández JC et al. (2015) Sobre la presencia de hidrocorales del género *Millepora* (Hydrozoa: Milleporidae) en el Atlántico oriental subtropical (Islas Canarias) y su relación con eventos climáticos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 21:35-44.

Brodie J, Williamson CJ, Smale DA, Kamenos NA, Mieszkowska N, Santos R et al. (2014) The future of the northeast Atlantic benthic flora in a high CO₂ world. *Ecology and Evolution* 4:2787-2798.

Bruge A, Álvarez P, Fontán A, Cotano U, Chust G. Thermal niche tracking and future distribution of atlantic mackerel spawning in response to climate change. *Enviado a Plos One en Octubre 2015*.

Caballero A, Pascual A, Dibarboure G, Espino M (2008) Sea level and eddy kinetic energy variability in the Bay of Biscay, inferred from satellite altimeter data. *Journal of Marine Systems* 72:116-134.

Cabanas JM, Lavín A, García MJ, González-Pola C, Tel E (2003) Oceanographic variability in the northern shelf of the Iberian Peninsula, 1990-1999. *ICES Marine Science Symposia* 219:71-79.

Cabrillo RS, González-Pola C, Ruiz-Villarreal M, Montero AL (2011) Mixed layer depth (MLD) variability in the southern Bay of Biscay. Deepening of winter MLDs concurrent with generalized upper water warming trends? *Ocean Dynamics* 61:1215-1235.

Calvo E, Simó R, Coma R, Ribes M, Pascual J, Sabatés A et al. (2011) Effects of climate change on Mediterranean marine ecosystems: the case of the Catalan Sea. *Climate Research* 50:1-29.

Calafat FM, Marcos M, Gomis D (2010) Mass contribution to Mediterranean Sea level variability for the period 1948–2000. *Global and Planetary Change* 73:193-201.

Canals M, Puig P, Heussner S, Durrieu de Madron X, Palanques A, Fabres J (2006) Flushing submarine canyons. *Nature* 444:354-357.

Canepa A, Fuentes V, Sabatés A, Piraino S, Boero F, Gili JM (2014). *Pelagia noctiluca* in the Mediterranean Sea. En: Pitt KA, Lucas CH (eds) Jellyfish blooms. Springer International Publishing Netherlands, pp 237-266.

Casabella N, Lorenzo MN, Taboada JJ (2014) Trends of the Galician upwelling in the context of climate change. *Journal of Sea Research* 93:23-27.

Casado-Amezúa P, Kersting DK, Templado J, Machordom A (2014) Regional genetic differentiation among populations of *Cladocora caespitosa* in the Western Mediterranean. *Coral Reefs* 33:1031-1040.

Casado-Amezúa P, Kersting DK, Linares C, Bo M, Caroselli E, Garrabou J et al. (2015) *Cladocora caespitosa*. The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN.

Castro CG, Álvarez-Salgado XA, Nogueira E, Gago J, Pérez F, Bode A et al. (2009) Evidencias bioquímicas do cambio climático. En: Xunta de Galicia (ed) Evidencias e Impactos do Cambio Climático en Galicia, pp 303-326.

Cearreta A, Murray JW (1996) Holocene paleoenvironmental and relative sea-level changes in the Santona estuary, Spain. *Journal of Foraminiferal Research* 26:289-299.

Cearreta A (1998) Holocene sea-level change in the Bilbao estuary (north Spain): foraminiferal evidence. *Micropaleontology* 44:265-276.

Cearreta A, Leorri E, Gehrels R, Horton BP (2008) A high marsh transfer function for sea-level reconstructions in the southern Bay of Biscay. *Revista de Investigación Marina* 3:66-67.

Cearreta A, Monge-Ganzuzas M (2013) Evolución paleoambiental del estuario del Oka (Reserva de la Biosfera de Urdaibai, Vizcaya) durante el Holoceno como respuesta al ascenso del nivel marino. *Geo-Temas* 14:163-166.

Cearreta A, García-Fernández Z (2015) El relleno sedimentario holoceno de la marisma de Txipio (Plentzia-Barrika, Vizcaya): registro de los cambios ambientales en el estuario del Butroe durante los últimos 8.500 años. *Geogaceta* 57:111-114.

Cebrian E, Ballesteros E (2007) Invasion of the alien species *Lophocladia lallemandii* in Eivissa-Formentera (Balearic Islands). En: Pergent-Martini C, El Asmi S (eds) Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Marseilles. RAC/SPA, pp 34-41.

Cebrian E, Ballesteros E (2010) Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: Depth-related temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany* 92:81-85.

Cebrian E, Uriz MJ, Garrabou J, Ballesteros E (2011) Sponge Mass mortalities in a warming Mediterranean sea: Are Cyanobacteria-Harboring Species Worse Off? *Plos One* 6:e20211.

Cebrian E, Rodríguez-Prieto C (2012) Marine invasion in the Mediterranean sea: the role of abiotic factors when there is no biological resistance. *Plos One* 7:e31135.

Cebrian E, Linares C, Marschal C, Garrabou J (2012) Exploring the effects of invasive algae on the persistence of gorgonian populations. *Biological Invasions* 14:2647-2656.

- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi CN, Cattaneo-vietti R, Bava S, Morganti C et al. (2000) A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters* 3:284-293.
- Church, JA, White NJ (2011) Sea-level rise from the late 19th to the early 21st century. *Surveys in Geophysics* 32:585-602.
- Chust G, Borja A, Liria P, Galparsoro I, Marcos M, Caballero A et al. (2009) Human impacts overwhelm the effects of sea-level rise on Basque coastal habitats (N Spain) between 1954 and 2004. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84:453-462.
- Chust G, Caballero A, Marcos M, Liria P, Hernández C, Borja A (2010) Regional scenarios of sea level rise and impacts on Basque (Bay of Biscay) coastal habitats, throughout the 21st century. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 87:113-124.
- Chust G, Borja A, Caballero A, Irigoien X, Sáenz J, Moncho R et al. (2011) Climate change impacts on coastal and pelagic environments in the southeastern Bay of Biscay. *Climate Research* 48:307-332.
- Chust G, Albaina A, Aranburu A, Borja A, Diekmann OE, Estonba A et al. (2013) Connectivity, neutral theories and the assessment of species vulnerability to global change in temperate estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 131:52-63.
- Chust G, Allen JI, Bopp L, Schrum C, Holt J, Tsiaras K et al. (2014a) Biomass changes and trophic amplification of plankton in a warmer ocean. *Global Change Biology* 20:2124-2139.
- Chust G, Castellani C, Licandro P, Ibaibarriaga L, Sagarmínaga Y, Irigoien X (2014b) Are *Calanus spp.* shifting poleward in the North Atlantic? A habitat modelling approach. *ICES Journal of Marine Science* 71:241-253.
- Cianca A, Helmke P, Mourino B, Rueda MJ, Llinas O, Neuer S (2008) Decadal analysis of hydrography and in situ nutrient budgets in the western and eastern North Atlantic subtropical gyre. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 113: C03005.
- CIESM (2009) Dynamics of Mediterranean deep waters. Nº 38 En: Briand F (ed) CIESM Workshop Monographs. CIESM, p 132.
- Clemente S (2008) Evolución de las poblaciones del erizo *Diadema aff. antillarum* en Canarias y valoración de la depredación como factor de control. Tesis doctoral, Universidad de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife.
- Clemente S, Hernández JC, Rodríguez A, Brito A (2010) Identifying keystone predators and their importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series* 413:55-67.
- Clemente S, Rodríguez A, Brito A, Ramos A, Monterroso O, Hernández JC (2011) On the occurrence of the hydrocoral *Millepora* (Hydrozoa: Milleporidae) in the subtropical eastern Atlantic (Canary Islands): is the colonization related to climatic events? *Coral Reefs* 30:237-240.
- Clemente S, Lorenzo-Morales J, Mendoza JC, López C, Sangil C, Alves F, Kaufmann M, Hernandez JC (2014) Sea urchin *Diadema africanum* mass mortality in the subtropical eastern Atlantic: role of waterborne bacteria in a warming ocean. *Marine Ecology Progress Series* 506:1-14

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Lasram FB, Aguzzi J et al. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *Plos One* 5:e11842.

Coll M, Piroddi C, Albouy C, Lasram FB, Cheung WWL, Christensen V et al. (2012) The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* 21:465-480.

Coma R, Linares C, Ribes M, Díaz D, Garrabou J, Ballesteros E (2006) Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria : Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 327:51-60.

Coma R, Ribes M, Serrano E, Jiménez E, Salat J, Pascual J (2009) Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:6176-6181.

Coscia I, Vogiatzi E, Kotoulas G, Tsigenopoulos CS, Mariani S (2012) Exploring neutral and adaptive processes in expanding populations of gilthead sea bream, *Sparus aurata* L., in the North-East Atlantic. *Heredity* 108:537-546.

Costoya X, de Castro M, Gómez-Gesteira M (2014a) Thermohaline trends in the Bay of Biscay from Argo floats over the decade 2004-2013. *Journal of Marine Systems* 139:159-165.

Costoya X, de Castro M, Gómez-Gesteira M, Santos F (2014b) Mixed Layer Depth Trends in the Bay of Biscay over the Period 1975-2010. *Plos One* 9:e99321.

Costoya X, de Castro M, Gómez-Gesteira M, Santos F (2015) Changes in sea surface temperature seasonality in the Bay of Biscay over the last decades (1982-2014). *Journal of Marine Systems* 150:91-101.

Criado-Aldeanueva F, Vera JDR, García-Lafuente J (2008) Steric and mass-induced Mediterranean sea level trends from 14 years of altimetry data. *Global and Planetary Change* 60:563-575.

Crisci C, Bensoussan N, Romano JC, Garrabou J (2011) Temperature Anomalies and Mortality Events in Marine Communities: Insights on Factors behind Differential Mortality Impacts in the NW Mediterranean. *Plos One* 6:e23814.

de Castro M, Gómez-Gesteira M, Lorenzo MN, Álvarez I, Crespo AJC (2008b) Influence of atmospheric modes on coastal upwelling along the western coast of the Iberian Peninsula, 1985 to 2005. *Climate Research* 36:169-179.

de Castro M, Gómez-Gesteira M, Álvarez I, Lorenzo M, Cabanas JM, Prego R et al. (2008a) Characterization of fall-winter upwelling recurrence along the Galician western coast (NW Spain) from 2000 to 2005: Dependence on atmospheric forcing. *Journal of Marine Systems* 72:145-158.

de Castro M, Gómez-Gesteira M, Álvarez I, Gesteira JLG (2009) Present warming within the context of cooling-warming cycles observed since 1854 in the Bay of Biscay. *Continental Shelf Research* 29:1053-1059.

de Castro M, Gómez-Gesteira M, Costoya X, Santos F (2014) Upwelling influence on the number of extreme hot SST days along the Canary upwelling ecosystem. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 119:3029-3040.

Demarcq H, Benazzouz A (2015) Trends in phytoplankton and primary productivity off northwest Africa. En: Valdés L, Déniz-González I (eds) Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem . IOC-UNESCO, p 331-341.

di Carlo G, Otero MM (coord) (2012) A changing mediterranean coastal marine environment under predicted climate change scenarios. IUCN.

Díaz-Almela E, Marba N, Duarte CM (2007) Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology* 13:224-235.

Díez I, Mugerza N, Santolaria A, Ganzedo U, Gorostiaga JM (2012) Seaweed assemblage changes in the eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 99:108-120.

Diffenbaugh NS, Pal JS, Giorgi F, Gao XJ (2007) Heat stress intensification in the Mediterranean climate change hotspot. *Geophysical Research Letters* 34: L11706.

Doney SC, Ruckelshaus M, Duffy JE, Barry JP, Chan F, English CA et al. (2012) Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 4:11-37.

Duarte CM, Agusti S, Kennedy H, Vaque D (1999) The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems: the example of the northeast Spanish littoral. *Progress in Oceanography* 44:245-270.

Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, Mazarrasa I, Marbà N (2013) The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3:961-968.

Duarte L, Viejo RM, Martínez B, de Castro M, Gómez-Gesteira M, Gallardo T (2013) Recent and historical range shifts of two canopy-forming seaweeds in North Spain and the link with trends in sea surface temperature. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 51:1-10.

Duarte L, Rossi F, Docal C, Viejo RM (2015) Effects of alga *Fucus serratus* decline on benthic assemblages and trophic linkages at its retreating southern range edge. *Marine Ecology Progress Series* 527:87-103.

Dufour F, Arrizabalaga H, Irigoien X, Santiago J (2010) Climate impacts on albacore and bluefin tunas migrations phenology and spatial distribution. *Progress in Oceanography* 86:283-290.

Dukes JS, Mooney HA (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14:135-139.

Dupont S, Thorndyke MC (2009) Impact of CO₂-driven ocean acidification on invertebrates early life-history – What we know, what we need to know and what we can do. *Biogeosciences Discussions* 6:3109-3131.

Durrieu de Madron X, Guieu C, Sempere R, Conan P, Cossa D, D'Ortenzio F et al. (2011) Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Progress in Oceanography* 91:593-594.

Durrieu de Madron X, Houpert L, Puig P, Sánchez-Vidal A, Testor P, Bosse A et al (2013) Interaction of dense shelf water cascading and open-sea convection in the northwestern Mediterranean during winter 2012. *Geophysical Research Letters* 40:1-7.

Edwards M, Beaugrand G, John AWG, Johns DG, Licandro P, McQuatters-Gollop A et al. (2009) Ecological status report: results from the CPR survey 2007/2008. SAHFOS Technical Report 6.

Ezzat L, Merle PL, Furla P, Buttler A, Ferrier-Pagès C (2013) The response of the mediterranean gorgonian *Eunicella singularis* to thermal stress is independent of its nutritional regime. Plos One 8:e64370.

Fabbri F, Espino F, Herrera R, Moro L, Haroun R, Riera R et al. (2015) Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. Scientia Marina 79:7-13.

Falkowski PG, Barber RT, Smetacek V (1998) Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. Science 281:200-206.

Fernández de Puellas MLF, Molinero JC (2008) Decadal changes in hydrographic and ecological time-series in the Balearic Sea (western Mediterranean), identifying links between climate and zooplankton. ICES Journal of Marine Science 65:311-317.

Fernández-Cordeiro A, Bañón R (1997) Primera cita del jurel denton *Pseudocaranx dentex* (Bloch & Schneider en Schneider, 1801) en aguas de Galicia (noroeste ibérico). Boletín del Instituto Español de Oceanografía 13:87-90.

Fernández C (2011) The retreat of large brown seaweeds on the north coast of Spain: the case of *Saccorhiza polyschides*. European Journal of Phycology 46:352-360.

Fernández C, Anadón R (2008) La cornisa Cantábrica: un escenario de cambios de distribución de comunidades intermareales. Algas, Boletín de la Sociedad Española de Ficología 39:30-31.

Flecha S, Pérez FF, García-Lafuente J, Sammartino S, Ríos AF, Huertas E (2015) Trends of pH decrease in the Mediterranean Sea through high frequency observational data: indication of ocean acidification in the basin. Scientific Reports 5:16770

Fuentes V, Atienza D, Gili JM, Purcell JE (2009) First records of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 off the NW Mediterranean. Aquatic Invasions 4:671-674.

Font J, Puig P, Salat J, Palanques A, Emelianov M (2007). Sequence of hydrographic changes in NW Mediterranean deep water due to the exceptional winter of 2005. Scientia Marina 71:339-346.

Gambaiani DD, Mayol P, Isaac SJ, Simmonds MP (2009) Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 89:179-201.

García E (2014) Effects of global warming and ocean acidification on fertilization, larvae development and settlement of the sea urchins in the Canary Islands. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife.

García E, Hernández JC, Clemente S, Cohen-Rengifo M, Hernández CA, Dupont S (2015a) Robustness of *Paracentrotus lividus* larval and post-larval development to pH levels predicted for the turn of the century. Marine Biology 162:2047-2055.

García E, Clemente S, Hernández JC (2015b) Ocean warming ameliorates the negative effects of ocean acidification on *Paracentrotus lividus* larval development and settlement. *Marine Environmental Research* 110:61-68.

García E, Clemente S, López C, McAlister JS, Hernández JC (2015c) Ocean warming mitigates the effects of limited food availability on *Paracentrotus lividus* larval development. *Marine Biology*. 162:1463-1472.

García MJ, Tel E, Molinero J (2012) Nivel del mar. En: Bode A, Lavín A, Valdés L (eds). Cambio climático y oceanográfico en el Atlántico del norte de España. Colección Temas de Oceanografía, núm. 5, Instituto Español de Oceanografía.

García-Artola A, Cearreta A, Leorri E (2015) Relative sea-level changes in the Basque coast (northern Spain, Bay of Biscay) during the Holocene and Anthropocene: The Urdaibai estuary case. *Quaternary International* 364:172-180.

García R, Holmer M, Duarte CM, Marbà N (2013) Global warming enhances sulphide stress in a key seagrass species (NW Mediterranean). *Global Change Biology* 19:3629-3639.

García-Artola A, Cearreta A, Leorri E, Irabien MJ, Blake WH (2009) Las marismas costeras como archivos geológicos de las variaciones recientes en el nivel marino. *Geogaceta* 47:109-112.

García-Artola A, Cearreta A, Leorri E (2011a) Cambios en el nivel marino y transformación ambiental del estuario de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco, España) durante el Holoceno y Antropoceno. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sec.Geología* 105:45-51.

García-Artola A, Cearreta A, Leorri E, Irabien MJ (2011b) Regeneración ambiental de marismas a partir de ocupaciones antrópicas de zonas costeras: interés de su estudio en el escenario actual de ascenso marino. *Geogaceta* 50:161-164.

Garrabou J, Pérez T, Sartoretto S, Harmelin JG (2001) Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 217:263-272.

Garrabou J, Coma R, Bensoussan N, Bally M, Chevaldonne P, Cigliano M et al. (2009) Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* 15:1090-1103.

Gatti G, Bianchi CN, Parravicini V, Rovere A, Peirano A, Montefalcone M et al. (2015) Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: Lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *Plos One* 10: e0118581.

Gestoso I, Arenas F, Olabarria C (2014) Biotic resistance and facilitation of a non-indigenous mussel vary with environmental context. *Marine Ecology Progress Series* 506:163-173.

Gestoso I, Arenas F, Olabarria C (2015) Feeding behaviour of an intertidal snail: Does past environmental stress affect predator choices and prey vulnerability? *Journal of Sea Research* 97:66-74.

Gil-Díaz T, Haroun R, Tuyá F, Betancor S, Viera-Rodríguez MA (2014) Effects of ocean acidification on the brown alga *Padina pavonica*: decalcification due to acute and chronic events. *Plos One* 9:e108630.

Gili JM, Fuentes V, Atienza D, Lewinsky I (2010) Report of the Medusa Project. Tech Rep No. 8. Barcelona, Agencia Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya.

Girard D, Clemente S, Toledo-Guedes K, Brito A, Hernández JC (2012) A mass mortality of subtropical intertidal populations of the sea urchin *Paracentrotus lividus*: analysis of potential links with environmental conditions. *Marine Ecology-An Evolutionary Perspective* 33:377-385.

Goikoetxea N, Borja A, Fontán A, González M, Valencia V (2009) Trends and anomalies in sea-surface temperature, observed over the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research* 29:1060-1069.

Gómez-Gesteira M, de Castro M, Álvarez I, Gómez-Gesteira JL (2008) Coastal sea surface temperature warming trend along the continental part of the Atlantic Arc (1985-2005). *Journal of Geophysical Research-Oceans* 113: C04010

Gómez-Gesteira M, Gimeno L, de Castro M, Lorenzo MN, Álvarez I, Nieto R et al. (2011) The state of climate in NW Iberia. *Climate Research* 48:109-144.

Gómez-Gesteira M, de Castro M, Santos F, Álvarez I, Costoya X (2013) Changes in ENACW observed in the Bay of Biscay over the period 1975-2010. *Continental Shelf Research* 65:73-80.

Gomis D, Tsimplis MN, Martín-Míguez B, Ratsimandresy AW, Garcia-Lafuente J, Josey SA (2006) Mediterranean Sea level and barotropic flow through the Strait of Gibraltar for the period 1958-2001 and reconstructed since 1659. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 111: C11005.

Gomis D, Ruiz S, Sotillo MG, Álvarez-Fanjul E, Terradas J (2008) Low frequency Mediterranean sea level variability: The contribution of atmospheric pressure and wind. *Global and Planetary Change* 63:215-229.

Gomis D (coord), Investigadores de los proyectos VANIMEDAT-2 y ESCENARIOS (2012) Escenarios climáticos marinos en el entorno de la Península Ibérica. *Revista Española de Física* 26:42-51.

Gomis D, Álvarez-Fanjul E, Jordà G, Marcos M, Aznar R, Rodríguez-Camino E et al. (*en prensa*) Regional marine climate scenarios in the NE Atlantic sector close to the Spanish shores. *Scientia Marina*.

González-Gil R, Taboada FG, Hoffer J, Anadón R (2015) Winter mixing and coastal upwelling drive long-term changes in zooplankton in the Bay of Biscay (1993-2010). *Journal of Plankton Research* 37:337-351.

González-Pola C, Lavín A, Vargas-Yáñez M (2005) Intense warming and salinity modification of intermediate water masses in the southeastern corner of the Bay of Biscay for the period 1992-2003. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 110:C05020.

González-Pola C, Fernández-Díaz JM, Lavín A (2007) Seasonal evolution of the vertical structure of the upper ocean from a timeseries of profiles fitted to physically-consistent functional forms. *Deep-Sea Research-I*, 54:1985-2004.

González-Pola C, Lavín A, Díaz del Río G, Cabanas JM, Ruiz-Villarreal M et al. (2012) Hidrografía y circulación. En: Bode A, Lavín A, Valdés L (eds) Cambio climático y oceanográfico en el Atlántico del norte de España. Colección Temas de Oceanografía, núm. 5, Instituto Español de Oceanografía.

González-Taboada F, Anadón R (2008) Decoupling of sea surface temperature variation during the last two decades and its effect on remotely sensed phytoplankton biomass in the North Atlantic. Effects of Climate Change on the World's Oceans International Symposium, ICES/PICES, Gijón.

González-Taboada F, Anadón R (2011) Análisis de escenarios de cambio climático en Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras, Principado de Asturias.

González-Taboada F, Anadón R (2012) Patterns of change in sea surface temperature in the North Atlantic during the last three decades: beyond mean trends. *Climatic Change* 115:419-431.

González-Taboada F, Anadón R (2013) Seasonality of North Atlantic phytoplankton from space: impact of environmental forcing on a changing phenology (1998-2012). *Global Change Biology* 20:gcb.12352.

González M, Mader J, Fontán A, Uriarte A, Ferrer L (2015) Análisis de la tendencia de la temperatura superficial del agua en Donostia-San Sebastián, a partir del estudio de la serie del Aquarium (1946-2007). *Revista de Investigación Marina* 4:1-7.

Goy J, Morand P, Etienne M (1989) Long-term fluctuations of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphomedusa) in the Western Mediterranean-Sea - prediction by climatic variables. *Deep-Sea Research Part A-Oceanographic Research Papers* 36:269-279.

Guillén JE, Sánchez-Lizaso JL, Jiménez S, Martínez J, Codina A, Montero M et al. (2013) Evolution of *Posidonia oceanica* seagrass meadows and its implications for management. *Journal of Sea Research* 83:65-71.

Guillén JE, Sánchez Lizaso JL, Fernández Torquemada Y, Triviño A, Jiménez S et al. (*en prensa*) Praderas de angiospermas marinas de la Comunidad Valenciana. En: Ruiz JM, Guillén JE, Otero M, Ramos A (eds) Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/UICN.

Hall-Spencer JM, Rodolfo-Metalpa R, Martin S, Ransome E, Fine M, Turner SM et al. (2008) Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454:96-99.

Harmelin JG, Marinopoulos J (1994) Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the North-Western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Marine Life* 4:5-13.

Hay CC, Morrow E, Kopp RE, Mitrovica JX (2015) Probabilistic reanalysis of twentieth-century sea-level rise. *Nature* 517:481-484 .

Hemery G, D'Amico F, Castege I, Dupont B, D'Elbee J, Lalanne Y, Mouches C (2008) Detecting the impact of oceano-climatic changes on marine ecosystems using a multivariate index: The case of the Bay of Biscay (North Atlantic-European Ocean). *Global Change Biology* 14:27-38.

Hereu B (coord) (2015) Seguiment de la biodiversitat marina al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Informe 2014. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Servei d'Espais Naturals Protegits.

Hereu B, Quintana X (eds) (2012) El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. Càtedra d'Ecosistemes Marins Mediterrànies, Museu de la Mediterrània, Torroella de Montgrí.

Hereu B, Kersting DK. First record of coralline algae diseases in the Mediterranean Sea. Coral Reefs. Enviado a Coral Reefs en enero de 2016.

Hernández JC, Clemente S, Sangil C, Brito A (2008) The key role of sea urchin *Diadema aff. antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): a spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research* 66:259-270.

Hernández JC, Clemente S, Girard D, Pérez-Ruzafa A, Brito A (2010) Effect of temperature on settlement and postsettlement survival in a barrens-forming sea urchin. *Marine Ecology Progress Series* 413:69-80.

Herrmann M, Estournel C, Déqué M, Marsaleix P, Sevault F, Somot S (2008) Dense water formation in the Gulf of Lions shelf: Impact of atmospheric interannual variability and climate change. *Continental Shelf Research* 28:2092-2112.

Herrmann M, Estournel C, Adloff F, Díaz F (2014) Impact of climate change on the northwestern Mediterranean Sea pelagic planktonic ecosystem and associated carbon cycle. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 119:5815-5836.

Hilbish TJ, Lima FP, Brannock PM, Fly EK, Rognstad RL, Wetthey DS (2012) Change and stasis in marine hybrid zones in response to climate warming. *Journal of Biogeography* 39:676-687.

Hoegh-Guldberg O, Bruno JF (2010) The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science* 328:1523-1528.

Holt J, Butenschon M, Wakelin SL, Artioli Y, Allen JI (2012) Oceanic controls on the primary production of the northwest European continental shelf: model experiments under recent past conditions and a potential future scenario. *Biogeosciences* 9:97-117.

Huertas IE, Ríos AF, García-Lafuente J, Navarro G, Makaoui A, Sánchez-Roman A et al. (2012) Atlantic forcing of the Mediterranean oligotrophy. *Global Biogeochemical Cycles* 26: GB2022.

Hughes K, Dransfeld L, Johnson M (2014) Changes in the spatial distribution of spawning activity by north-east Atlantic mackerel in warming seas: 1977–2010. *Marine Biology* 161:2563-2576.

Hughes TP, Linares C, Dakos V, van de Leemput IA, van Nes EH (2013) Living dangerously on borrowed time during slow, unrecognized regime shifts. *Trends in Ecology & Evolution* 28:149-155.

Invers O, Tomas F, Pérez M, Romero J (2002) Potential effect of increased global CO₂ availability on the depth distribution of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: A tentative assessment using a carbon balance model. *Bulletin of Marine Science* 71:1191-1198.

IPCC (2000). IPCC special report. Emissions scenarios. Summary for policy makers. Special Report of IPCC Working Group III. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

IPCC (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.

Isla JA, Anadón R (2004) Mesozooplankton size-fractionated metabolism and feeding off NW Spain during autumn: effects of a poleward current. *ICES Journal of Marine Science* 61:526-534.

Jackson JBC (2001) What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:5411-5418.

Jevrejeva S, Moore JC, Grinsted A, Woodworth PL (2008) Recent global sea level acceleration started over 200 years ago? *Geophysical Research Letters* 35:L08715.

Joher E, Ballesteros E, Cebrian E, Sánchez N, Rodríguez-Prieto C (2012) Deep-water macroalgal-dominated coastal detritic habitats on the continental shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, Western Mediterranean). *Botanica Marina* 55:485-497.

Joher S, Ballesteros E, Rodríguez-Prieto C (2015) Contribution to the study of deep coastal detritic bottoms: the algal communities of the continental shelf off the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Mediterranean Marine Science* 16:573-590.

Jordà G, Marbà N, Duarte CM (2012a) Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature Climate Change* 2:821-824.

Jordà G, Gomis D, Álvarez-Fanjul E, Somot S (2012b) Atmospheric contribution to Mediterranean and nearby Atlantic sea level variability under different climate change scenarios. *Global and Planetary Change* 80-81:198-214.

Jordà G, Gomis D (2013) On the interpretation of the steric and mass components of sea level variability: The case of the Mediterranean basin. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118:1-11.

Kalnay E, Kanamitsu M, Kistler R, Collins W, Deaven D, Gandin L et al. (1996) The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project. *Bulletin of the American Meteorological Society* 77:437-471.

Kappel CV (2005) Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:275-282.

Kersting DK, García-March JR, Templado J (2006) Evaluation of *Spondylus gaederopus* Linné, 1758, mass mortality event in the Columbretes Islands Marine Reserve (western Mediterranean, Spain). *Organisms Diversity & Evolution* 6, Electr Suppl 16, part 1:45.

Kersting DK, Linares C (2012) *Cladocora caespitosa* bioconstructions in the Columbretes Islands Marine Reserve (Spain, NW Mediterranean): distribution, size structure and growth. *Marine Ecology- An Evolutionary Perspective* 33:427-436.

Kersting DK (2013) Monitorización del cambio global en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, 2013. Secretaría General de Pesca, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Kersting DK, Bensoussan N, Linares C (2013) Long-Term Responses of the Endemic Reef-Builder *Cladocora caespitosa* to Mediterranean Warming. *Plos One* 8:e70820.

Kersting DK (2014) Monitorización del cambio global en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, 2014. Secretaría General de Pesca, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Kersting DK, Ballesteros E, De Caralt S, Linares C (2014a) Invasive macrophytes in a marine reserve (Columbretes Islands, NW Mediterranean): spread dynamics and interactions with the endemic scleractinian coral *Cladocora caespitosa*. *Biological Invasions* 16:1599-1610.

Kersting DK, Teixidó N, Linares C (2014b) Recruitment and mortality of the temperate coral *Cladocora caespitosa*: implications for the recovery of endangered populations. *Coral Reefs* 33:403-407.

Kersting DK (2015) Monitorización del cambio global en la Reserva Marina de las Islas Columbretes, 2015. Secretaría General de Pesca, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Kersting DK, Cebrian E, Casado C, Teixidó N, Garrabou J, Linares C (2015) Experimental evidence of the synergistic effects of warming and invasive algae on a temperate reef-builder coral. *Scientific Reports* 5:18635

Kipson S, Linares C, Teixidó N, Bakran-Petricioli T, Garrabou J (2012) Effects of thermal stress on early developmental stages of a gorgonian coral. *Marine Ecology Progress Series* 470:69-78.

Koutsikopoulos C, Beillois P, Leroy C, Taillefer F (1998) Temporal trends and spatial structures of the sea surface temperature in the Bay of Biscay. *Oceanologica Acta* 21:335-344.

Krahmann G, Schott F (1998) Longterm increases in Western Mediterranean salinities and temperatures: anthropogenic and climatic sources. *Geophysical Research Letters* 25:4209-4212.

La Rivière M, Roumagnac M, Garrabou J, Bally M (2013) Transient shifts in bacterial communities associated with the temperate gorgonian *Paramuricea clavata* in the Northwestern Mediterranean Sea. *Plos One* 8:e57385.

Lamela-Silvarrey C, Fernández C, Anadón R, Arrontes J (2012) Fucoid assemblages on the north coast of Spain: past and present (1977-2007). *Botanica Marina* 55:199-207.

Lavín A, Díaz del Río G, Casas G, Cabanas JM (2000) Afloramiento en el noroeste de Península Ibérica: Índices de afloramiento para el punto 43°N, 11°O periodo 1990- 1999. Datos Resúmenes Instituto Español de Oceanografía 15, Instituto Español de Oceanografía.

Leaman KD, Schott FA (1991) Hydrographic Structure of the Convection Regime in the Gulf of Lions - Winter 1987. *Journal of Physical Oceanography* 21:575-598.

Ledoux JB, Aurelle D, Bensoussan N, Marschal C, Feral JP, Garrabou J (2015) Potential for adaptive evolution at species range margins: contrasting interactions between red coral populations and their environment in a changing ocean. *Ecology and Evolution* 5:1178-1192.

Lejeusne C, Chevaldonné P, Pergent-Martini C, Boudouresque CF, Pérez T (2010) Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution* 25:250-260.

Lemos RT, Sanso B (2006) Spatio-temporal variability of ocean temperature in the Portugal Current System. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 111: C04010.

Leorri E, Cearreta A (2004) Holocene environmental development of the Bilbao estuary, northern Spain: sequence stratigraphy and foraminiferal interpretation. *Marine Micropaleontology* 51:75-94.

Leorri E, Cearreta A (2009a) Anthropocene versus Holocene relative sea-level rise rates in the southern Bay of Biscay. *Geogaceta* 46:127-130.

Leorri E, Cearreta A (2009b) Recent sea-level changes in the southern Bay of Biscay: transfer function reconstructions from salt-marshes compared with instrumental data. *Scientia Marina* 73:287-296.

Leorri E, Cearreta A, Horton BP (2008a) A foraminifera-based transfer function as a tool for sea-level reconstructions in the southern Bay of Biscay. *Geobios* 41:787-797.

Leorri E, Horton BP, Cearreta A (2008b) Development of a foraminifera-based transfer function in the Basque marshes, N. Spain: Implications for sea-level studies in the Bay of Biscay. *Marine Geology* 251:60-74.

Leorri E, Fatela F, Moreno J, Cearreta A, Freitas MC, Andrade C (2009) Intertidal foraminifera in the Mira estuary, SW Portugal, and their use as sea-level proxies. *Geogaceta* 46:71-74.

Leorri E, Cearreta A, Corbett R, Blake W, Fatela F, Gehrels R et al. (2010a) Identification of suitable areas for high-resolution sea-level studies in SW Europe using commonly applied ^{210}Pb models. *Geogaceta* 48:35-38.

Leorri E, Gehrels WR, Horton BP, Fatela F, Cearreta A (2010b) Distribution of foraminifera in salt marshes along the Atlantic coast of SW Europe: Tools to reconstruct past sea-level variations. *Quaternary International* 221:104-115.

Leorri E, Fatela F, Cearreta A, Moreno J, Antunes C, Drago T (2011) Assessing the performance of a foraminifera-based transfer function to estimate sea-level changes in northern Portugal. *Quaternary Research* 75:278-287.

Leorri E, Cearreta A, Milne G (2012) Field observations and modelling of Holocene sea-level changes in the southern Bay of Biscay: implication for understanding current rates of relative sea-level change and vertical land motion along the Atlantic coast of SW Europe. *Quaternary Science Reviews* 42:59-73.

Leorri E, Drago T, Fatela F, Bradley S, Moreno J, Cearreta A (2013a) Late Glacial and Holocene coastal evolution in the Minho estuary (N. Portugal): implications for understanding sea-level changes in Atlantic Iberia. *The Holocene* 23:353-363.

Leorri E, Cearreta A, García-Artola A, Irabien MJ, Blake WH (2013b) Relative sea-level rise in the Basque coast (N Spain): Different environmental consequences on the coastal area. *Ocean & Coastal Management* 77:3-13.

Levitus S, Antonov JI, Boyer TP, Stephens C (2000) Warming of the world ocean. *Science* 287:2225-2229.

Lima FP, Queiroz N, Ribeiro PA, Hawkins SJ, Santos AM (2006) Recent changes in the distribution of a marine gastropod, *Patella rustica* Linnaeus, 1758, and their relationship to unusual climatic events. *Journal of Biogeography* 33:812-822.

Lima FP, Ribeiro PA, Queiroz N, Hawkins SJ, Santos AM (2007) Do distributional shifts of northern and southern species of algae match the warming pattern? *Global Change Biology* 13:2592-2604.

Linares C, Coma R, Díaz D, Zabala M, Hereu B, Dantart L (2005) Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 305:127-137.

Linares C, Doak DF, Coma R, Díaz D, Zabala M (2007) Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: The octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology* 88:918-928.

Linares C, Coma R, Zabala M (2008a) Effects of a mass mortality event on gorgonian reproduction. *Coral Reefs* 27:27-34.

Linares C, Coma R, Zabala M (2008b) Restoration of threatened red gorgonian populations: An experimental and modelling approach. *Biological Conservation* 141:427-437.

Linares C, Coma R, Garrabou J, Díaz D, Zabala M (2008c) Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *Journal of Applied Ecology* 45:688-699.

Linares C, Kersting DK, Díaz D, Hereu B, Zabala M (2010) Impactos recurrentes asociados al cambio climático afectan a la gorgonia *Paramuricea clavata* en las Islas Columbretes. XVI SIEBM, Alicante.

Linares C, Cebrian E, Coma R (2012) Effects of turf algae on recruitment and juvenile survival of gorgonian corals. *Marine Ecology Progress Series* 452:81-88.

Linares C, Cebrian E, Kipson S, Garrabou J (2013) Does thermal history influence the tolerance of temperate gorgonians to future warming? *Marine Environmental Research* 89:45-52.

Linares C, Ballesteros E, Cebrian E, Díaz D, Garrabou J, Kersting DK et al. (2014) Mediterranean marine reserves play a crucial role in understanding the response of benthic communities to climate change. International Marine Conservation Congress, Glasgow.

Linares C, Vidal M, Canals M, Kersting DK, Amblás D, Aspillaga E et al. (2015) Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 282:20150587.

Lionello P, Cogo S, Galati MB, Sanna A (2008) The Mediterranean surface wave climate inferred from future scenario simulations. *Global and Planetary Change* 63:152-162.

Lionello P, Sanna A (2008) Mediterranean wave climate variability and its links with NAO and Indian Monsoon. *Climate Dynamics* 25:611-623.

Lionello P, Abrantes F, Congedi L, Dulac F, Gacic M, Gomis D et al. (2012a) Mediterranean Climate: from past to future. Elsevier.

Lionello P, Gacic M, Gomis D, García-Herrera R, Giorgi F, Planton S et al. (2012b) Issues on the climate of the Mediterranean region and the MedCLIVAR initiative. *EOS, Transactions of the American Geophysical Union* 93:105-106.

Liria P, Chust G, Epelde I, Caballero A (2011) Extreme Wave Flood-Risk Mapping Within the Basque Coast. *Journal of Coastal Research* 64:225-229.

Llases J, Jordà G, Gomis D (2015) Skills of different hydrographic networks to capture changes in the Mediterranean Sea at climate scales. *Climate Research* doi: 10.3354/cr01270.

Llebot JE (ed) (2010) Segon informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. Institut d'Estudis Catalans.

Llope M, Anadón R (2007) Sea surface warming in the southern Bay of Biscay modulated by oceanic advection. ICES Annual Science Conference, Helsinki.

Llope M, Anadón R, Viesca L, Quevedo M, González-Quirós R, Stenseth NC (2006) Hydrography of the southern Bay of Biscay shelf-break region: Integrating the multiscale physical variability over the period 1993-2003. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 111: C09021.

Llope M, Anadón R, Sostres JA, Viesca L (2007) Nutrients dynamics in the southern Bay of Biscay (1993-2003): Winter supply, stoichiometry, long-term trends, and their effects on the phytoplankton community. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 112: C07029.

Lloret, J, Palomera I, Salat J, Solé I (2004) Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy *Engraulis encrasicolus* and sardine *Sardina pilchardus* in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (North-Western Mediterranean). *Fisheries Oceanography* 13:102-110.

Lloret J, Sabatés A, Muñoz M, Demestre M, Solé I, Font T et al. (2015) How a multidisciplinary approach involving ethnoecology, biology and fisheries can help explain the spatio-temporal changes in marine fish abundance resulting from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 24:448-461.

López-Jurado JL, González-Pola C, Vélez-Belchí P (2005) Observation of an abrupt disruption of the long-term warming trend at the Balearic Sea, western Mediterranean Sea, in summer 2005. *Geophysical Research Letters* 32:L24606.

Losada I, Méndez FJ, Olabarrieta M, Liste M, Menéndez M, Tomás A et al. (2006) Impactos en la costa española por efecto del cambio climático. Fase III. Estrategias frente al cambio climático en la costa. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Losada IJ, Izaguirre C, Díaz P (2014) Cambio climático en la costa española. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13:S3-S7.

Luterbacher J, Dietrich D, Xoplaki E, Grosjean M, Wanner H (2004) European seasonal and annual temperature variability, trends, and extremes since 1500. *Science* 303:1499-1503.

Macías D, García-Górriz E, Stips A (2013) Understanding the causes of recent warming of Mediterranean waters. How much could be attributed to climate change? *Plos One* 8: e81591.

Macías D, García-Górriz E, Piroddi C, Stips A (2014a) Biogeochemical control of marine productivity in the Mediterranean Sea during the last 50 years. *Global Biogeochemical Cycles* 28:897-907.

Macías D, Castilla-Espino D, García-del-Hoyo JJ, Navarro G, Catalán IA, Renault L et al. (2014b) Consequences of a future climatic scenario for the anchovy fishery in the Alboran Sea (SW Mediterranean): A modeling study. *Journal of Marine Systems* 135:150-159.

Macías D, Stips A, García-Górriz E (2014c) Application of the singular spectrum analysis technique to study the recent hiatus on the global surface temperature record. *Plos One* 9:e107222.

Macías DM, García-Górriz E, Stips A (2015) Productivity changes in the Mediterranean Sea for the twenty-first century in response to changes in the regional atmospheric forcing. *Frontiers in Marine Science* 2:79.

Maier C, Schubert A, Sánchez MMB, Weinbauer MG, Watremez P, Gattuso JP (2013) End of the century pCO₂ levels do not impact calcification in mediterranean cold-water corals. *Plos One* 8:e62655.

Malanotte-Rizzoli P, Artale V, Borzelli-Eusebi GL, Brenner S, Crise A, Gacic M et al. (2014) Physical forcing and physical/biochemical variability of the Mediterranean Sea: a review of unresolved issues and directions for future research. *Ocean Science* 10:281-322.

Maldonado M, Sánchez-Tocino L, Navarro C (2010) Recurrent disease outbreaks in corneous demosponges of the genus *Ircinia*: epidemic incidence and defense mechanisms. *Marine Biology* 157:1577-1590.

Mangialajo L, Ganzin N, Accoroni S, Asnaghi V, Blanfune A, Cabrini M et al.,(2011) Trends in *Ostreopsis* proliferation along the Northern Mediterranean coasts. *Toxicon* 57:408-420.

Marbà N, Duarte CM (2010) Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology* 16:2366-2375.

Marbà N, Duarte CM, Cebrian J, Gallegos ME, Olesen B, SandJensen K (1996) Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: Elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137:203-213.

Marbà N, Duarte CM (1997) Interannual changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnology and Oceanography* 42:800-810.

Marbà N, Arthur R, Alcoverro T (2014a) Getting turfed: The population and habitat impacts of *Lophocladia lallemandii* invasions on endemic *Posidonia oceanica* meadows. *Aquatic Botany* 116:76-82.

Marbà N, Díaz-Almela E, Duarte CM (2014b) Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176:183-190.

Marbà N, Jordà G, Agustí S, Girard C, Duarte CM (2015) Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota. *Frontiers in Marine Science* 2:56.

Marcogliese DJ (2008) The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Revue Scientifique et Technique-Office International des Epizooties* 27:467-484.

Marcos M, Amores A (2014) Quantifying anthropogenic and natural contributions to thermosteric sea level rise. *Geophysical Research Letters* 41:2502-2507.

Marcos M, Gomis D, Monserrat S, Álvarez-Fanjul E, Pérez B, García-Lafuente J (2005) Consistency of long sea-level time series in the northern coast of Spain. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 110: C03008.

Marcos M, Woepelmann G, Bosch W, Savcenko R (2007) Decadal sea level trends in the Bay of Biscay from tide gauges, GPS and TOPEX. *Journal of Marine Systems* 68:529-536.

- Marcos M, Tsimplis MN (2008) Coastal sea level trends in Southern Europe. *Geophysical Journal International* 175:70-82.
- Marcos M, Jordà G, Gomis D, Pérez B (2011) Changes in storm surges in southern Europe from a regional model under climate change scenarios. *Global and Planetary Change* 77:116-128.
- Marcos M, Chust G, Jordà G, Caballero A (2012) Effect of sea level extremes on the western Basque coast during the 21st century. *Climate Research* 51:237-248.
- Marcos M, Puyol B, Calafat FM, Woppelmann G (2013) Sea level changes at Tenerife Island (NE Tropical Atlantic) since 1927. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 118:4899-4910.
- Margalef R (1964) Fitoplancton de las costas de Blanes (provincia de Gerona, Mediterráneo Occidental), de julio de 1959 a junio de 1963. *Investigación Pesquera* 26:131-164.
- Martín P, Sabatés A, Lloret J, Martín-Vide J (2012) Climate modulation of fish populations: the role of the Western Mediterranean Oscillation (WeMO) in sardine (*Sardina pilchardus*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) production in the north-western Mediterranean. *Climatic Change* 110:925-939.
- Martínez B, Arenas F, Rubal M, Burgués S, Esteban R, García-Plazaola I et al. (2012a) Physical factors driving intertidal macroalgae distribution: physiological stress of a dominant furoid at its southern limit. *Oecologia* 170:341-353.
- Martínez B, Viejo RM, Carreno F, Aranda SC (2012b) Habitat distribution models for intertidal seaweeds: responses to climatic and non-climatic drivers. *Journal of Biogeography* 39:1877-1890.
- Martínez B, Arenas F, Trilla A, Viejo RM, Carreno F (2014) Combining physiological threshold knowledge to species distribution models is key to improving forecasts of the future niche for macroalgae. *Global Change Biology* 21: 1422-1433.
- Martínez-Asensio A, Tsimplis M N, Marcos M, Feng X, Gomis D, Jordà G et al. (2015) Response of the North Atlantic wave climate to atmospheric modes of variability. *International Journal of Climatology* DOI: 10.1002/joc.4415.
- Martínez-Asensio A, Marcos M, Tsimplis MN, Jordà G, Feng X, Gomis D (*en prensa*) On the ability of statistical wind-wave models to capture the variability and long-term trends of the North Atlantic winter wave climate. *Ocean Modelling*.
- Marty JC, Chiaverini J, Pizay MD, Avril B (2002) Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991-1999). *Deep-Sea Research II* 49:1965-1985.
- Marullo S, Artale V, Santoleri R (2011) The SST Multidecadal Variability in the Atlantic-Mediterranean Region and Its Relation to AMO. *Journal of Climate* 24:4385-4401.
- Mawdsley JR, O'Malley R, Ojima DS (2009) A Review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 23:1080-1089.
- Maynou F, Sabatés A, Salat J (2014) Clues from the recent past to assess recruitment of Mediterranean small pelagic fishes under sea warming scenarios. *Climatic Change* 126:175-188.

McCoy SJ, Kamenos NA (2015) Coralline algae (rhodophyta) in a changing world: Integrating ecological, physiological, and geochemical responses to global change. *Journal of Phycology* 51:6-24.

McGregor HV, Dima M, Fischer HW, Mulitza S (2007) Rapid 20th-century increase in coastal upwelling off northwest Africa. *Science* 315:637-639.

MEDOC Group (1971) Observation of formation of deep water in the Mediterranean Sea, 1969. *Nature* 227:1037-1040.

Mendoza ET, Jiménez JA, Mateo J (2011) A coastal storms intensity scale for the Catalan sea (NW Mediterranean). *Natural Hazards and Earth System Sciences* 11:2453-2462.

Michel S, Treguier AM, Vandermeirsch F (2009) Temperature variability in the Bay of Biscay during the past 40 years, from an in situ analysis and a 3D global simulation. *Continental Shelf Research* 29:1070-1087.

Micheli F, Sáenz-Arroyo A, Greenley A, Vázquez L, Montes JAE, Rossetto M et al. (2012) Evidence that marine reserves enhance resilience to climatic impacts. *Plos One* 7:e40832.

Millot C (1999) Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20:423-442.

Millot C, Candela J, Fuda JL, Tber Y (2006) Large warming and salinification of the Mediterranean outflow due to changes in its composition. *Deep-Sea Research I* 53:656-666.

Miranda PMA, Alves JMR, Serra N (2012) Climate change and upwelling: response of Iberian upwelling to atmospheric forcing in a regional climate scenario. *Climate Dynamics* 40:2813-2824.

Monjo R, Chust G, Caselles V (2014) Probabilistic correction of RCM precipitation in the Basque Country (Northern Spain). *Theoretical and Applied Climatology* 117:317-329.

Moreno J.M.(coord) (2005) Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente.

Movilla J, Calvo E, Pelejero C, Coma R, Serrano E, Fernández-Vallejo P et al. (2012) Calcification reduction and recovery in native and non-native Mediterranean corals in response to ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 438:144-153.

Movilla J, Orejas C, Calvo E, Gori A, López-Sanz A, Grinyó J et al. (2014a) Differential response of two Mediterranean cold-water coral species to ocean acidification. *Coral Reefs* 33:675-686.

Movilla J, Gori A, Calvo E, Orejas C, López-Sanz A, Domínguez-Carrió C et al. (2014b) Resistance of Two Mediterranean Cold-Water Coral Species to Low-pH Conditions. *Water* 6:59-67.

Mumby PJ, Wolff NH, Bozec YM, Chollett I, Halloran P (2014) Operationalizing the Resilience of Coral Reefs in an Era of Climate Change. *Conservation Letters* 7:176-187.

Nash MC, Opdyke BN, Troitzsch U, Russell BD, Adey WH, Kato A et al. (2013) Dolomite-rich coralline algae in reefs resist dissolution in acidified conditions. *Nature Climate Change* 3:268-272.

Nicastro KR, Zardi GI, Teixeira S, Neiva J, Serrao EA, Pearson GA (2013) Shift happens: trailing edge contraction associated with recent warming trends threatens a distinct genetic lineage in the marine macroalga *Fucus vesiculosus*. *Bmc Biology* 11:6.

- Nicolas D, Chaalali A, Drouineau H, Lobry J, Uriarte A, Borja A et al. (2011) Impact of global warming on European tidal estuaries: some evidence of northward migration of estuarine fish species. *Regional Environmental Change* 11:639-649.
- Nogueira E, Bode A, Anadón R, Carballo R, González-Nuevo G, Llope M, Rodríguez C, Morán XAG, Rozada F, Sostres J, González-Pola C (2012) Nutrientes. En: Bode A, Lavín A, Valdés L (eds). *Cambio climático y oceanográfico en el Atlántico del norte de España*. Colección Temas de Oceanografía, núm. 5, Instituto Español de Oceanografía.
- Ocaña O, Herrera R, Brito A, Garrido M, González-Lorenzo G, Monterroso O et al. (2011) Current status and distribution of the madreporaria *Dendrophyllia laboreli* in Canaries, south Portugal and Mediterranean Sea. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 4:53-68.
- Occhipinti-Ambrogi A (2007) Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55:342-352.
- Occhipinti-Ambrogi A, Savini D (2003) Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46:542-551.
- Olabarria C, Arenas F, Viejo RM, Gestoso I, Vaz-Pinto F, Incera M et al. (2013) Response of macroalgal assemblages from rockpools to climate change: effects of persistent increase in temperature and CO₂. *Oikos* 122:1065-1079.
- Olsen YS, Potouroglou M, Garcias-Bonet N, Duarte CM (2015) Warming reduces pathogen pressure on a climate-vulnerable seagrass species. *Estuaries and Coasts* 38:659-667.
- Otero MM, Garrabou J, Vargas M (2013) Mediterranean marine protected areas and climate change: a guide to regional monitoring and adaption opportunities. IUCN.
- Pairaud IL, Bensoussan N, Garreau P, Faure V, Garrabou J (2014) Impacts of climate change on coastal benthic ecosystems: assessing the current risk of mortality outbreaks associated with thermal stress in NW Mediterranean coastal areas. *Ocean Dynamics* 64:103-115.
- Palmiéri J, Orr JC, Dutay JC, Beranger K, Schneider A, Beuvier J et al. (2015) Simulated anthropogenic CO₂ storage and acidification of the Mediterranean Sea. *Biogeosciences* 12:781-802.
- Parada JM, Molares J, Otero X (2012) Multispecies mortality patterns of commercial bivalves in relation to estuarine salinity fluctuation. *Estuaries and Coasts* 35: 132-142.
- Pascual J, Salat J, Palau M (1995) Evolución de la temperatura del mar entre 1973 y 1994 cerca de la costa catalana. En: *Proceedings of the internacional Colloquium "The Mediterranean Sea in the 21st century: Who for?"* Montpellier.
- Pastor MV, Palter JB, Pelegri JL, Dunne JP (2013) Physical drivers of interannual chlorophyll variability in the eastern subtropical North Atlantic. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 118:3871-3886.
- Pelejero C, Calvo E, Hoegh-Guldberg O (2010) Paleo-perspectives on ocean acidification. *Trends in Ecology & Evolution* 25:332-344.
- Peña V, Bárbara I (2008) Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. *Aquatic Cosnervation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:339-366.

Peña V, Bárbara I, Grall J, Maggs CA, Hall-Spencer JM (2014) The diversity of seaweeds on maërl in the NE Atlantic. *Marine Biodiversity* 44:533-551.

Pérez F, Boscolo R (2010) Clima en España: Pasado, presente y futuro. Informe de evaluación del cambio climático regional. Informe de evaluación del cambio climático regional. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Pérez F, Padín XA, Pazos Y, Gilcoto M, Cabanas M, Pardo PC et al. (2010) Plankton response to weakening of the Iberian coastal upwelling. *Global Change Biology* 16:1258-1267.

Pérez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin JG, Francour P, Vacelet J (2000) Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the Northwestern Mediterranean. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Serie III-Sciences de la Vie-Life Sciences* 323:853-865.

Pergent G, Bazairi H, Bianchi CN, Boudouresque CF, Buia MC, Calvo S et al. (2014) Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science* 15:462-473.

Pérez-Gómez B, Álvarez-Fanjul E, Marcos M, Puyol B, García MJ (2015) Sea level variability and trends in the canary current large marine ecosystem. En: Valdés L, Déniz-González I (eds) *Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem*. IOC-UNESCO, p 309-320.

Philippart CJM, Anadón R, Danovaro R, Dippner JW, Drinkwater KF, Hawkins SJ et al. (2011) Impacts of climate change on European marine ecosystems: Observations, expectations and indicators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400:52-69.

Philippart CJM, Anadón R, Danovaro R, Dippner JW, Drinkwater KF, Hawkins SJ et al. (2015) Impacts of climate change on the european marine and coastal environment. Position paper 9 of the Marine Board of the Marine Board of the European Science Foundation-83.

Pinsky ML, Worm B, Fogarty MJ, Sarmiento JL, Levin SA (2013) Marine taxa track local climate velocities. *Science* 341:1239-1242.

Pinto JG, Ulbrich U, Leckebusch GC, Spanghel T, Reyers M, Zacharias S (2007) Changes in storm track and cyclone activity in three SRES ensemble experiments with the ECHAM5/MPI-OM1 GCM. *Climate Dynamics* 29:195-210.

Pivotto ID, Nerini D, Masmoudi M, Kara H, Chaoui L, Aurelle D (2015) Highly contrasted responses of Mediterranean octocorals to climate change along a depth gradient. *Royal Society Open Science* 2:140493.

Porzio L, Buia MC, Hall-Spencer JM (2011) Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400:278-287.

Poulard JC, Blanchard F (2005) The impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 62:1436-1443.

Prego R, Guzmán-Zuñiga D, Varela M, de Castro M, Gómez-Gesteira M (2007) Consequences of winter upwelling events on biogeochemical and phytoplankton patterns in a western Galician ria (NW Iberian peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73:409-422.

- Prieto E, González-Pola C, Lavín A, Sánchez RF, Ruiz-Villarreal M (2013) Seasonality of intermediate waters hydrography west of the Iberian Peninsula from an 8 yr semiannual time series of an oceanographic section. *Ocean Science* 9:411-429.
- Prieto E, González-Pola C, Lavín A, Holliday NP (2015) Interannual variability of the northwestern Iberia deep ocean: Response to large-scale North Atlantic forcing. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 120:832-847.
- Prieto L, Macías D, Peliz A, Ruiz J (2015) Portuguese Man-of-War (*Physalia physalis*) in the Mediterranean: A permanent invasion or a casual appearance? *Scientific Reports* 5:11545.
- Purcell JE, Uye S, Lo WT (2007) Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series* 350:153-174.
- Quero JC, Du Buit MH, Vayne JJ (1998) The records of tropical fishes and the warming of the European Atlantic waters. *Oceanologica Acta* 21:345-351.
- Ramos AG, Martel A, Codd GA, Soler E, Coca J, Redondo A et al. (2005) Bloom of the marine diazotrophic cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* in the Northwest African upwelling. *Marine Ecology Progress Series* 301:303-305.
- Raven J, Caldeira K, Elderfield H, Hoegh-Guldberg O, Liss P, Riebesell U et al. (2005) Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. The Royal Society, London.
- Raya V, Sabatés A (2015) Diversity and distribution of early life stages of carangid fishes in the northwestern Mediterranean: responses to environmental drivers. *Fisheries Oceanography* 24:118-134.
- Relvas P, Luis J, Santos AMP (2009) Importance of the mesoscale in the decadal changes observed in the northern Canary upwelling system. *Geophysical Research Letters* 36:L22601.
- Revilla M, Borja A, Fontán A, Franco J, González M, Valencia V (2010) A two-decade record of surface chlorophyll 'a' and temperature in offshore waters of the Basque country (southeastern Bay of Biscay). *Revista de Investigación Marina* 17:14-20.
- Riera R, Becerro MA, Stuart-Smith RD, Delgado JD, Edgar GJ (2014) Out of sight, out of mind: Threats to the marine biodiversity of the Canary Islands (NE Atlantic Ocean). *Marine Pollution Bulletin* 86:9-18.
- Riera R, Sangil C, Sansón M (2015) Long-term herbarium data reveal the decline of a temperate-water algae at its southern range. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 165:159-165.
- Rivera A, Weidberg N, Pardinás AF, González-Gil R, García-Florez L, Acuña JL (2013) Role of upwelling on larval dispersal and productivity of gooseneck barnacle populations in the Cantabrian sea: Management implications. *Plos One* 8:e78482.
- Rivetti I, Fraschetti S, Lionello P, Zambianchi E, Boero F (2014) Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *Plos One* 9:e115655
- Ríos AF, Pérez FF, Fraga F (2001) Longterm (1977-1997) measurements of carbon dioxide in the Eastern North Atlantic evaluation of anthropogenic input. *Deep-Sea Research II* 48:2227-2239.

Roca G, Alcoverro T, de Torres M, Manzanera M, Martínez-Crego B, Bennett S et al. (2015) Detecting water quality improvement along the Catalan coast (Spain) using stress-specific biochemical seagrass indicators. *Ecological Indicators* 54:161-170.

Rodolfo-Metalpa R, Lombardi C, Cocito S, Hall-Spencer JM, Gambi MC (2010a) Effects of ocean acidification and high temperatures on the bryozoan *Myriapora truncata* at natural CO₂ vents. *Marine Ecology-An Evolutionary Perspective* 31:447-456.

Rodolfo-Metalpa R, Martin S, Ferrier-Pagés C, Gattuso JP (2010b) Response of the temperate coral *Cladocora caespitosa* to mid- and long-term exposure to pCO₂ and temperature levels projected for the year 2100 AD. *Biogeosciences* 7:289-300.

Rodolfo-Metalpa R, Houlbrèque F, Tambutté E, Boisson F, Baggini C, Patti FP et al. (2011) Coral and mollusc resistance to ocean acidification adversely affected by warming. *Nature Climate Change* 1:308-312.

Rodrigues LC, van der Berg JC, Loureiro ML, Nunes PA, Rossi S (2015) The cost of Mediterranean Sea warming and acidification: a choice experiment among scuba divers at Medes islands, Spain. *Environmental resource economics* DOI 10.1007/s10640-015-9935-8.

Rohling EJ, Bryden HL (1992) Man-Induced Salinity and Temperature Increases in Western Mediterranean Deep-Water. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 97:11191-11198.

Romano JC, Bensoussan N, Younes WAN, Arlhac D (2000) Thermal anomaly in the waters of the Gulf of Marseilles during summer 1999. A partial explanation of the mortality of certain fixed invertebrates? *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie III-Sciences de la Vie-Life Sciences* 323:415-427.

Romero J, Pérez M, Alcoverro T (2012) L'alguer de *Posidonia oceanica* de les illes Medes: més de trenta anys d'estudi. En: Hereu B, Quintana X (eds), *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. Càtedra d'Ecosistemes Litorals*, vol. 4.

Romero J, Pérez M, Alcoverro T, de Torres M, Manzanera M, Allué R (*en prensa*) Las praderas marinas de Cataluña. En: Ruiz JM, Guillen JE, Otero M, Ramos A (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEL/IEO/UICN.

Rubio P, Muñoz JM (1997) Predicción estival del riesgo de blooms de *Pelagia noctiluca* (litoral central catalán). En: Novau JC (ed) *Situaciones de riesgo climático en España*. Instituto Pirenaico de Ecología, pp 281-287.

Ruiz JM, Marín Guirao L, Ramos Segura A, García Muñoz R, María-Dolores E, Guirao J, et al. (*en prensa*) Praderas de angiospermas marinas de Murcia. En: Ruiz JM, Guillén JE, Otero M, Ramos A (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN.

Sangil C, Clemente S, Hernández JC (2012) No take areas an effective tool to revert urchin barrens on subtropical rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112: 207-215.

Sabatés A, Martín P, Lloret J, Raya V (2006) Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology* 12:2209-2219.

- Sabatés A, Martín P, Raya V (2012) Changes in life-history traits in relation to climate change: bluefish (*Pomatomus saltatrix*) in the northwestern Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* 69:1000-1009.
- Salat J, Pascual J (2002). The oceanographic and meteorological station at L'Estartit (NW Mediterranean). En CIESM, 2002, Tracking long term hydrological change in the Mediterranean Sea. CIESM workshop series, nº 16.
- Salat J, Pascual J (2006) Principales tendencias climatológicas en el mediterráneo noroccidental, a partir de más de 30 años de observaciones oceanográficas y meteorológicas en la costa catalana. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC) Serie A(5).
- Salat J, Pascual J (2008) ¿Volverán las lluvias de primavera? o Cómo puede afectar el calentamiento global al régimen primaveral de precipitaciones en la cuenca mediterránea. VI Congreso ibérico sobre la gestión y planificación del agua, Vitoria.
- Salat J, Puig P, Latasa M (2010) Violent storms within the Sea: dense water formation episodes in the NW Mediterranean. *Advances in Geosciences* 26: 53-59.
- Samperio-Ramos G, Olsen YS, Tomás F, Marna N (2015) Ecophysiological responses of three Mediterranean invasive seaweeds (*Acrothamnion preissii*, *Lophocladia lallemandii* and *Caulerpa cylindracea*) to experimental warming. *Marine Pollution Bulletin* 96:418-423.
- Sánchez-Arcilla A, González-Marco D, Bolanos R (2008) A review of wave climate and prediction along the Spanish Mediterranean coast. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 8:1217-1228.
- Sangil C, Sansón M, Afonso-Carrillo J, Herrera R, Rodríguez A, Martín-García L et al. (2012) Changes in subtidal assemblages in a scenario of warming: Proliferations of ephemeral benthic algae in the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean). *Marine Environmental Research* 77:120-128.
- Santa Coloma O, Feliú E, Mendizabal M (coord) (2011) Cambio climático: impacto y adaptación en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco.
- Santana-Casiano JM, González-Dávila M (2015) Ocean acidification in the canary current large marine ecosystem. En: Valdés L, Déniz-González I (eds) *Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem*. IOC-UNESCO, p 342-349.
- Santana-Casiano JM, Gonzalez-Dávila M, Rueda MJ, Llinas O, González-Dávila EF (2007) The interannual variability of oceanic CO₂ parameters in the northeast Atlantic subtropical gyre at the ESTOC site. *Global Biogeochemical Cycles* 21: GB1015.
- Santos F, Gómez-Gesteira M, de Castro M, Álvarez I (2012) Variability of coastal and ocean water temperature in the upper 700 m along the Western Iberian Peninsula from 1975 to 2006. *Plos One* 7:e50666.
- Santos F, Stigter T, Faysse N, Lourenco T (2014) Impacts and adaptation to climate change in the Mediterranean coastal areas: the CIRCLE-MED initiative. *Regional Environmental Change* 14:S1-S3.
- Schär C, Jendritzky G (2004) Climate change: Hot news from summer 2003. *Nature* 432:559-560.

Scharek R, Latasa M, Massana R, Balagué V (2007) Comparing microphytoplankton seasonality after 50 years at a coastal site in the northwest Mediterranean. Effects of climate change on the world's oceans. PICES Secretariat, Sydney.

Schmoker C, Hernández-León S (2013) Stratification effects on the plankton of the subtropical Canary Current. *Progress in Oceanography* 119:24-31.

Schneider A, Tanhua T, Kortzinger A, Wallace DWR (2010) High anthropogenic carbon content in the eastern Mediterranean. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 115: C12050.

Schroeder K, Josey SA, Herrmann M, Grignon L, Gasparini GP, Bryden HL (2010) Abrupt warming and salting of the Western Mediterranean Deep Water after 2005: Atmospheric forcings and lateral advection. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 115: C08029.

Schroeder K, Millot C, Bengara L, Ben Ismail S, Bensi M, Borghini M et al. (2013) Long-term monitoring programme of the hydrological variability in the Mediterranean Sea: a first overview of the HYDROCHANGES network. *Ocean Science* 9:301-324.

Serrano E, Coma R, Ribes M (2012) A phase shift from macroalgal to coral dominance in the Mediterranean. *Coral Reefs* 31:1199.

Serrano E, Coma R, Ribes M, Weitzmann B, García M, Ballesteros E (2013) Rapid northward spread of a zooxanthellate coral enhanced by artificial structures and sea warming in the western Mediterranean. *Plos One* 8:e52739.

Shelton C (2014) Climate change adaptation in fisheries and aquaculture – compilation of initial examples. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1088*. Rome, FAO.

Sini M, Kipson S, Linares C, Koutsoubas D, Garrabou J (2015) The Yellow Gorgonian *Eunicella cavolini*: Demography and Disturbance Levels across the Mediterranean Sea. *Plos One* 10:e0126253.

Siokou-Frangou I, Christaki U, Mazzocchi MG, Montresor M, d'Alcala MR, Vaque D et al. (2010) Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeosciences* 7:1543-1586.

Skiris N, Sofianos S, Gkanasos A, Mantziafou A, Vervatis V, Axaopoulos P et al. (2012) Decadal scale variability of sea surface temperature in the Mediterranean Sea in relation to atmospheric variability. *Ocean Dynamics* 62:13-30.

Sokolow S (2009) Effects of a changing climate on the dynamics of coral infectious disease: a review of the evidence. *Diseases of Aquatic Organisms* 87:5-18.

Somavilla R, González-Pola C, Rodríguez C, Josey SA, Sánchez RF, Lavín A (2009) Large changes in the hydrographic structure of the Bay of Biscay after the extreme mixing of winter 2005. *Journal of Geophysical Research* 114:C01001.

Somavilla R, González-Pola C, Ruiz-Villarreal M, Montero AL (2011) Mixed layer depth (MLD) variability in the southern Bay of Biscay. Deepening of winter MLDs concurrent with generalized upper water warming trends? *Ocean Dynamics* 61:1215-1235.

Somot S, Sevault F, Déqué M (2006) Transient climate change scenario simulation of the Mediterranean Sea for the twenty-first century using a high-resolution ocean circulation model. *Climate Dynamics* 27:851-879.

Somot S, Sevault F, Déqué M, Crepon M (2008) 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model. *Global and Planetary Change* 63:112-126.

Southward AJ (1995) The importance of long time-series in understanding the variability of natural systems. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 49:329-333.

Stachowicz JJ, Terwin JR, Whitlatch RB, Osman RW (2002) Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:15497-15500.

Steneck RS, Carlton JT (2001) Human alterations of marine communities - Students beware! En: Bertness M, Gaines S, Hay M (eds) *Marine Community Ecology*. Sinauer Press, pp 445-468.

Stenseth NC, Llope M, Anadón R, Ciannelli L, Chan KS, Hjermmann DO et al. (2006) Seasonal plankton dynamics along a cross-shelf gradient. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273:2831-2838.

Sunday JM, Bates AE, Dulvy NK (2012) Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change* 2:686-690.

Sverdrup HU, Johnson MW, Fleming RH (1942) *The oceans: their physics, chemistry, and general biology*. Prentice-Hall, New York.

Teixidó N, Casas E, Cebrian E, Linares C, Garrabou J (2013) Impacts on Coralligenous Outcrop Biodiversity of a Dramatic Coastal Storm. *Plos One* 8:e53742.

Templado J, Ballesteros E, Galparsoro I, Borja A, Serrano A, Martín L et al. (2012) *Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Templado J (2014) Future Trends of Mediterranean Biodiversity. En: Goffredo S, Dubinsky Z (eds) *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges*. Springer, p 479-498.

Terrados J, Marín A, Celdrán D (2013) Use of *Posidonia oceanica* seedlings from beach-cast fruits for seagrass planting. *Botanica Marina* 56:185-195.

Thibaut T, Pinedo S, Torras X, Ballesteros E (2005) Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira spp.* and *Sargassum spp.*) in the Alberes coast (France, North-western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 50:1472-1489.

Thibaut T, Blanfune A, Boudouresque CF, Verlaque M (2015) Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterranean Marine Science* 16:206-224.

Torrents O, Tambutté E, Caminiti N, Garrabou J (2008) Upper thermal thresholds of shallow vs. deep populations of the precious Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L.): Assessing the potential effects of warming in the NW Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 357:7-19.

Touratier F, Goyet C (2009) Decadal evolution of anthropogenic CO₂ in the northwestern Mediterranean Sea from the mid-1990s to the mid-2000s. *Deep-Sea Research Part I* 56:1708-1716.

Touratier F, Goyet C (2011) Impact of the Eastern Mediterranean Transient on the distribution of anthropogenic CO₂ and first estimate of acidification for the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part I* 58:1-15.

Tsimplis MN, Baker TF (2000) Sea level drop in the Mediterranean Sea: An indicator of deep water salinity and temperature changes? *Geophysical Research Letters* 27:1731-1734.

Tsimplis MN, Álvarez-Fanjul E, Gomis D, Fenoglio-Marc L, Pérez B (2005) Mediterranean Sea level trends: Atmospheric pressure and wind contribution. *Geophysical Research Letters* 32:L20602.

Vacelet J (1994) The struggle against the epidemic which is decimating Mediterranean sponges. FAO, Rome.

Valdés L, Déniz-González I (eds) (2015) Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem. IOC-UNESCO.

Valdés L, López-Urrutia A, Cabal J, Álvarez-Ossorio M, Bode A, Miranda A et al. (2007) A decade of sampling in the Bay of Biscay: What are the zooplankton time series telling us? *Progress in Oceanography* 74:98-114.

Valle M, Chust G, del Campo A, Wisz MS, Olsen SM, Garmendia JM et al. (2014) Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biological Conservation* 170:74-85.

Vaquer-Sunyer R, Duarte CM, Jordà G, Ruiz-Halpern S (2012) Temperature dependence of oxygen dynamics and community metabolism in a shallow mediterranean macroalgal meadow (*Caulerpa prolifera*). *Estuaries and Coasts* 35:1182-1192.

Vaquer-Sunyer R, Duarte CM (2013) Experimental Evaluation of the Response of Coastal Mediterranean Planktonic and Benthic Metabolism to Warming. *Estuaries and Coasts* 36:697-707.

Varela R, Álvarez I, Santos F, de Castro M, Gomez-Gesteira M (2015) Has upwelling strengthened along worldwide coasts over 1982-2010? *Scientific Reports* 5:10016.

Vargas-Yáñez M, Salat J, de Puellas MLF, López-Jurado JL, Pascual J, Ramirez T et al. (2005) Trends and time variability in the northern continental shelf of the western Mediterranean. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 110:C10019.

Vargas-Yáñez M, García MJ, Salat J, García-Martínez MC, Pascual J, Moya F (2008) Warming trends and decadal variability in the Western Mediterranean shelf. *Global and Planetary Change* 63:177-184.

Vargas-Yáñez M, Moya F, Tel E, García-Martínez MC, Guerber E, Bourgeon M (2009) Warming and salting in the western Mediterranean during the second half of the 20th century: inconsistencies, unknowns and the effect of data processing. *Scientia Marina* 73:7-28.

Vargas-Yáñez M, Moya F, García-Martínez MC, Tel E, Zunino P, Plaza F et al. (2010a) Climate change in the Western Mediterranean Sea 1900-2008. *Journal of Marine Systems* 82:171-176.

Vargas-Yáñez M, García-Martínez MC, Moya F, Tel E, Parrilla G, Plaza F et al. (2010b) Cambio Climático en el Mediterráneo español. Colección Temas de Oceanografía, núm. 3, Instituto Español de Oceanografía.

- Vargas-Yáñez M, Mallard E, Rixen M, Zunino P, García-Martínez MC, Moya F (2012) The effect of interpolation methods in temperature and salinity trends in the Western Mediterranean. *Mediterranean Marine Science* 13:118-125.
- Vaz-Pinto F, Olabarria C, Gestoso I, Cacabelos E, Incera M, Arenas F (2013) Functional diversity and climate change: effects on the invasibility of macroalgal assemblages. *Biological Invasions* 15:1833-1846.
- Vázquez-Domínguez E, Vaque D, Gasol JM (2007) Ocean warming enhances respiration and carbon demand of coastal microbial plankton. *Global Change Biology* 13:1327-1334.
- Vázquez-Rodríguez M, Touratier F, Lo Monaco C, Waugh DW, Padin XA, Bellerby RGJ et al. (2009) Anthropogenic carbon distributions in the Atlantic Ocean: data-based estimates from the Arctic to the Antarctic. *Biogeosciences* 6:439-451.
- Vergés A, Steinberg PD, Hay ME, Poore AGB, Campbell AH, Ballesteros E et al. (2014a) The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 281:20140846.
- Vergés A, Tomás F, Cebrian E, Ballesteros E, Kizilkaya Z, Dendrinis P et al. (2014b) Tropical rabbitfish and the deforestation of a warming temperate sea. *Journal of Ecology* 102:1518-1527.
- Verlaque M, Afonso-Carrillo J, Gil-Rodríguez MC, Durand C, Boudouresque CF, Le Parco Y (2004) Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (north-east Atlantic). *Biological Invasions* 6:269-281.
- Vélez-Belchí P, Hernández-Guerra A, Fraile-Nuez E, Benítez-Barrios V (2010) Changes in the temperature and salinity tendencies of the upper subtropical North Atlantic Ocean. *Journal of Physical Oceanography* 40:2546-2555.
- Vélez-Belchí P, González-Carballo M, Pérez-Hernández MD, Hernández-Guerra A (2015) Open ocean temperature and salinity trends in the Canary Current Large Marine Ecosystem. En: Valdés L, Déniz-González I (eds) *Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem*. IOC-UNESCO, p 299-308.
- Vezzulli L, Previati M, Pruzzo C, Marchese A, Bourne DG, Cerrano C (2010) *Vibrio* infections triggering mass mortality events in a warming Mediterranean Sea. *Environmental Microbiology* 12:2007-2019.
- Vicente I, Leorri E, Cearreta A, Gehrels R, Horton B (2008) Salt marsh response to recent sea-level rise acceleration in the Southern Bay of Biscay. *Geo-Temas* 10:659-662.
- Viejo RM, Martínez B, Arrontes J, Astudillo C, Hernández L (2011) Reproductive patterns in central and marginal populations of a large brown seaweed: drastic changes at the southern range limit. *Ecography* 34:75-84.
- Vila M, Garcés E, Masó M (2001) Potentially toxic epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology* 26:51-60.
- Vila M, Masó M, Sampedro N, Illoul H, Arín L, Garcés E et al. (2008) The genus *Ostreopsis* in the recreational waters along the Catalan Coast and Balearic Islands (NW Mediterranean Sea): are they the origin of human respiratory difficulties? *Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae*, pp. 334-336.

Villarino E, Chust G, Licandro P, Butenschön M, Ibaibarriaga L, Larrañaga A et al. (2015) Modelling the future biogeography of North Atlantic zooplankton communities in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series* 531:121-142.

Villegas-Hernández H, Muñoz M, Lloret J (2014) Life-history traits of temperate and thermophilic barracudas (Teleostei: Sphyraenidae) in the context of sea warming in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 84:1940-1957.

Villegas-Hernández H, Lloret J, Muñoz M (2015) Reproduction, condition and abundance of the Mediterranean bluefish (*Pomatomus saltatrix*) in the context of sea warming. *Fisheries Oceanography* 24:42-56.

Voerman SE, Llera E, Rico JM (2013) Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research* 90:119-127.

Walsh K, Giorgi F, Coppola E (2014) Mediterranean warm-core cyclones in a warmer world. *Climate Dynamics* 42:1053-1066.

Wells ML, Trainer VL, Smayda TJ, Karlson BSO, Trick CG, Kudela MR et al. (2015) Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful algae* 29:68-93.

Zunino P, Schroeder K, Vargas-Yáñez M, Gasparini GP, Coppola L, García-Martínez MC et al. (2012) Effects of the Western Mediterranean Transition on the resident water masses: Pure warming, pure freshening and pure heaving. *Journal of Marine Systems* 96-97:15-23.

Páginas web

www.boya-agl.st.ieo.es/boya_agl/monthlyheat.html

www.eurosites.info

www.iucn-medmis.org

www.iucnredlist.org

www.ncdc.noaa.gov

www.observadorsdelmar.cat

www.t-mednet.org

ANEXO I

Programas de seguimiento

A continuación se recogen los programas de seguimiento españoles e internacionales que se desarrollan en las distintas regiones marinas de España en relación con el estudio y seguimiento del cambio climático y sus efectos sobre el ecosistema marino. Se detallan las características de cada uno de ellos, los indicadores utilizados, su periodicidad, organismos implicados e investigadores responsables.

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Boya AGL	Temperatura, salinidad, fluorometría sub-superficial, Corrientes: velocidad y dirección, Altura y dirección del oleaje	IEO	Alicia Lavín	1	2007	actualidad	1 hora	
Boya de Cuñillero	Velocidad y dirección del viento, temperatura y humedad del aire, radiación incidente (PAR y ultravioleta), temperatura y salinidad del agua, corrientes, concentración de nitrato, ficocitrina y clorofila.	Observatorio Marino de Asturias, Universidad de Oviedo	José Luis Acuña	1	2014	actualidad	1 hora	http://oma.uniovi.es/observacion/boyas
Contribución española a la red Argo	Presión, Temperatura, salinidad (CTD), Oxígeno disuelto	IEO	Pedro Veléz-Belchi	30	2004	actualidad	Continuo, perfiles cada 10 días	www.argo.espana.es
Datos en Continuo de Buques Oceanográficos	Temperatura, salinidad, fluorometría sub-superficial, Presión atmosférica, temperatura del aire, humedad relativa, radiación total	IEO	Elena Tel	-	-	-	Continuo, en función de los calendarios de los buques	
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Velocidad del viento	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Presión del aire	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Temperatura del aire	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Altura de ola	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Temperatura del agua	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Altura de la marea	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php
Estación océano-meteorológica de Pasaja	Viento	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.php

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Estación oceano-meteorológica de Pasaia	Radiación solar	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.x.php
Estación oceano-meteorológica de Pasaia	Visibilidad	Euskalmet y AZTI	Manuel González	1	2001	actualidad	10 min	http://estacion.itsasnet.com/index.x.php
Estaciones automáticas	Temperatura, salinidad, oxígeno, corrientes	Xunta de Galicia/RAIA	Pedro Montero	6	2007	actualidad	10 min	http://www.intecmar.org http://www.meteogalicia.es
Estaciones multiparamétricas	Temperatura, salinidad, oxígeno, pH	INTECMAR	Pedro Montero	16	2009	actualidad	semanal	http://www.intecmar.org
GIFT (Gibraltar Fixed Time Series)	pH, temperatura, salinidad, pCO2, alcalinidad, oxígeno, nutrientes	CSC	Emma Huertas	3	2005	actualidad	continua	
Imágenes de satélite de la estación receptora de IEO-Santander	Temperatura superficial (SST)	IEO	Alicia Lavín	1	2006	actualidad	10 imágenes /día	http://www.ieo-santander.net/teledeteccion/
Impacto del CC sobre la vegetación submareal de la costa vasca	Macroalgas	UPV/EHU	José María Gorostiaga	31	1991	2013	Irregular	
Impacto del CC sobre la vegetación submareal del norte y sur de la Península Ibérica	Macroalgas, temperatura, radiación	UPV/EHU	José María Gorostiaga	20	2015	2015	año 2015 - (anual)	
Impacto del CC sobre la vegetación submareal en el extremo occidental de la costa vasca (Área de Kobarón)	Macroalgas	UPV/EHU	José María Gorostiaga	7	1982	2014	Irregular	
Índice de Afloramiento	Índice de Afloramiento	IEO	Jose M Cabanas	-	-	-	mensual	http://www.indicedeafloramiento.ieo.es/index.html

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Long term time-series CCC1000	Velocidad y dirección de la corriente, temperatura, turbidez	Universitat de Barcelona	Miquel Canals / Anna Sánchez Vidal	1	2009	actualidad	30 min	
OVIDE	pH, temperatura, salinidad, pCO ₂ , alcalinidad, oxígeno, nutrientes	CSIC-IFREMER	Fiz Fernández Pérez	90	2002	2018	bienal	
Perfiles	Temperatura, salinidad, nutrientes, plancton, oxígeno, transmitancia, Irradiancia, Fluorescencia	INTECMAR	Pedro Montero	43	1992	actualidad	semanal	http://www.intecmar.org
Permanent Service for Mean Sea Level (PSMSL)	Nivel medio del mar (mareógrafos)	National Oceanography Centre (NOC), UK Natural Environment Research Council (NERC).	Depende de la serie	60	1943	2013	anual	http://www.psmsl.org/
Phytoplankton Time Series	Fitoplancton	COPEODite NOAA	Depende de la serie	13	variable	actualidad	mensual	http://www.si.nmfs.noaa.gov/plankton/time-series/index-mediterranean-phyto.html
Praderas marinas de la costa vasca	<i>Zostera noltii</i>	AZTI	Joxe M. Garmendia	3	2008	2012	4 años	http://www.uragentzia.euskadi.eus/informe_estudio/fed-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/481-000374/es/
Proyecto RECCAM	Temperatura y <i>P. oceanica</i> (a nivel molecular, fisiológico, poblacional y ecosistémico)	IEO/UB/CEAB	JM Ruiz/J Romero/T Alcoverro	8	2015	2017	anual	
Radar HF	Corrientes	INTECMAR	Pedro Montero	4	2011	actualidad	1 hora	http://www.intecmar.org
Radiales (Norte)	Presión, temperatura, salinidad (CTD), oxígeno disuelto, nutrientes, clorofila.	IEO	Cesar González-Pola	16	1990	actualidad	mensual	http://www.seriestemporales-ieo.com/
RadMed	Presión, Temperatura, salinidad (CTD), oxígeno disuelto, nutrientes, Fluorescencia, Turbidez, Clorofila, pH y Alcalinidad, Zooplankton	IEO	Rosa Balbin	90	1992	actualidad	3 meses	

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
RadProf	Presión, temperatura, salinidad (CTD), oxígeno disuelto, nutrientes	IEO	Cesar González-Pola	24	2003	actualidad	6 meses, desde 2011 anual	http://www.ieo-santander.net/vaolan/
RaProCan	Presión, temperatura, salinidad (CTD), oxígeno disuelto, nutrientes	IEO	Pedro Velez-Belchi	51	2006	actualidad	6 meses	www.oceanografia.es/raprocan/
Red de fondos del IEO	Corrientes: velocidad y dirección	IEO	Cesar González-Pola	4	1997 (Canarias), 2003 (Atlántico), 2009 (Estrecho), 2012 (Cabo Peñas), Canal Menorca (2014)	actualidad	continuo	http://www.seadatanet.org/
Red de seguimiento de <i>Posidonia oceanica</i> y cambio climático de la Región de Murcia	Temperatura	Centro Oceanográfico de Murcia-IEO	Juan M Ruiz-Fernández	2	2011	actualidad	6 meses	
Red de seguimiento de <i>Posidonia oceanica</i> y cambio climático de la Región de Murcia	Floración y dinámica poblacional de <i>P. oceanica</i> y algas invasoras	Centro Oceanográfico de Murcia-IEO	Juan M Ruiz-Fernández	24	2004	actualidad	anual	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	Fitoplancton	URA y AZTI	Ángel Borja	20	2002	actualidad	3 meses	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	Clorofila-a	URA y AZTI	Ángel Borja	20	2002	actualidad	3 meses	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	Oxígeno	URA y AZTI	Ángel Borja	20	1995	actualidad	3 meses	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	pH	URA y AZTI	Ángel Borja	20	1995	actualidad	3 meses	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	Especies de macroinvertebrados de sustrato blando	URA y AZTI	Ángel Borja	20	1995	actualidad	anual	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la C. A. del País Vasco	Especies de macroalgas	URA y AZTI	Ángel Borja	20	1995	actualidad	anual	http://www.uragentzia.euskadi.eu/s/informe_estudio/red-de-seguimiento-del-estado-ecologico-de-las-aguas-de-transicion-y-costeras-informe-de-resultados-2013/u81-000374/es/
Red Mareográfica	Nivel del mar	IEO	Mª Jesús García	12	1943	actualidad	continua	Datos diarios: http://indamar.ieo.es/ Datos históricos: http://www.psrnsl.org/
RED MAREOGRÁFICA	Nivel del mar	IEO	M Jesus Garcia	12	1943	actualidad	continua	Datos diarios: http://indamar.ieo.es/ Datos históricos: http://www.psrnsl.org/
Red T-Mednet	Temperatura agua (5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 m)	Red internacional	Joaquim Garrabou	15 (España) + 30 (otros países)	Según localización (ver web)	actualidad	1 hora	http://www.t-mednet.org/
s/n	Nivel del mar	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	40	1992	actualidad	5 min	www.puertos.es

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
s/n	Oleaje	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1997	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Corrientes	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1997	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Viento	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1997	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	SST	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1997	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Salinidad	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1997	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Corrientes	Puertos del Estado	Enrique Álvarez-Fanjul	15	1960	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Oleaje	Puertos del estado	Enrique Álvarez-Fanjul	Modelo	1960	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Nivel del mar	Puertos del estado	Enrique Álvarez-Fanjul	Modelo	1960	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Corrientes	Puertos del estado	Enrique Álvarez-Fanjul	Modelo	1960	actualidad	1 hora	www.puertos.es
s/n	Temperatura superficial agua (SST)	Puertos del estado	Enrique Álvarez-Fanjul	Modelo	1960	actualidad	1 hora	www.puertos.es

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Seguiment de la biodiversitat marina al parc natural de cap de Creus i al parc natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter	Poblaciones de peces, erizos, comunidades algales, gorgonia roja (<i>Paramuricea clavata</i>), coral rojo (<i>Coralium rubrum</i>), grandes crustáceos, <i>Posidonia oceanica</i> , briozoos, especies invasoras	MEDRECOVER (Universitat de Barcelona- CSIC)	Bernat Heru / Cristina Linares	estaciones de muestreo localizadas dentro y fuera de la RM	1991	actualidad	anual / bianual	http://www.medrecover.org/
Seguimiento cambio global RMIslas Columbretes	Temperatura (5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 m), mortalidades <i>Cladocora caespitosa</i> , <i>Paramuricea clavata</i> y presencia y evolución de especies invasoras	Reserva marina Islas Columbretes (MAGRAMA), UB, CSIC	Diego K Kersting	estaciones de muestreo localizadas en la RM	2002	actualidad	T horaria/ resto anual	
Seguimiento microbimétrico de sectores de especial interés en el litoral de Barcelona	Batimetría, reflectividad	Universitat de Barcelona	Miquel Canals / David Ambias	1	2010	actualidad	6 meses	
Serie Blanes	Temperatura superficial (SST), Salinidad, transparencia, CTD, oxígeno, nutrientes, clorofila, fitoplancton, bacterias, pH, alcalinidad	ICM-CSIC	Josep Gasol/Ramón Massana/Carles Pelejero	1	1992 (temperatura, clorofila), 1988 (fitoplancton, bacterias), resto 2008 aprox.	actualidad	mínimo mensual	http://www.icm.csic.es/bio/projec/ts/icmicrobis/bbmo/
Serie L'Estartit	Temperatura agua (0 - 80m), Salinidad, transparencia, CTD, nivel del mar, pH, alcalinidad, nutrientes, clorofila, fitoplancton	Varios	Jordi Salat/Josep Pascual/Carles Pelejero	1	1973 (temperatura, salinidad, transparencia), 1990 (nivel del mar, CTD), resto 2009 aprox.	actualidad	semanal (T, S, transparencia, nivel del mar), resto mensual	http://meteolestartit.cat/

Nombre programa	Indicador/es	Organismo responsable	Investigador/a responsable o contacto	Nº estaciones	Fecha inicio	Fecha fin	Periodicidad	Enlace
Serie SST Columbretes	Temperatura superficial agua (SST)	Reserva marina Islas Columbretes (MAGRAMA)	Diego K Kersting	1	1991	actualidad	diaria	
Stoca	Presión, Temperatura, salinidad (CTD) Oxígeno disuelto, nutrientes	IEO	Ricardo Sánchez-Leal	16	2009	actualidad	4 meses	
Tropical signals	Temperatura, Especies termofilas	CIESM / Universidad de Alicante	Paula Moschella (CIESM) / Alfonso Ramos-Esplá (UA)	45 en todo el Mediterráneo, en España 1 en Tabarca	2012	actualidad	anual	http://www.ciesm.org/marine/programs/tropicalization.htm
Zooplankton time series	Zooplankton	COPEPODite NOAA	Depende de la serie	10	variable	actualidad	mensual	http://www.st.nmfs.noaa.gov/copepod/time-series/index-mediterranean-zoopl.html



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE