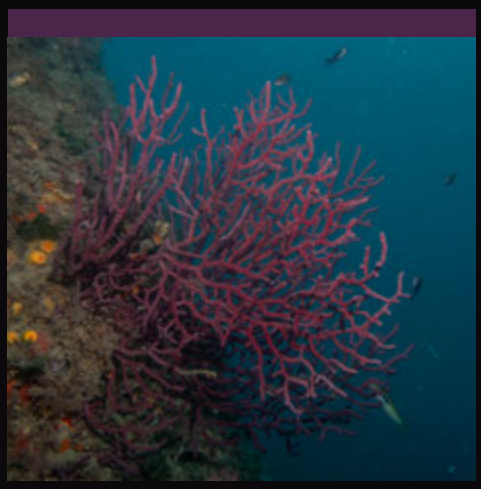
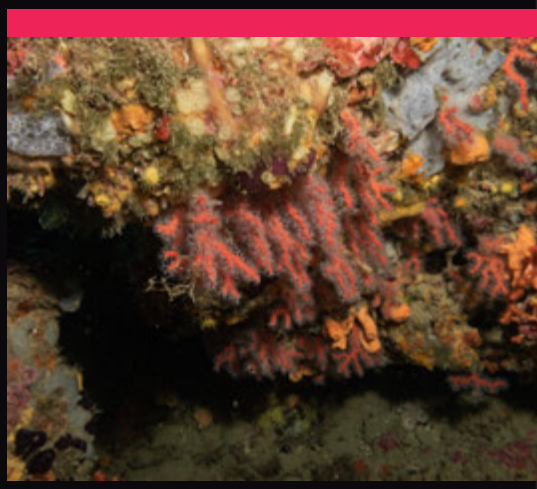



Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Memòria 2019

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat

Parc Natural de Cap de Creus

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

SEGUIMENT DEL MEDI MARÍ AL PARC NATURAL DE CAP DE CREUS I AL PARC NATURAL DEL MONTGRÍ, LES ILLES MEDES I EL BAIX TER

MEMÒRIA ANY 2019

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Gestió i direcció del projecte:

Bernat Hereu Fina[1]

Investigadors involucrats:

Cristina Linares Prats[1]

David Casals Blanch[1]

Julia Ortega Solana[1]

Graciel·la Rovira Mestres[1]

1. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona

Citar com:

Hereu, B., Casals, D., Ortega, J., Rovira, G., Linares, C. (2020). Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2019. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. 168 pp.

Índex

Presentació 7

Introducció 9

El Parc Natural de Cap de Creus 9

El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter 10

El seguiment del patrimoni natural com a guia per a la seva conservació 11

Bibliografia 13

Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter 15

Introducció 16

Material i mètodes 18

Metodologia 21

Anàlisi de dades 22

Resultats 23

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter 29

Discussió 35

Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter 41

Introducció 42

Material i mètodes 44

Disseny del mostreig 44

Metodologia d'estudi 47

Anàlisi de dades 48

Resultats 51

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter 51

Parc Natural de Cap de Creus 56

Discussió 61

Conclusions 64

Bibliografia 64

Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....67
Introducció 68
Material i mètodes 70
Disseny de mostreig.....70
Metodologia 73
Anàlisis estadístics.....75
Resultats 75
Garotes 75
Algues 86
Discussió.....87
Conclusions 93
Bibliografia 94
Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....97
Introducció 98
Material i mètodes 101
Disseny de mostreig.....101
Metodologia de mostreig.....105
Resultats 107
Carpodesmia mediterranea 107
Lithophyllum byssoides.....113
Discussió.....127
Carpodesmia mediterranea 127
Lithophyllum byssoides.....129
Conclusions 131
Bibliografia 132
Prospeccions del fons marí de la costa est del Cap de Creus 135
Introducció 136
Metodologia 137
Resultats 138
Conclusions 151

Nous descriptors: identificació de *Caulerpa cylindracea* a Cala Galladera (Cap de Creus) 153

Introducció 154

Objectius 157

Resultats i discussió 158

Bibliografia 160

Annex 163

Presentació

Aquesta memòria recull els resultats del grup de treball del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona relatiu al seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2019, tal i com consta al plec de prescripcions amb expedient PTOP-2017-130 en compliment de la llei 19/1990 de 10 de desembre del Parlament de Catalunya, i amb les millores proposades a l'oferta tècnica homònima

Els resultats dels treballs de camp tenen com a objectiu central l'avaluació de l'estat de les poblacions i dels hàbitats marins en relació tant amb les activitats humanes que es duen a terme als espais naturals estudiats com amb els factors ambientals. Així mateix s'analitza la seva evolució en el temps dels descriptors i s'intenta avaluar l'efecte de la protecció. El darrer objectiu és de detectar altres situacions de risc pel patrimoni natural com podrien ser l'arribada d'espècies alienes o invasores o bé els possibles efectes del canvi climàtic.

Poblacions de gorgònia vermella

Poblacions de corall vermell

Comunitats algals i poblacions de garotes

Comunitats mediolitorals

Prospeccions del fons marí

Nous indicadors: *Caulerpa cylindracea*

Introducció

Les àrees marines protegides són una eina de gestió fonamental arreu del món per fer front a la degradació creixent dels ecosistemes litorals. Tanmateix, es tracta d'experiències relativament recents (sobretot si es té en compte la dinàmica de les espècies més longeves que poden arribar a tenir centenars d'anys) per saber realment quin grau de recuperació dels ecosistemes marins protegits es pot assolir i quina és la millor forma de regular-ne els usos. A Catalunya, els espais naturals protegits són una peça clau del patrimoni natural del país i tenen un paper preeminent cara a la conservació dels espais marins litorals, on la seva gestió es coordina seguint les figures de protecció establertes a la Llei 12/1985. Els espais marins protegits a Catalunya es basen en una gestió adaptativa, que implica l'avaluació periòdica del patrimoni natural cara a determinar l'efecte de les mesures endegades en la seva evolució i, per tant, es basa en el projecte de seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter que ha d'aportar tota la informació rellevant per guiar correctament la gestió de les espècies i hàbitats que es troben dins aquests Parcs.

Els Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i, concretament, les corresponents AMP, representen dues de les reserves marines més importants del litoral mediterrani. Salvant la singularitat, la comparació entre les illes Medes i la major part dels fons marins del cap de Creus amb qualsevol altre espai protegit és complexa, ateses les característiques especials d'aquests dos espais. La relació entre les mides de les àrees protegides, la quantitat del patrimoni natural present i la intensitat de les visites (sobretot en el cas de les illes Medes) determinen els trets característics de cadascun d'aquests espais. La intensitat d'utilització pels submarinistes d'esbarjo i un coneixement, en molts casos, encara imprecís sobre el comportament dels ecosistemes marins, representen el principal perill de degradació del patrimoni natural d'aquests espais.

El Parc Natural de Cap de Creus

Des d'un punt de vista geomorfològic, el cap de Creus està format per granits i esquists, una estructura força diferent d'aquella que caracteritza la costa del Montgrí, típicament calcària. A nivell climàtic, l'exposició a la tramuntana determina un clima relativament fred (hi trobem les aigües superficials més fredes de tota la Mediterrània Occidental) i corrents molt fortes. Mitjançant el Decret 328/1992 l'espai natural de Cap de Creus va ser inclòs dins del Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) segons disposava la llei 12/1085 de 3 de juny. La protecció del Parc Natural de Cap de Creus arribà amb la Llei 4/1998 del 12 de març. L'àrea protegida s'estén des de la punta del Bol Nou, a cala Tamariua (Port de la Selva) fins a punta Falconera (Roses) amb l'exclusió de la badia de Cadaqués. Es tracta d'una zona marina protegida que conté tres zones, amb una amplitud que va des de les 0,2 fins les 1,3 milles mar endins, separades per extenses àrees amb menor

protecció: Els Farallons (entre el Brescó i la punta dels tres Frares), el cap de Creus (entre l'illa del Culleró i cala Jugadora) i el cap Norfeu. Finalment es creà una reserva natural integral marina al nord de l'illa de s'Encalladora.

Al Parc Natural de Cap de Creus, podem trobar diferents espais amb diferents nivells de protecció (Figura 1a): el Parc Natural (PN) on la pesca, inclosa la pesca submarina, està permesa amb poques limitacions; la Reserva Natural Parcial (RNP) on està permesa la pesca, tant professional com esportiva, però està prohibida la pesca submarina; i la Reserva Natural Integral (RNI) on es prohibeix qualsevol activitat, tant extractiva com no, incloent l'accés d'embarcacions i la immersió, a excepció de la immersió amb motius científics, i que requereix permís previ de l'Administració del Parc.

El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

El Montgrí és un massís calcari situat entre la badia de Pals i el Golf de Roses. Les illes Medes sorgeixen com a prolongació sud del massís i, tot i tenir una extensió força reduïda, són les illes més grans de tot el litoral català. La natura calcària del massís afavoreix la presència de coves submergides que augmenten la complexitat d'un espai ja per si mateix variegat. Les mesures de protecció a les Illes van entrar en vigor el 1983, amb una Ordre de la Generalitat de Catalunya que establia la Reserva Marina de les Illes Medes i que comportava restringir l'activitat. El 1985 una resolució establia normes de compliment obligatori a la zona vedada i el 1990 i la Llei 19/1990 va convertir-se en el marc jurídic de la protecció i conservació de la flora i fauna del fons marí de les illes Medes i del tros de costa del Montgrí, entre la roca del Molinet i la Punta Salines.

Finalment, El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es va crear per la llei 15/2010, de 21 de maig de 2010, amb l'objectiu principal d'unificar la normativa de protecció dels tres espais que conformen el Parc Natural (massís del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter). En aquest espai protegit podem trobar diferents zones amb diferents nivells de protecció (Figura 1b): 1) la zona de Parc Natural (PN) a la costa del Montgrí entre la punta del Milà i la punta Salines, on la pesca, inclosa la pesca submarina és permesa; 2) la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) que correspon al tram de costa entre punta Milà i punta del Molinet, on la pesca submarina és prohibida; i 3) la Reserva Natural Parcial (RNP), que comprèn les illes Medes, on no es permet cap tipus d'activitat pesquera. La normativa específica dels usos i activitats de la zona estan regulats pel Pla Rector d'Usos i Gestió recollit aprovat el 2008 (en el Decret 222/2008, d'11 de novembre, pel qual s'aprova el Pla rector d'ús i gestió de l'Àrea Protegida de les illes Medes), i que recentment ha estat modificat en els seus annexes 1 i 6 (ORDRE AAM/112/2015, de 30 d'abril). En aquesta nova normativa s'ha determinat la zona de l'illot del Medallot com a zona control (ZC). D'aquesta manera, i per primer cop, es delimita una zona on s'hi anul·len els possibles efectes derivats de la pràctica del busseig i es regula el nombre de submarinistes segons el grau de fragilitat de les comunitats en les que s'hi desenvolupa aquesta activitat. Aquesta normativa preveu que aquest nombre pugui anar canviant al llarg del temps en funció de la informació que es vagi obtenint sobre l'estat de conservació de les comunitats i l'impacte del submarinisme sobre els fons.

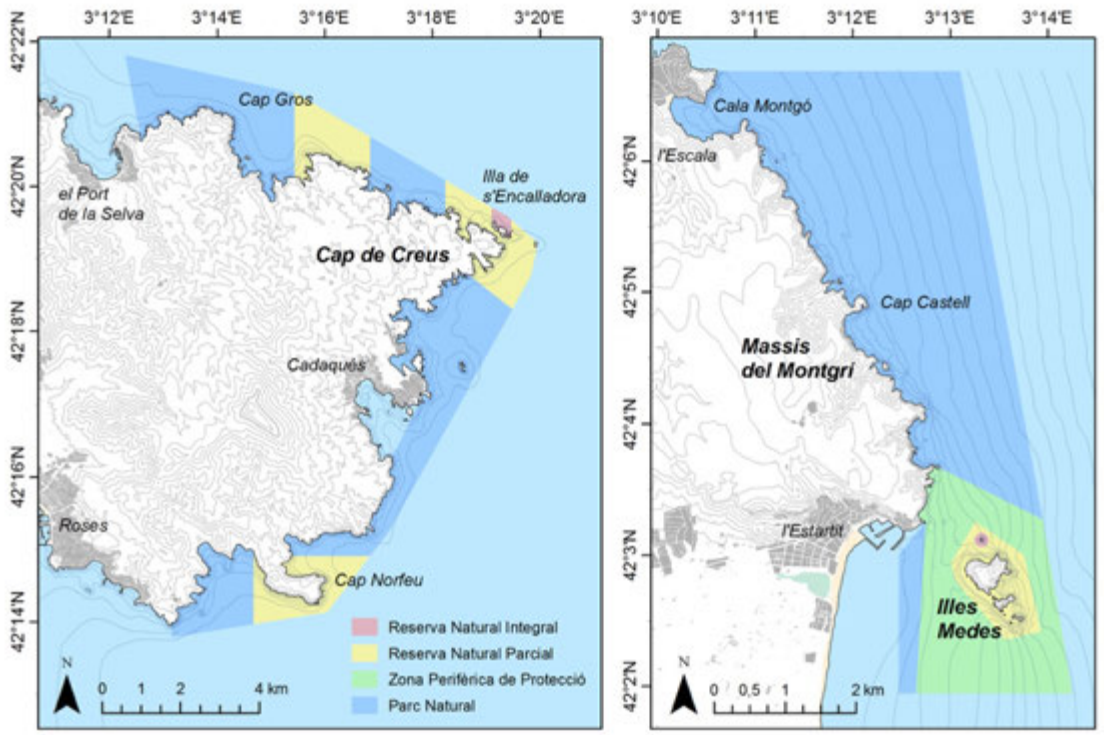


Figura 1. Localització i zonació de la part marina del Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter. Els colors indiquen els diferents graus de protecció. **PN:** zona de Parc Natural (blau), **RNP:** zona de Reserva Natural Parcial (groc), **ZPP:** zona Perifèrica de Protecció (verd) i **RNI:** zona de Reserva Natural Integral (vermell). Les coordenades estàn referides al sistema ETRS 1989.

El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i, en segon terme, el Parc del Cap de Creus han esdevingut uns atractius turístics de primer ordre en les darreres dècades. L'efecte del turisme que practica el busseig i, en menor grau, altres activitats recreatives, ha tingut cada cop un pes més important sobre l'economia dels municipis de les àrees en qüestió, fins al punt que, tot sovint, s'han prioritzat les necessitats econòmiques sobre la protecció del medi natural. En concret, la conservació del patrimoni natural de la Reserva de les Illes Medes, ha esdevingut un objectiu molt important no sols des d'una perspectiva conservacionista, sinó també des d'una perspectiva econòmica.

El seguiment del patrimoni natural com a guia per a la seva conservació

El primer pas necessari per la conservació d'un patrimoni natural és la seva catalogació. Aquest objectiu va ser parcialment assolit ja fa dues dècades amb l'edició del llibre *Els Sistemes Naturals de les Illes Medes*, publicat per l'Institut d'Estudis Catalans sota la iniciativa del nostre Departament (Ros *et al.*, 1984). Però és important tenir en compte que aquest tipus de catàlegs no existeix per al Parc Natural de Cap de Creus. El segon pas és l'estudi de l'evolució d'aquest patrimoni per tal d'estimar si, al llarg del temps, hi ha una capitalització o bé una pèrdua de patrimoni. Per a aquest objectiu fa falta més informació detallada i una metodologia escaient per a la quantificació dels possibles canvis. Per aquesta raó el nostre grup de treball va desenvolupar metodologies

específiques per a la monitorització d'una sèrie de paràmetres que permetessin diagnosticar l'evolució del patrimoni natural.

Com és impossible a nivell logístic i econòmic plantejar un seguiment de totes les espècies i hàbitats marins litorals que trobem en aquests espais, els esforços s'han centrat des dels inicis en algunes espècies i hàbitats marins concrets. Molts d'aquests organismes són peces clau en el funcionament dels ecosistemes marins, per varies raons: són peces clau de la xarxa tròfica (per ex. són preses o depredadors importantsjm), han sigut o són l'objecte d'una pesca intensiva (per ex. les llagostes o corall vermell), constitueixen elements d'alt atractiu turístic (per ex. alguns grans peixos o les gorgònies), estan patint certa regressió per causes lligades al canvi climàtic (per ex. algunes espècies de cnidaris i d'algues), i, tot plegat, perquè són part del nostre patrimoni natural. Tots aquests valors tant ecològics, com econòmics, culturals, o estètics representen això que avui en dia s'anomenen serveis ecosistèmics. Els descriptors triats per a aquest seguiment intenten, justament, avaluar l'evolució patrimonial dels principals serveis ecosistèmics a les àrees protegides.

Des de l'any 1990, concretament, el seguiment es va centrar en una sèrie d'espècies seleccionades: el corall vermell, *Corallium rubrum*; la gorgònia vermella, *Paramuricea clavata*; la garota comuna, *Paracentrotus lividus*; la llagosta vermella, *Palinurus elephas*; el nero, *Epinephelus marginatus* i tres comunitats emblemàtiques: l'herbei de posidònia, coral·ligen i la ictiofauna, que varen servir de línia de base, o situació zero, per estudiar llur evolució posterior. Aquests estudis s'han anat ampliant amb altres descriptors, com els briozous o les comunitats algals, i el 2003 es van estendre al Parc Natural de Cap de Creus. Podem afirmar que la sèrie de dades acumulada des de 1990 és la més llarga obtinguda mai en un espai protegit submarí mediterrani, i ha estat presa com a model per altres espais protegits, òrgans gestors i associacions internacionals com MEDPAN.

La gran quantitat d'informació obtinguda sobre l'evolució de les espècies i comunitats indicadores han permès descriure les dinàmiques de les seves poblacions al llarg de tot aquest temps, pràcticament, d'any en any. Aquesta informació té un valor incalculable, d'una banda permet detectar canvis en les trajectòries poblacionals i estudiar-ne les possibles causes, i d'altra ens ajuda a conèixer com els diferents nivells de protecció influencien la dinàmica de les poblacions de nombroses espècies d'interès. A banda de les aplicacions òbvies cara a la gestió dels espais naturals com ara i per primera vegada a la Mediterrània, l'estudi de l'efecte d'erosió involuntària per part dels visitants subaquàtics de la fauna invertebrada fixada al fons (Sala *et al.*, 1997; Garrabou *et al.*, 1998; Coma *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2012) o l'aportació de criteris quantitatius, tant per a la selecció dels llocs més idonis, com per a la delimitació de les intensitats d'ús que aquestes comunitats poden suportar, les recerques paral·leles estimulades pels seguiments han permès entendre millor la biologia i ecologia de les espècies i comunitats estudiades així com fer nombrosos descobriments de gran rellevància científica. A tall d'exemple, podem esmentar la descripció del cicle reproductor de la gorgònia *Paramuricea clavata* (Coma *et al.* 1995; Linares *et al.* 2008), el comportament reproductor i de la fresa del nero *Epinephelus marginatus* (Zabala *et al.* 1997a,b), el període i el microhàbitat d'assentament al fons de la llagosta *Palinurus elephas* (Díaz *et al.* 2001), o el desenvolupament de tècniques de restauració pel corall vermell *Corallium rubrum* (Montero-Serra *et al.* 2018). A més, el seguiment ha estimulat l'elaboració de tesis

doctorals, que entre d'altres temes, han abordat l'estudi dels factors que condicionen el desenvolupament de les poblacions de peixos (Garcia-Rubies, 1997), han permès desenvolupar un model de les interaccions entre algues, garotes i peixos (Sala, 1996; Hereu, 2004), el cicle biològic de les llagostes (Díaz, 2010) o descriure la dinàmica poblacional (Coma, 1994; Garrabou, 1997; Linares, 2006) i l'alimentació (Coma, 1994; Ribes, 1998) dels organismes dominants a les comunitats del coral·ligen. La informació resumida de tota la recerca realitzada aplicada a la gestió fruit del programa de seguiment va ser revisada el 2012 amb el llibre *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí. Quatre dècades de recerca per a la conservació*, editat per la càtedra d'ecosistemes litorals Mediterranis, del Museu de la Mediterrània de Torroella de Montgrí (Hereu i Quintana, 2012).

A la present memòria es presenten els resultats del seguiment de 6 descriptors dels Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i del Parc Natural de Cap de Creus l'any 2019. Aquests són: les poblacions de gorgònia vermella, les poblacions de corall vermell, les comunitats algals i poblacions de garotes, les comunitats mediolitorals, que recullen dades de *Carpodesmia mediterranea* i *Lithophyllum byssoides*, les prospeccions del fons marí de la costa est del Cap de Creus i com a nous indicadors enguany hem inclòs la descripció de la població de l'alga invasora *Caulerpa cylindracea* trobada a Cala Galladera al cap de Creus l'octubre de 2019. L'objectiu final d'aquest informe és avaluar l'estat actual d'aquestes poblacions i comunitats i en la mesura del possible incorporar aquestes dades a la sèrie temporal, per a conèixer la seva evolució, i així poder realitzar una correcta diagnosi de l'estat de conservació del patrimoni natural dins dels Parcs marins de Catalunya. Aquests resultats han de servir de guia per establir les mesures de gestió necessàries a realitzar dins del Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter per realitzar una correcte gestió adaptativa en cadascun d'aquests espais protegits.

Bibliografia

Coma, R. (1994). *Evaluación del balance energético de dos especies de cnidarios bentónicos*. Ph.D. Thesis, Universitat de Barcelona.

Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J.M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 173-183.

Coma, R., Zabala, M., Gili, JM. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 185-192.

Coma, R., Pola, E., Ribes, M., & Zabala, M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. Unprotected areas. *Ecological Applications*, *14*(5), 1466-1478.

Díaz, D. (2010). *Ecologia i dinàmica de la fase juvenil de la langosta* Palinurus elephas *en el Mediterraneo noroccidental*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.

Díaz D., Mari M., Abelló P., Demestre M. (2001) Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea : Decapoda : Palinuridae) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 65: 347–356

Garcia-Rubies, A. (1997). Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

Garrabou, J. (1997). Structure and dynamics of North-Western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach. PhD Thesis, Barcelona, Spain.

Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., Zabala, M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, *12*(2), 302-312.

Hereu, B. (2004). The role of trophic interactions between fishes, sea urchins and algae in the northwest Mediterranean rocky infralittoral. PhD Thesis. Universitat de Barcelona.

Hereu, B., Quintana, X. (2012). El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània. ISBN: 2013-5939.

Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D., Hereu, B., Ledoux, J.B., Linares, C. (2018). Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation letters*, 11(1), 1–9

Linares, C. (2006). Population ecology and conservation of a long-lived marine species: the red gorgonian *Paramuricea clavata*. PhD. Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona.

Linares, C., Coma, R., Mariani, S., Diaz, D., Hereu, B., Zabala, M. (2008). Early life history of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*: implications for population dynamics. *Invertebrate Biology*, 127: 1-11

Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.

Ribes, M. (1998). Feeding activity and diet of benthic suspension feeders related to metabolic requirements and seston composition. PhD thesis. Universitat de Barcelona.

Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). Els sistemes naturals de les illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.

Sala, E. (1996). The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. Université d'Aix-Marseille 2.

Sala, E., Garrabou, J., & Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan Pentapora fascialis. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.

Zabala, M., Garcia-Rubies, A., Louisy, P., Sala E. (1997a). Spawning behavior of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 65-77.

Zabala, M., Louisy, P., Garcia-Rubies, A., Gracia, V. (1997b) Sociobehavioral context of the reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 79–98.

Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Cristina Linares, Graciel.la Rovira, Julia Ortega, David Casas, Núria Margarit

- **Les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter segueixen mostrant un estat de conservació molt preocupant.**
- **Al Parc Natural de Cap de Creus s'ha observat una major mortalitat i una caiguda de densitats respecte el 2017.**
- **Probablement això sigui a causa de la pèrdua de colònies petites que van reclutar anys anteriors i de les que estaven més afectades.**
- **Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter la mortalitat detectada a finals de l'estiu ha estat menor i el grau d'afectació s'ha mantingut estable.**
- **En algunes estacions d'aquest parc s'ha observat una disminució de la densitat atribuïda a la pèrdua de colònies grans afectades.**
- **És necessari reduir els impactes més fàcilment gestionables a nivell local per adquirir una resistència enfront el canvi climàtic.**

Aquest capítol ha de ser citat com:

Linares, C., Rovira, G., Casals, D., Margarit, N., Ortega, J. (2020). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 15-40.

Introducció

La gorgònia vermella *Paramuricea clavata* és una espècie molt característica dels fons rocosos de la Mediterrània (Figura 1). La seva forma arborescent genera una estructura tridimensional que serveix de substrat i refugi per a moltes espècies associades, desenvolupant així comunitats molt complexes amb una elevada biodiversitat, presents sobretot a l'estatge infralitoral i circalitoral de les aigües Mediterrànies (Ballesteros 2006, Casas *et al.* 2015). Aquest alt valor ecològic també ve acompanyat d'un alt valor paisatgístic, que representa un reclam turístic molt important.

Aquesta espècie presenta una dinàmica poblacional molt lenta, el que fa que sigui especialment vulnerable a pertorbacions. Aquesta dinàmica ve donada per la longevitat de les colònies (fins a més de cent anys), per les taxes de creixement somàtic baixes (per sota d'un centímetre a l'any), una maduresa reproductiva tardana i taxes de reclutament molt baixes (Coma *et al.* 1995a,b, Linares *et al.* 2007). Tanmateix, això implica que a aquests organismes els costi recuperar-se després d'esdeveniments de mortalitat, fet que és especialment rellevant donada la seva elevada sensibilitat a l'augment de temperatura que s'està registrant al Mar Mediterrani durant les darreres dècades (Coma *et al.* 2009). De fet, durant períodes anteriors on es varen detectar màxims històrics de temperatures, com el 1999 o el 2003, es varen observar mortalitats molt elevades d'aquests organismes (Cerrano *et al.* 2000, Linares *et al.* 2005, Garrabou *et al.* 2009). En el context actual de canvi global, les projeccions climàtiques prediuen un augment de la temperatura superficial del mar (IPCC 2013), fet que no augura un futur molt esperançador per aquesta espècie.

Una problemàtica afegida a l'increment de la temperatura del mar és la creixent presència d'activitats humanes en els ecosistemes litorals (Halpern *et al.* 2008). En el cas de la gorgònia vermella, la seva sensibilitat a pertorbacions físiques implica que es puguin veure perjudicades per les activitats recreatives que es donen en els Parcs Naturals de Catalunya, com és el cas del busseig (Linares i Doak 2010). El turisme de busseig és una de les formes més importants d'ús comercial de les àrees marines protegides de tot el món (Rouphael i Inglis 2001, Lloret *et al.* 2006, Parsóns i Thur 2008). Tanmateix, la presència repetida i intensiva de bussejadors han fet progressar una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. A diferència de la mort per estrès tèrmic, en la qual els esquelets de les gorgònies romanen durant força temps visibles a la comunitat, la mortalitat induïda pels escafandristes produeix la desaparició immediata de tota o part de la colònia, que resulta arrabassada per la tracció o per l'excessiu pes carregat sobre ella. L'erosió involuntària produïda pels bussejadors, tot i suposar un augment relativament petit de les taxes de mortalitat anual, en alguns llocs molt visitats aquesta mortalitat acumulada pot arribar a comprometre la viabilitat de les poblacions a llarg termini (Linares *et al.* 2007, Linares i Doak 2010), ja que comporta una mortalitat extra que augmenta la vulnerabilitat d'aquests organismes, actualment molt amenaçats pel canvi climàtic.

Els esdeveniments de mortalitat, lligats a l'augment de la temperatura, conjuntament amb les pertorbacions causades per la pressió de busseig, entre d'altres activitats humanes (com la pesca, ancoratge, etc.), poden generar efectes sinèrgics que empitjoren als impactes del canvi climàtic i comprometen conservació de les poblacions de gorgònia vermella (Linares i Doak 2010). En aquesta línia, l'any 2017 es va observar una proliferació excessiva d'algues filamentoses, estretament lligada també a l'augment de temperatura (Mistri i Cecchereli 1996, Schiapareli *et al.*

2007) que va tenir un efecte molt important en els nostres parcs (Hereu et al. 2017). Aquestes algues són arrossegades per les corrents i es poden quedar atrapades en les ramificacions de les gorgònies, on poden seguir creixent, generant una pel·lícula que ofega a aquests organismes, amb la conseqüent aparició de teixit necrosat. Tot i que aquestes mortalitats per algues filamentoses no s'han donat durant els últims anys, tant els efectes directes (augment de la temperatura) com indirectes (proliferació d'algues mucilaginoses) del canvi climàtic resulten difícils de gestionar a petita escala. En canvi, la reducció de la mortalitat derivada de les activitats recreatives, com el busseig, en aquelles zones més afectades, podria permetre a aquestes poblacions recuperar-se dels efectes inevitables del canvi climàtic. Tanmateix, per assolir aquesta fita resulta necessari seguir l'evolució de les poblacions gorgònia vermella per diagnosticar les zones que requereixen més protecció o mesures de gestió més directes.

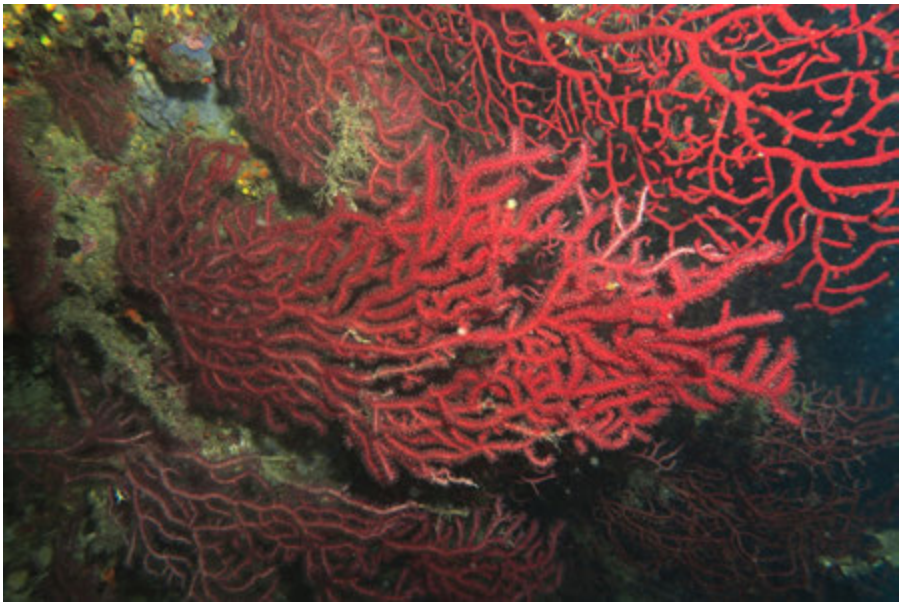


Figura 1. Imatge d'una colònia de gorgònia vermella, *Paramuricea clavata*.

Així doncs, l'objectiu d'aquest programa de seguiment és avaluar l'estat de conservació de les poblacions de la gorgònia vermella (*P. clavata*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus. Aquesta és una espècie que presenta molts atributs per fer estudis de seguiment, com la relativa facilitat amb la qual es pot censar, la seva gran mida i abundància, i la seva sensibilitat a pertorbacions de diferents orígens (Linares *et al.* 2010). El seu monitoratge ens permetrà, per un costat, tenir un control dels efectes del canvi climàtic en aquestes espècies, a més de controlar l'impacte del busseig recreatiu en les zones d'elevada freqüentació de submarinistes.

Material i mètodes

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es varen monitoritzar 7 estacions dins la Reserva Natural Parcial (RNP), 1 a la Reserva Natural Integral (RNI) i 3 estacions al Parc Natural (PN) del Montgrí (Taula 1, Figura 3), estacions que es té previst mostrejar anualment (Taula 7, Figures 18 i 19).

Al Parc Natural de Cap de Creus es varen monitoritzar un total de 8 estacions, 1 a la Reserva Natural Integral (RNI), 3 dins la Reserva Natural Parcial (RNP) i 4 estacions al Parc Natural (PN) (Taula 1, Figura 3), que es tornaran a avaluar d'aquí dos anys.

Taula 1. Estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN). Les coordenades geogràfiques estan referides al fus 31N del datum ETRS89.

Parc	Prot.	Estació	Fondària (m)	Data
Medes i Montgrí	ZC	Medallot	18	2019-10-31
	RNP	Pedra de Déu	22	2019-10-31
		Pota del Llop	18	2019-10-17
		Vaca	15	2019-11-20
		Tascó Gros	15	2019-10-17
		Tascó Petit	22	2019-10-21
		Carall Bernat	21	2019-10-15
	PN	Cap Castell	20	2019-11-01
		Puig de la Sardina	19	2019-11-05
		Punta Salines	22	2019-10-31
Cap de Creus	RNI	S'Encalladora	19	2019-09-19
	RNP	Farallons	18	2019-09-17
		Massa d'Or	28	2019-10-01
		El Gat	19	2019-09-27
	PN	Cap Gros	19	2019-09-17
		Portaló	24	2019-29-26
		Messina	25	2019-09-26
		Cap Trencat	21	2019-09-27

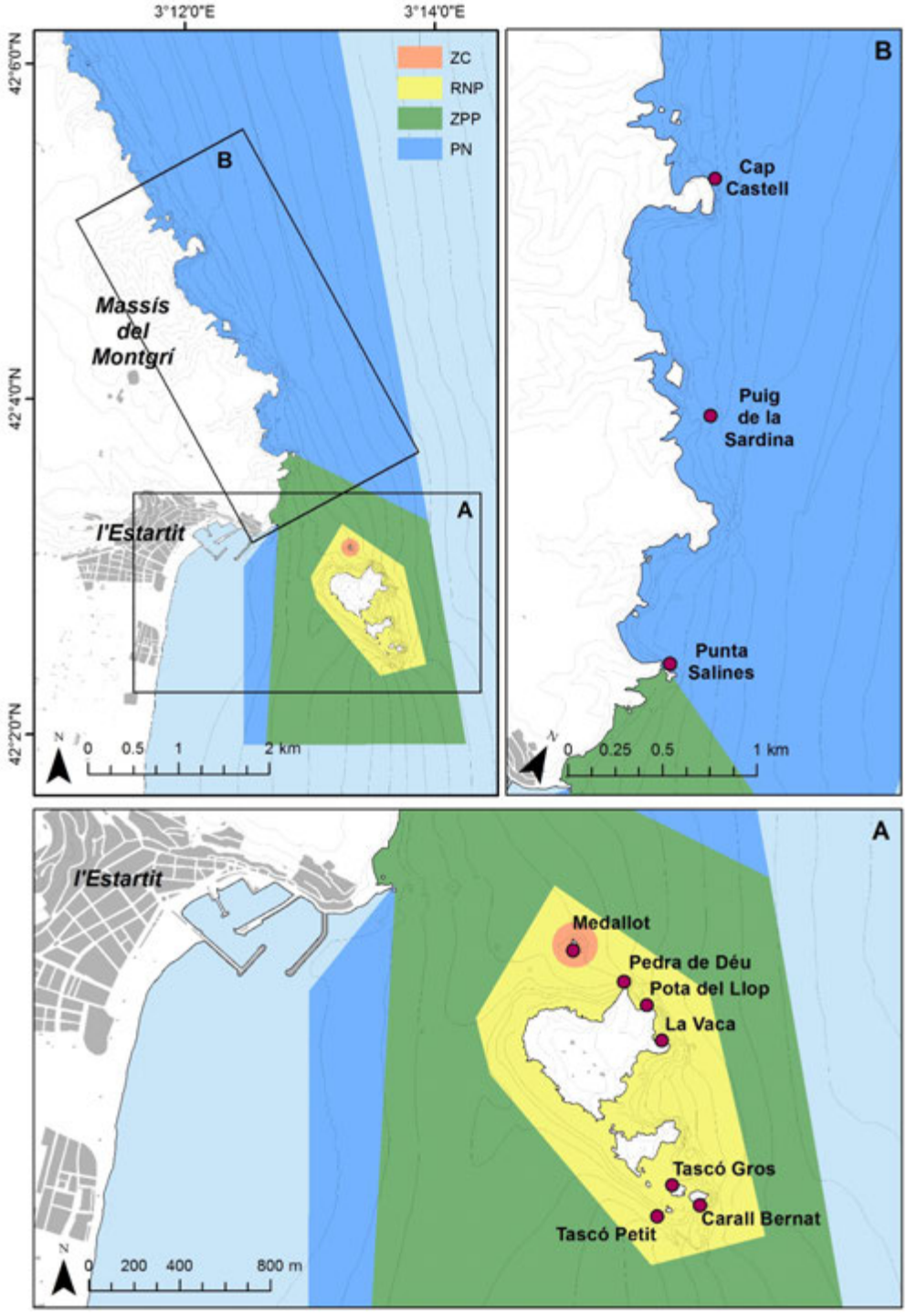


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

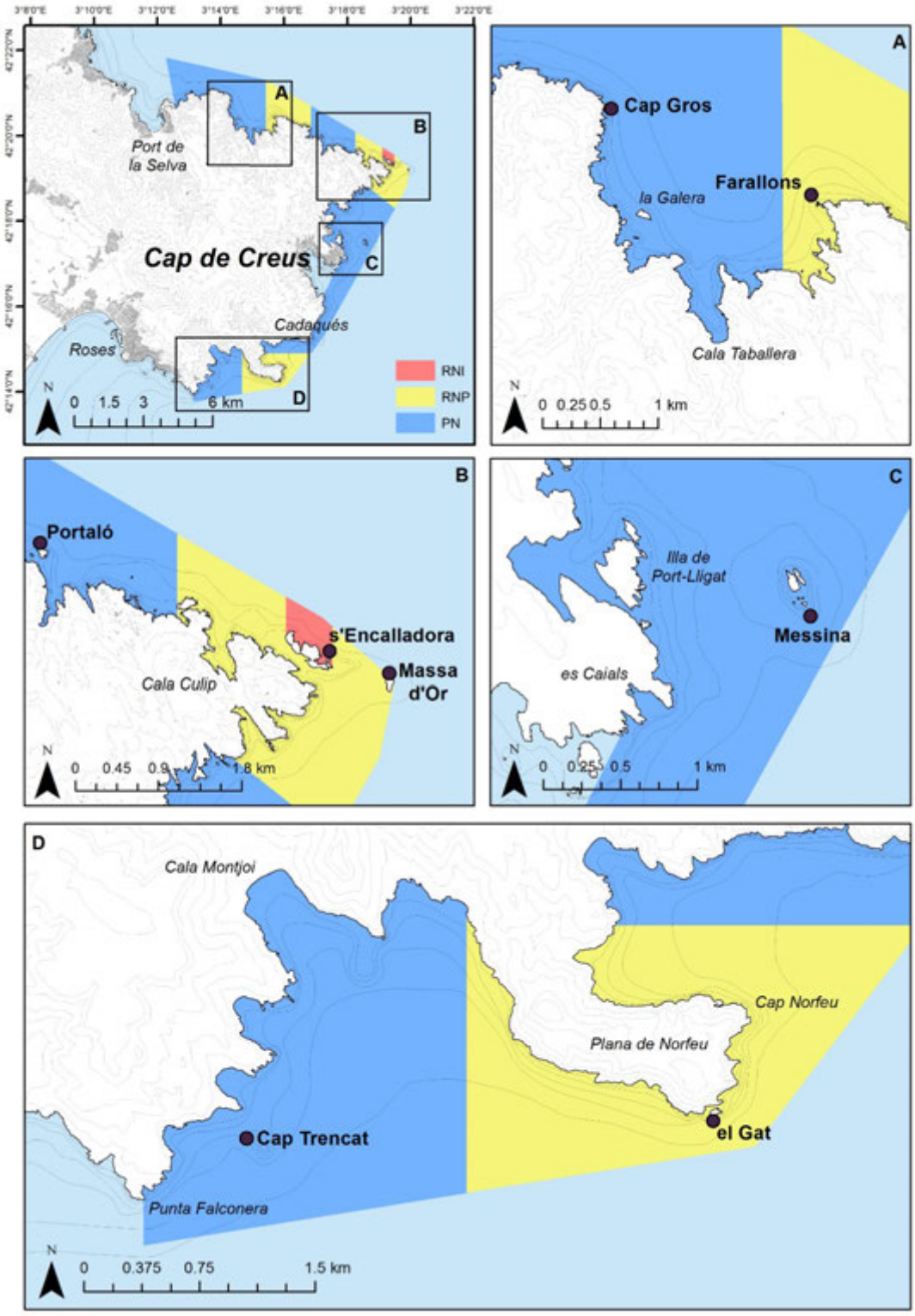


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Metodologia

A cada estació es varen col·locar un mínim de 30 quadrats de 50x50 cm de forma aleatòria dins de cada població. A més, es van seguir els transsectes fixes de 3 m^2 instal·lats anteriorment a cada estació de mostreig; cada transsecte constava de 6 quadrats de 50x50 cm (Figura 4).

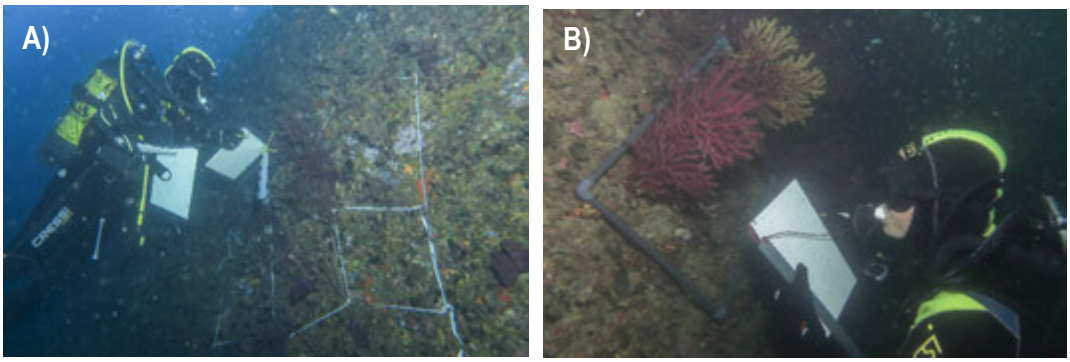


Figura 4. Mètodes de mostreig: A) transsecte; B) quadrats aleatoris.

A cada quadrat es mesurava l'alçada màxima de totes les gorgònies vermelles presents, així com el percentatge i tipus de mortalitat observada (recent o antiga). Entenem per mortalitat recent (anomenada com a necrosi) aquella que es manifesta en forma de teixits nus que recentment (prop d'un parell de mesos com a màxim) han perdut el teixit viu de color violaci o groc (Figura 5A). En el cas de la mortalitat antiga (anomenada com a epibiosi), la mort dels teixits s'ha produït temps enrere, i les parts mortes queden cobertes per organismes epibionts que creixen sobre l'esquelet de les gorgònies (Figura 5B).

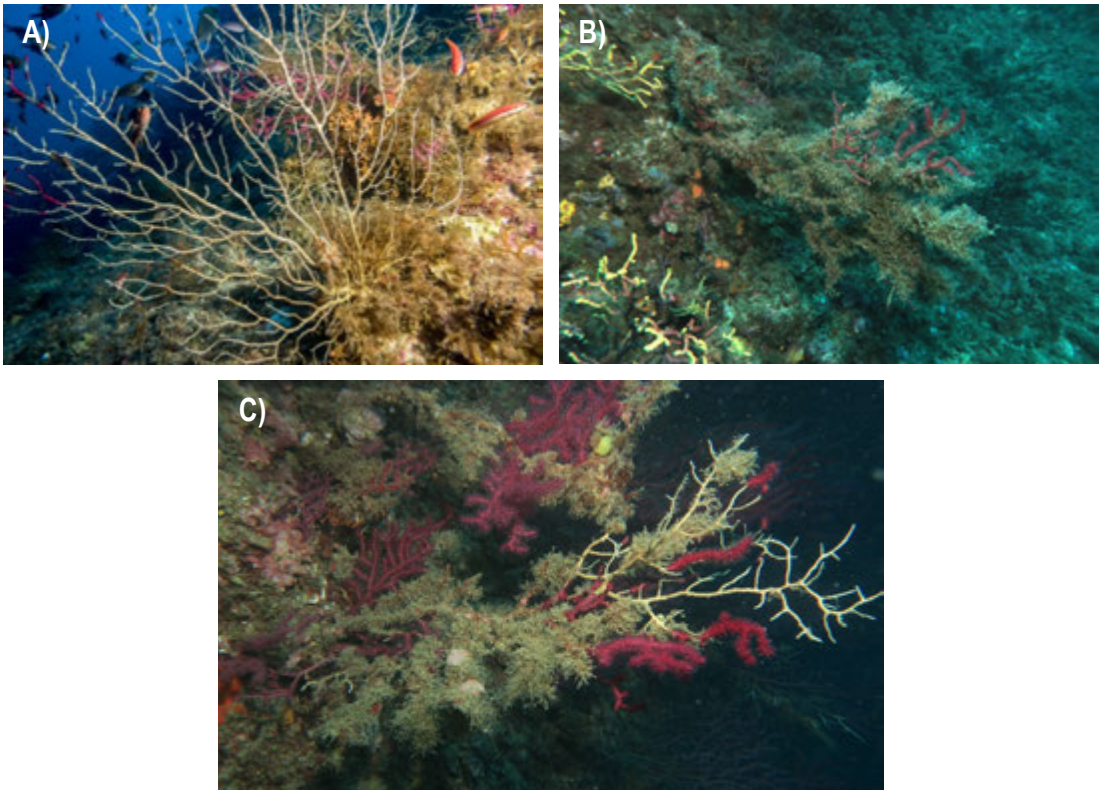


Figura 5. Exemple d'una: A) Mortalitat recent amb el teixit denudat; B) Colònia gairebé totalment epibiotada; C) Colònia amb ambdós tipus de mortalitats (recent o necrosi i antiga o epibiosi).

Les dades recollides permeten mesurar el reclutament de nous individus a les diferents poblacions, estudiar l'estructura de les classes de talla a cada estació de mostreig, i avaluar el grau de mortalitat total i parcial de les colònies que, conjuntament amb el tipus d'afectació, permet inferir les causes de mortalitat, com l'efecte de l'escalfament de l'aigua, d'algues filamentoses o dels submarinistes. Al mateix temps, s'anotava la possible presència d'espècies introduïdes (especialment *Womersleyella setacea*, però també d'altres possibles) dins de les poblacions.

Finalment, es van prendre fotografies de les zones d'estudi, de colònies de gorgònies a l'atzar i dels efectes més palesos de la mortalitat de les colònies. Aquestes fotografies serveixen com a referència per a futurs mostrejos.

Resumint, els descriptors estudiats a cada localitat són:

- **Densitat.**
- **Estructura de talles en alçada (cm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 cm, com les descrites per Linares i Doak (2010).
- **Grau de necrosi:** percentatge (%) mitjà de teixit denudat.
- **Grau d'epibiosi:** percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts).
- **Percentatge de colònies afectades** per algun tipus de mortalitat (parcial i total), considerades com afectades aquelles que presenten >10% de superfície afectada per necrosi o epibiosi (segons Linares *et al.* 2008) .
- **Tipus d'afectació** (si s'observa necrosi dels teixits o hi ha parts arrencades).
- **Detecció d'impactes.**
- **Reclutament de nous individus.**
- **Presència d'altres especies vulnerables.**
- **Presències d'espècies exòtiques.**

Anàlisi de dades

Per determinar si hi havia diferències significatives entre les densitats entre els anys 2016 i 2017 mostrejats al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es va utilitzar el test estadístic Kruskal Wallis, el qual ens permet testar diferències sense assumir una distribució normal de les dades (Kruskal i Wallis 1952). Per determinar si existien diferències significatives entre les densitats i graus de mortalitat a les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus es va utilitzar una ANOVA amb un test de Tukey (Tukey 1949), per tal d'agrupar aquelles poblacions amb diferències no significatives.

Resultats

Parc Natural de Cap de Creus

Densitat

Les poblacions de gorgònies mostrejades de Cap de Creus mostren, en general, unes densitats molt baixes, sent la Messina l'estació amb un valor més baix, amb menys de 10 colònies/m^2, i El Gat la que té un valor més alt (21,7 colònies/m^2). En la majoria d'estacions, les densitats han disminuït de forma significativa i dràstica respecte l'anterior mostreig, al 2017. Destaca sobretot l'estació de portaló, que ha passat de tenir unes 27 colònies/m^2 a tan sols 9. Només tres estacions (la Massa d'Or, El Gat i la Messina) presenten valors similars als de fa dos anys (Figura 6, Taula 2).

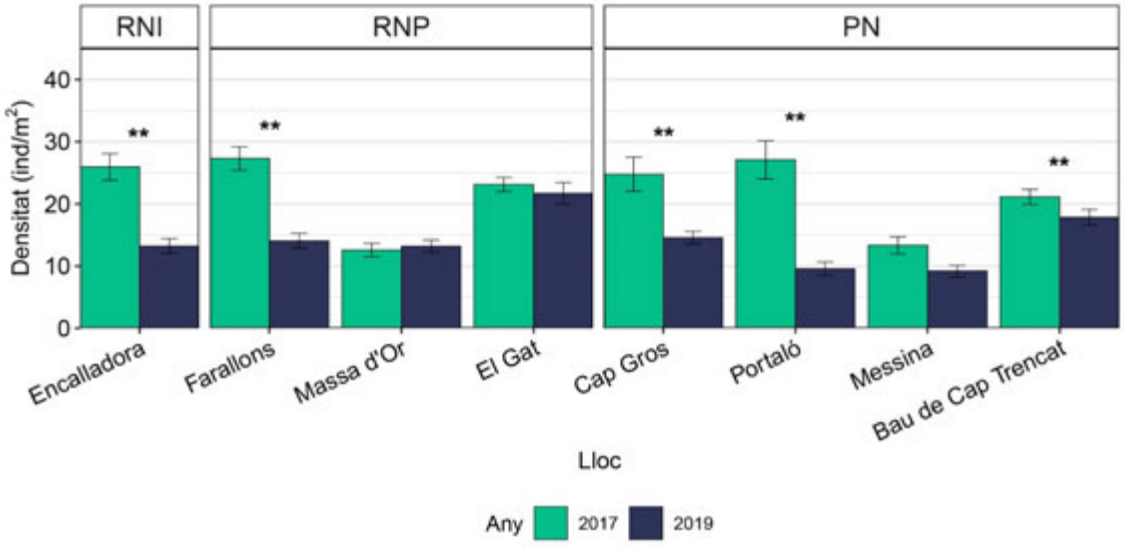


Figura 6. Densitat de colònies de *P. clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus als anys 2017 i 2019. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 2. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**19,75**	**<0,05**
	RNP	**Farallons**	**24,75**	**<0,05**
		Massa d'Or	0,39	0,53
		El Gat	2,33	0,13
	PN	**Cap Gros**	**9,24**	**<0,05**
		Portaló	**24,12**	**<0,05**
		Messina	3,56	0,06
		Bau de Cap Trencat	**3,88**	**<0,05**

Estructura de talles

En la majoria d'estacions mostrejades al Parc Natural de Cap de Creus es pot observar com les poblacions de gorgònia vermella presenten una estructura de talles unimodal, dominada per individus d'entre 10 o 40 cm d'alçada. En algunes de les estacions (Massa d'Or, Cap Gros i Portaló) es pot observar una disminució dràstica de la proporció de colònies de talla petita (0-10 cm) i un augment de les talles següents respecte el 2017. Únicament en les estacions d'El Gat, Bau de Cap Trencat i Farallons (aquesta última en menys proporció) es poden observar colònies de mida gran (>70 cm) (Figura 7).

Mortalitat

Pel que fa al percentatge de colònies afectades per més d'un 10% de mortalitat, els resultats mostren que en totes les estacions, menys en El Gat, els valors han augmentat significativament respecte el 2017. Destaca el cas de la Messina, que ha passat d'un valor del 27,57% a un 97,5% de colònies afectades per més del 10% de mortalitat. L'estació d'El Gat és la que presenta un percentatge més baix, però no menyspreable, de colònies afectades (gairebé un 50%) (Figura 8, Taula 3).

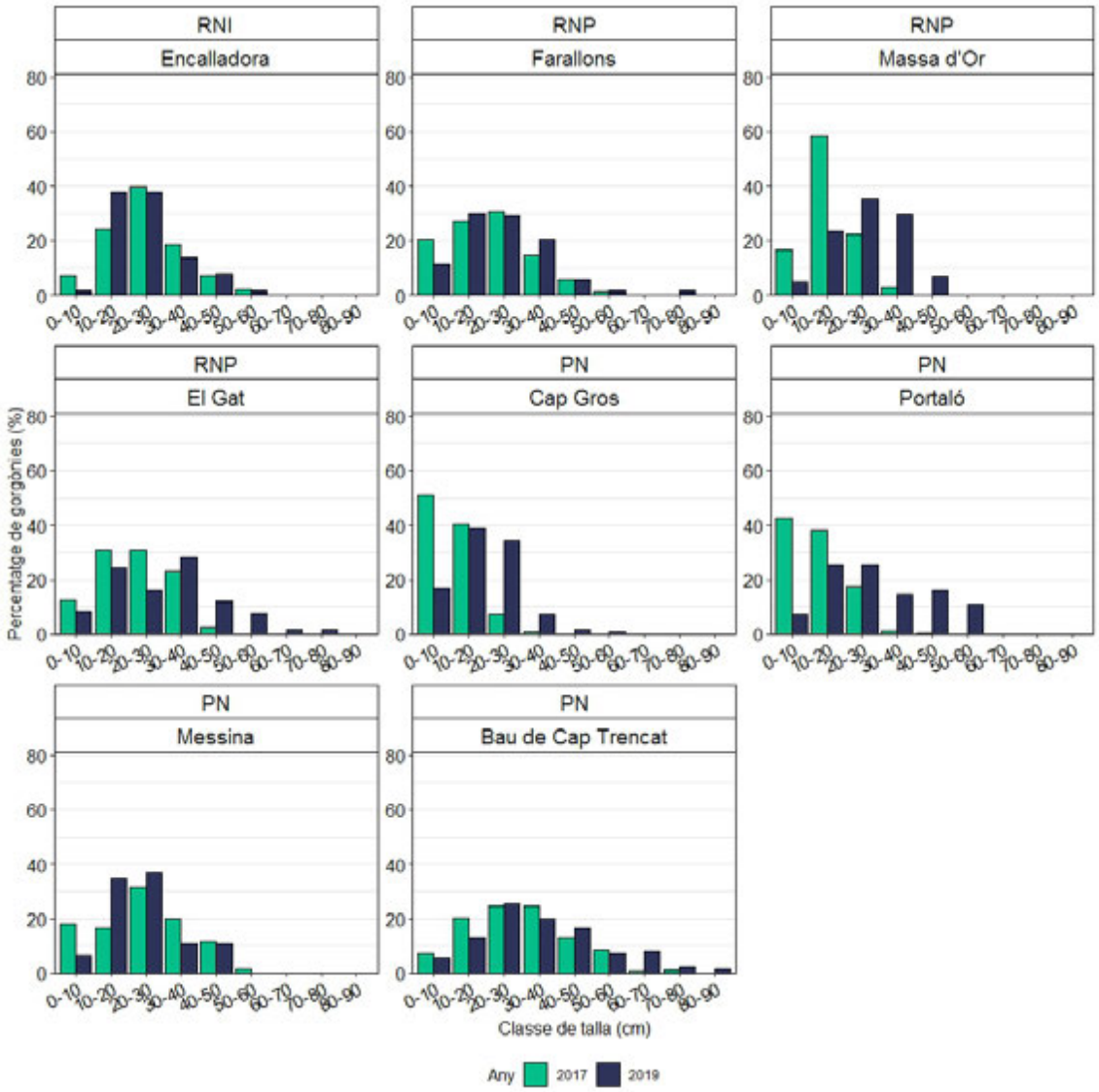


Figura 7. Estructura de talles de les diferents poblacions de *P. clavata* estudiades al Parc Natural Cap de Creus el 2017 i el 2019. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

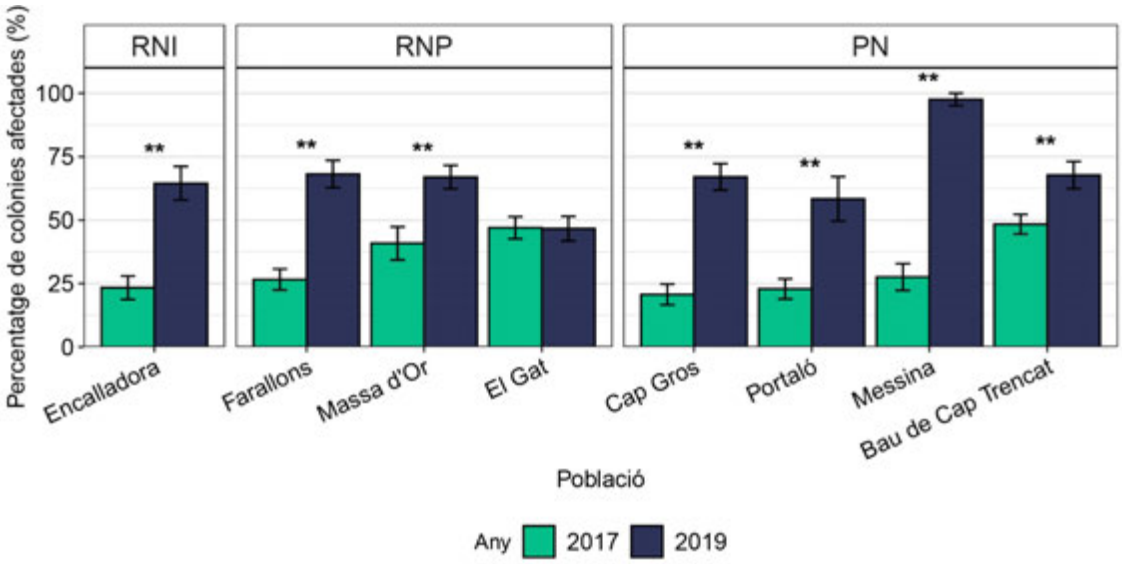


Figura 7. Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10%) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus als anys 2017 i 2019. Els valors de les barres indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

Taula 3. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant el percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**18,36**	**<0,05**
	RNP	**Farallons**	**26,63**	**<0,05**
		Massa d'Or	**9,52**	**<0,05**
		El Gat	0,15	0,70
	PN	**Cap Gros**	**23,44**	**<0,05**
		Portaló	**7,63**	**<0,05**
		Messina	**33,58**	**<0,05**
		Bau de Cap Trencat	**8,48**	**<0,05**

A més a més, s'observa com el percentatge de colònies totalment sanes disminueix notablement en totes les estacions, presentant en totes les estacions, menys en El Gat, valors inferiors al 25%. El tipus de mortalitat que més abunda és l'epibiosi, o mortalitat antiga, o epibiosi i necrosi (o mortalitat recent) juntes. Veiem que la població de la Messina presenta el 100% de colònies afectades per algun tipus de mortalitat, no havent-hi cap colònia que no sigui 100% sana (Figura 8).

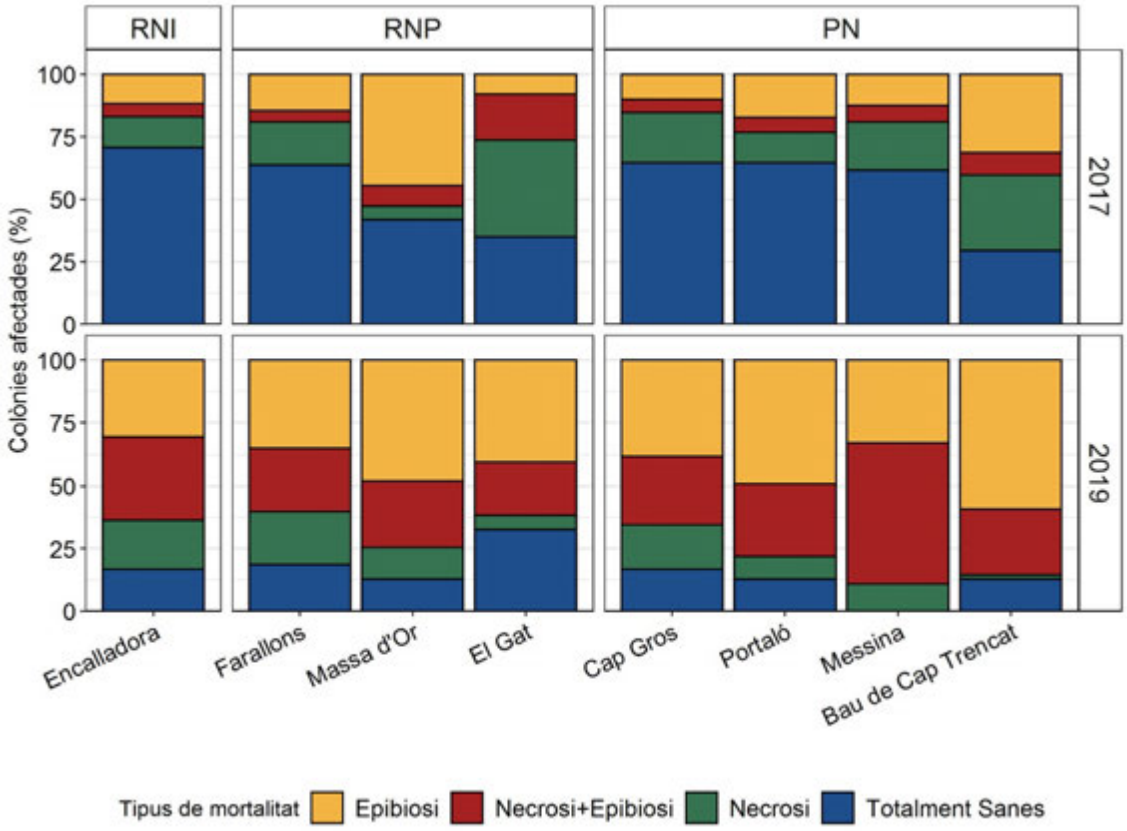


Figura 8. Percentatge de colònies afectades per mortalitat a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus als anys 2017 i 2019. Els valors de les barres indiquen el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o Totalment Sanes. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Els resultats del percentatge de superfície afectada de les colònies de *P. clavata* ha variat significativament en totes les estacions respecte el 2017, amb excepció del cas del Gat en la suma de les dues mortalitats. En totes les estacions aquesta variació ha estat per un augment al 2019, excepte el % de necrosi al Gat i a Bau de Cap Trencat, en les quals ha disminuït. Com ja s'ha dit abans, destaca per sobre les altres l'estació de la Messina, que arriba a un valor de mortalitat total de 71,85%. L'estació que menys mortalitat presenta és el Gat, amb un valor de 16,86% en la suma de mortalitats, i quasi tota és epibiosi (14,08% enfront al 2,79% de necrosi) (Figura 9, Taula 4).

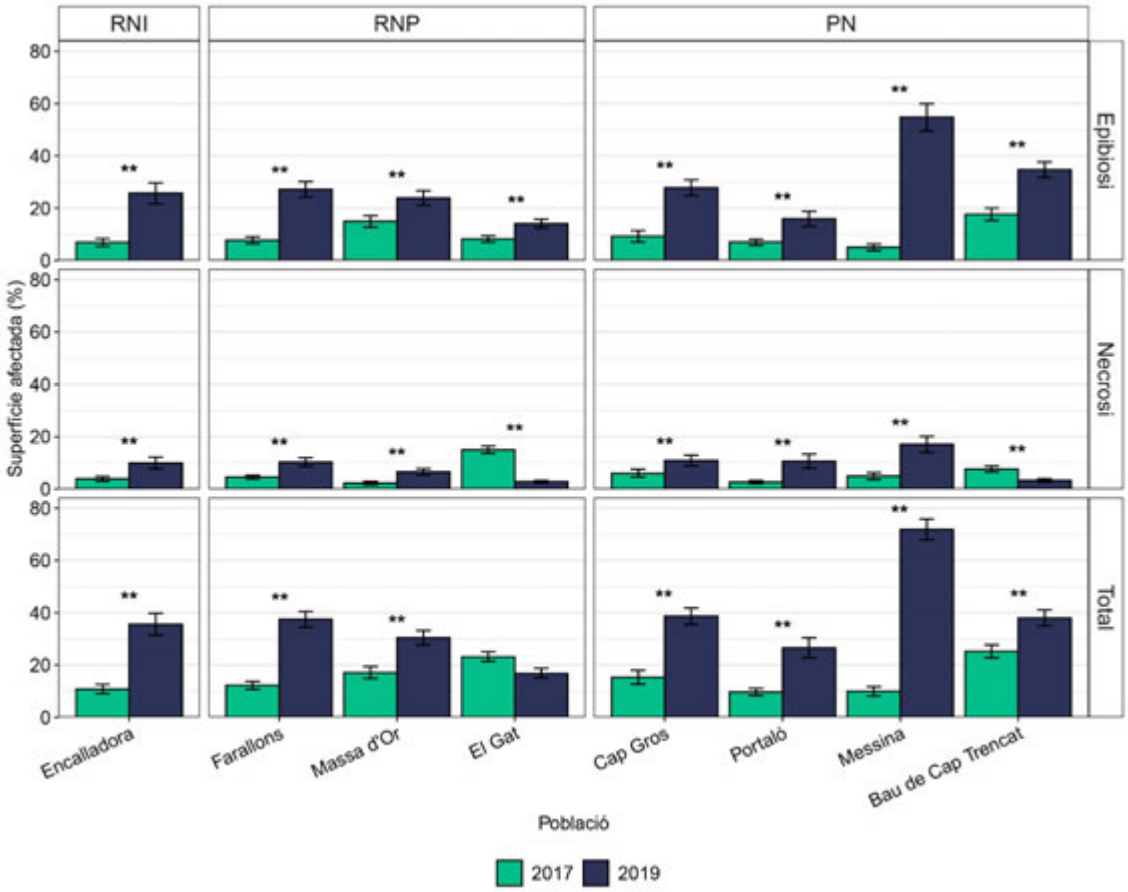


Figura 9. Percentatge de superfície afectada per colònia segons el tipus de mortalitat al Parc Natural del Cap de Creus als anys 2017 i 2019: Epibiosi (dalt), Necrosi (mig) i Total/suma de les dues mortalitats (a baix). Els valors representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 4. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície de mortalitat de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor estadístic; p-valor és la significació del test- quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Epibiosi		Necrosi		Total	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**48,92**	**<0,05**	**28,41**	**<0,05**	**56,02**	**<0,05**
	RNP	**Farallons**	**66,72**	**<0,05**	**25,32**	**<0,05**	**79,77**	**<0,05**
		Massa d'Or	**10,13**	**<0,05**	**17,53**	**<0,05**	**19,35**	**<0,05**
		El Gat	**39,13**	**<0,05**	**40,93**	**<0,05**	0,66	4,17
	PN	**Cap Gros**	**52,17**	**<0,05**	**10,43**	**<0,05**	**50,71**	**<0,05**
		Portaló	**47,83**	**<0,05**	**13,16**	**<0,05**	**47,25**	**<0,05**
		Messina	**84,60**	**<0,05**	**27,62**	**<0,05**	**90,34**	**<0,05**
		Bau de Cap Trencat	**41,37**	**<0,05**	**5,33**	**<0,05**	**14,29**	**<0,05**

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Densitats

Totes les estacions mostrejades presenten una densitat de més de 10 colònies/m^2. L'estació que presenta una densitat més elevada és Pedra de Déu, amb unes 35 colònies/m^2 aproximadament. En aquesta estació la densitat ha baixat respecte l'any anterior, encara que no de manera significativa. L'estació que mostra una densitat més baixa és Carall Bernat, amb unes 11 colònies/m^2. Enguany hi ha hagut dues estacions que han presentat una baixada significativa de densitats: Tascó Gros (amb 16 colònies/m^2 envers les 22 de l'any anterior), i Pota del Llop (amb 20 colònies/m^2 envers les 26 del 2018) (Figura 10, Taula 5).

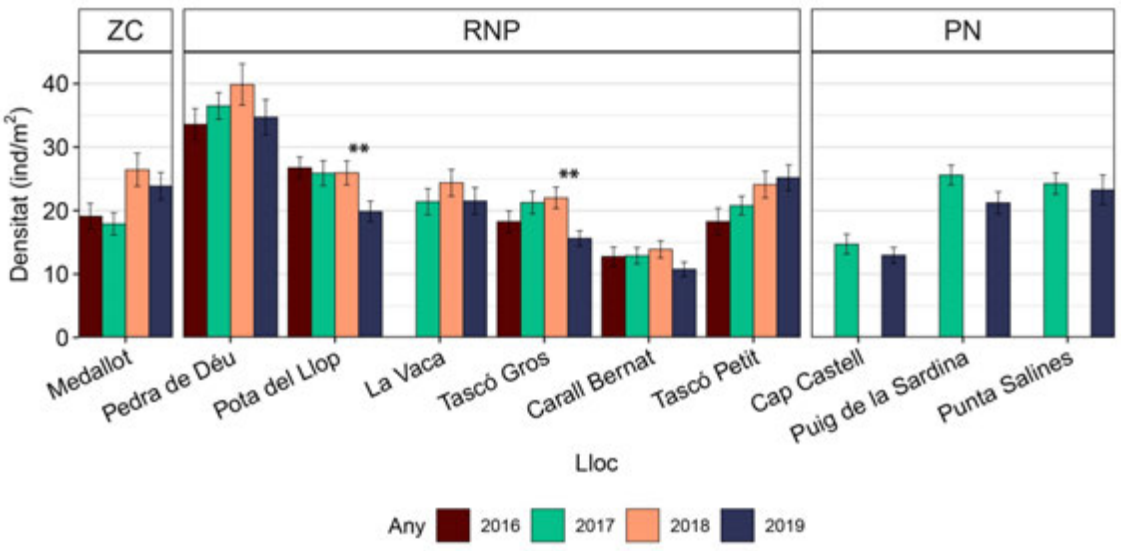


Figura 10. Densitat de colònies de *P. clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016, 2017, 2018 i 2019. Les estacions on no hi ha gràfic de barres corresponen a estacions no mostrejades en aquests anys. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 5. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2018 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	ZC	**Medallot**	0.49	0,48
	RNP	**Pedra de Déu**	1,82	0,18
		Pota del Llop	**5,65**	**<0,05**
		Vaca	1,19	0,27
		Tascó Gros	**7,56**	**<0,05**
		Tascó Petit	0,64	0,42
		Carall Bernat	2,25	0,13

Taula 6. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	PN	**Cap Castell**	0,22	0,64
		Puig de la Sardina	3,50	0,06
		Punta Salines	0,70	0,40

Estructura de talles

En la majoria d'estacions mostrejades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es pot observar una estructura de talles unimodal dominada per individus de talles d'entre 10 i 40 cm d'alçada. Les estacions de Medallot i Carall Bernat són les que presenten un major percentatge d'individus petits (0-10 cm), tot i que segueix sent un percentatge molt petit respecte les altres classes de talla. Pel que fa a talles grans (>60 cm), totes les estacions presenten un percentatge molt baix d'aquesta classe de talles. Les estacions de Pota del Llop i Tascó Petit són les que tenen un major percentatge de colònies grans, tot i que és un nombre molt baix (Figura 11).

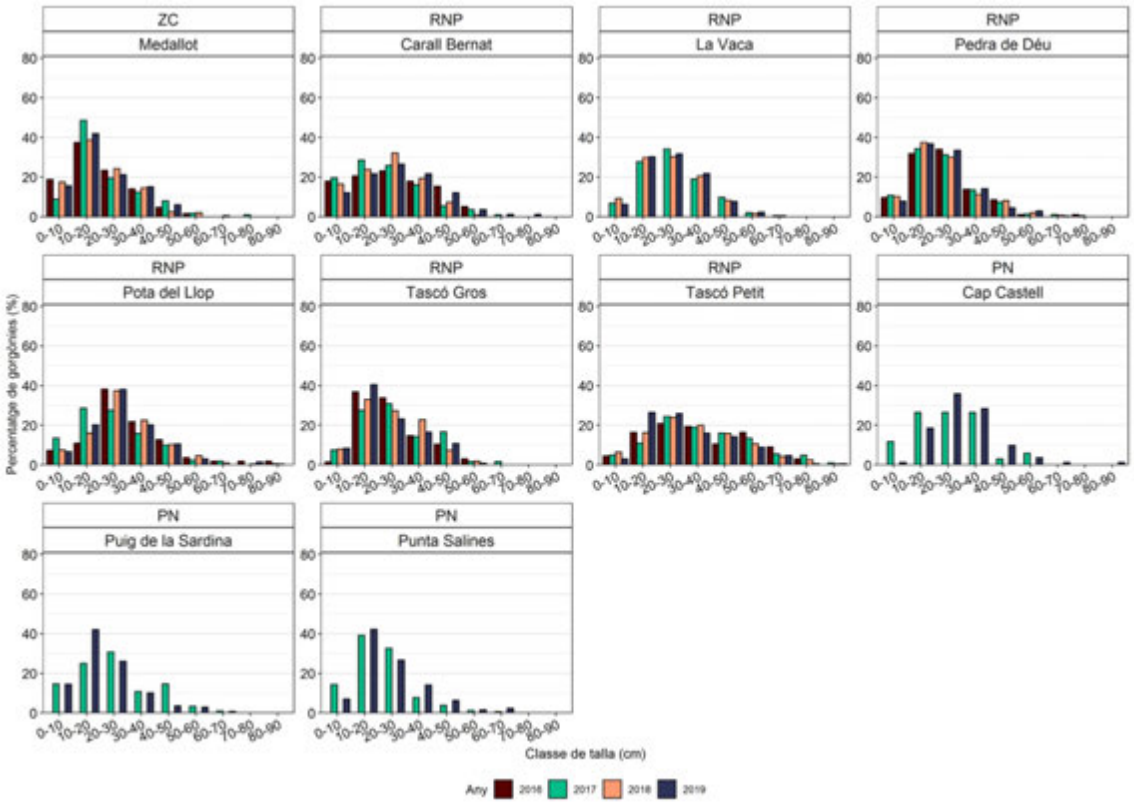


Figura 11. Estructura de talles de les diferents poblacions de *P. clavata* estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter els anys 2016, 2017, 2018 i 2019. La capçalera indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

Mortalitat

Els resultats del percentatge de colònies amb signes de mortalitat de més del 10% mostren que els valors d'aquest any es mantenen pràcticament iguals que els de l'any anterior, amb excepció de l'estació de Pedra de Déu, els quals han baixat significativament. Les estacions de La Vaca, Pota del Llop i Cap Castell són les que presenten percentatges de colònies afectades més baixos (aproximadament 23%, 24% i 32% cadascuna). D'altra banda, les estacions de Tascó Gros i Carall Bernat són les que trobem percentatges de colònies afectades més elevats (amb valors aproximats de 70% i 84% cadascuna) (Figura 12, Taula 7).

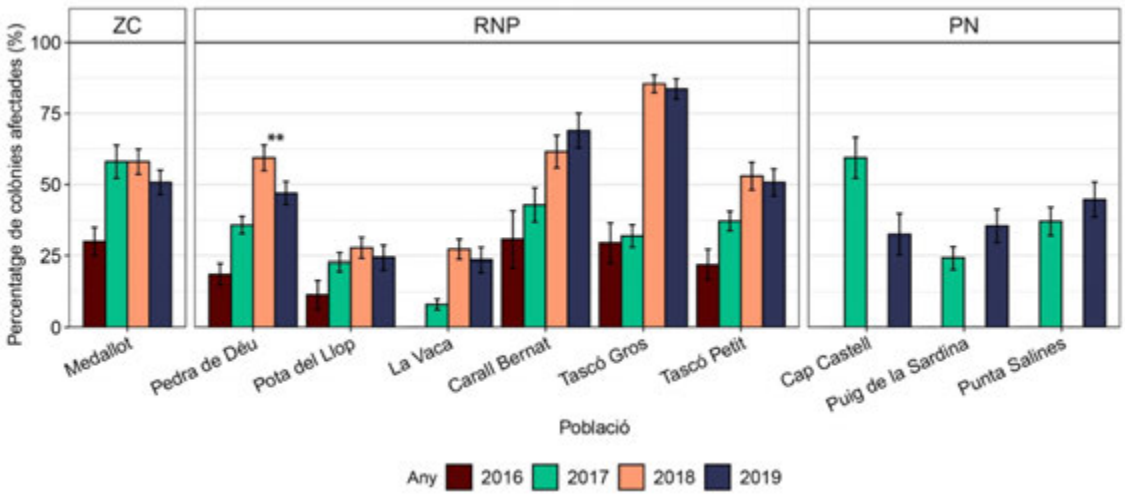


Figura 12. Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10%) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016, 2017, 2018 i 2019. Les poblacions on no hi ha gràfic de barres corresponen a estacions que no s'han mostrejat aquells anys. Els valors de les barres indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys. La capçalera indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

Taula 7. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant el percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els anys 2018 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	ZC	**Medallot**	1,11	0,29
	RNP	**Pedra de Déu**	**4,89**	**<0,05**
		Pota del Llop	0,48	0,49
		Vaca	0,16	0,69
		Tascó Gros	0,18	0,67
		Tascó Petit	0,02	0,87
		Carall Bernat	0,90	0,34

Taula 8. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant el percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada lloc entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	PN	**Cap Castell**	**6,07**	**<0,05**
		Puig de la Sardina	1,96	0,16
		Punta Salines	1,05	0,30

En general, any rere any, el percentatge de colònies totalment sanes ha anat disminuint i les que estan afectades per algun tipus de mortalitat han augmentat. A més a més, a mesura que passa el temps, les colònies han sigut epifitades per altres organismes, per tant, les que es troben afectades per epibiosi han augmentat. L'estació de Tascó Gros destaca per ser la que té un menor nombre de colònies sanes (no arriba al 10%) i un major de colònies afectades per epibiosi (pràcticament un 80%). Hi ha estacions, però, que han tingut una lleugera millora: Medallot el 2018 tenia menys d'un 25% de colònies sanes, mentre que enguany supera aquest percentatge. El mateix passa amb l'estació de Pedra de Déu, Pota del Llop i La Vaca (sent aquestes dues últimes, les que major proporció de colònies sanes presenten). Tot i això, si ho comparem amb el 2016, totes elles han patit un augment de colònies amb signes d'afectació. L'estació de Cap Castell és la que destaca per tenir una millora més gran en quant a percentatge de colònies totalment sanes, tot i que no arriben al 40% (Figura 13).

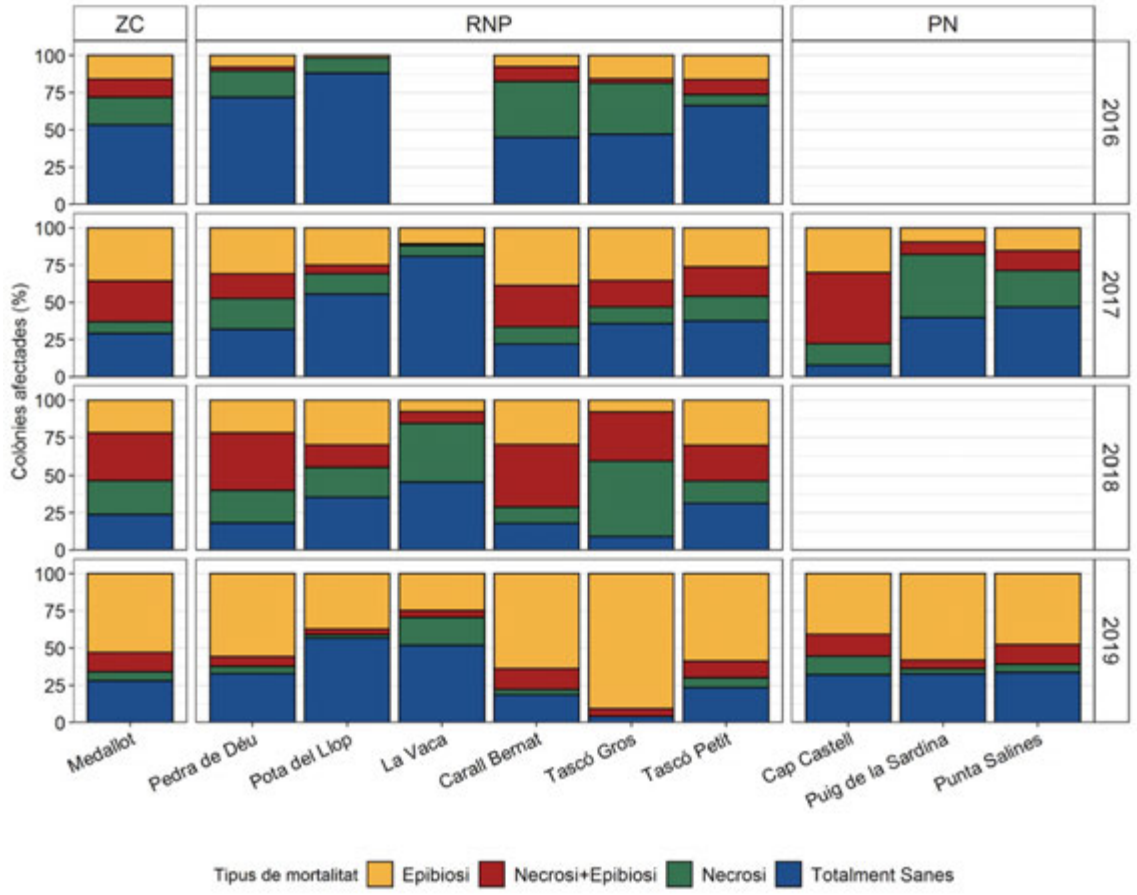


Figura 13. Percentatge de colònies afectades per mortalitat a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016, 2017, 2018 i 2019. Les poblacions on no hi ha gràfic de barres corresponen a estacions no mostrejades aquells anys. Els valors de les barres indiquen el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o Totalment Sanes. La capçalera indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

En la Figura 14 s'observa com en la majoria d'estacions, el percentatge de superfície de les colònies afectada per necrosi, és a dir mortalitat recent, ha disminuït pràcticament en totes les estacions. En canvi hi ha hagut un augment de superfície epifitada, que prové de la necrosi de l'any passat. És a dir, les estacions que el 2018 tenien un elevat percentatge de superfície de les colònies afectat per necrosi s'han anat epifitant al llarg del següent any. Enguany, les estacions que més percentatge de superfície afectada per epibiosi han estat el Tascó Gros (amb quasi un 55%) i el Carall Bernat (amb aproximadament un 37%). A més a més, aquestes dues estacions són també les que presenten un percentatge més elevat de colònies afectades per ambdues mortalitats (Carall Bernat amb pràcticament un 40%, significativament més elevat que el 2018, i Tascó Gros amb quasi el 60%) (Figura 14, Taula 9).

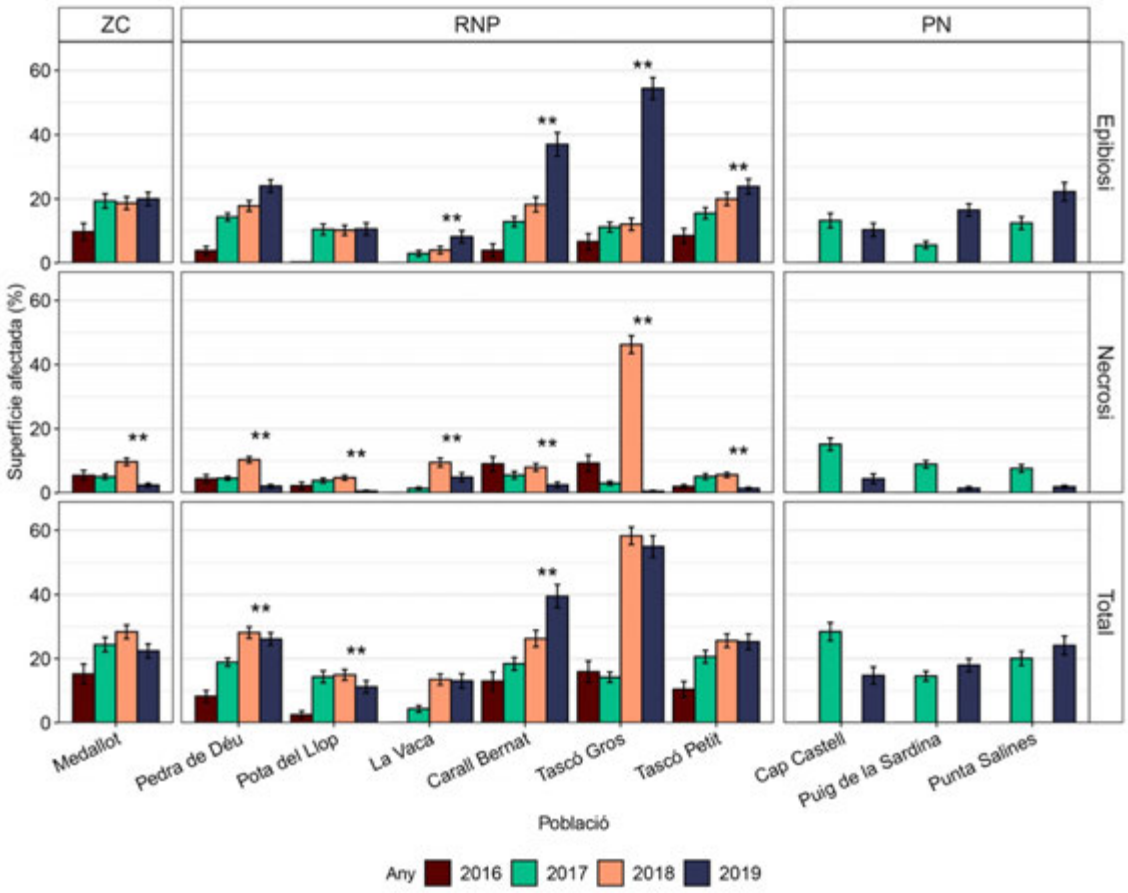


Figura 14. Percentatge de superfície afectada per colònia segons el tipus de mortalitat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016, 2017, 2018 i 2019: Epibiosi (dalt), Necrosi (mig) i Total/suma de les dues mortalitats (a baix). Les poblacions on no hi ha gràfics de barres corresponen a estacions no mostrejades aquells anys. Els valors representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. La capçalera indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 9. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície de mortalitat de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els anys 2018 i 2019. KS és el valor estadístic; p-valor és la significació del test- quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Epibiosi		Necrosi		Total	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Medes i Montgrí	ZC	**Medallot**	2,59	0,11	**80,98**	**<0,05**	3,77	0,05
	RNP	**Pedra de Déu**	2,85	0,09	**128,65**	**<0,05**	**6,01**	**<0,05**
		Pota del Llop	0,01	0,90	**36,45**	**<0,05**	**8,79**	**<0,05**
		Vaca	**9,44**	**<0,05**	**16,88**	**<0,05**	0,80	0,37
		Tascó Gros	**117,99**	**<0,05**	**160,69**	**<0,05**	0,13	0,72
		Tascó Petit	**6,74**	**<0,05**	**24,70**	**<0,05**	0,28	0,59
		Carall Bernat	**14,76**	**<0,05**	**23,56**	**<0,05**	**6,48**	**<0,05**

Taula 10. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície de mortalitat de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor estadístic; p-valor és la significació del test- quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Epibiosi		Necrosi		Total	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Medes i Montgrí	PN	**Cap Castell**	**4,95**	**<0,05**	**25,19**	**<0,05**	**19,34**	**<0,05**
		Puig de la Sardina	**69,54**	**<0,05**	**60,18**	**<0,05**	3,24	0,07
		Punta Salines	**25,05**	**<0,05**	**15,46**	**<0,05**	3,51	0,06

Discussió

Els resultats del seguiment de gorgònia vermella d'enguany al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter ens permeten constatar que any rere any l'estat en el que es troben és cada vegada més degradat degut, en major part, als nocius efectes de l'augment de la temperatura de l'aigua a causa del canvi climàtic.

Les densitats de gorgònies al Parc Natural del Cap de Creus han patit una davallada dràstica en algunes de les estacions mostrejades. L'Encalladora, Farallons, Cap Gros i Portaló han sigut les que han tingut una disminució més marcada, sent Portaló la que destaca amb la seva baixada de 18 colònies/m^2. Bau de Cap Trencat ha disminuït també significativament, però no de manera tan acusada. Els valors de densitats es troben entre 9 i 21 colònies/m^2. Pel que fa al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, únicament les estacions de Pota del Llop i Tascó Gros han presentat disminucions significatives en la seva densitat, que s'hauran d'analitzar detalladament a partir del seguiment de les parcel·les fixes; tal com es va acordar s'analitzarà durant l'any final del programa de seguiment, per tal de poder discernir correctament si aquesta pèrdua de colònies grans és atribuïble al canvi climàtic o altres impactes com el busseig. En aquest sentit s'ha de tenir en compte també que com el mostreig es fa amb quadrats a l'atzar per tenir una àrea estudiada més gran, aquests tipus de mostreig poden comportar també un petit error doncs no s'estàn seguint les mateixes colònies i per tant podria haver un petit esbiaix en el nombre de colònies perquè a l'atzar s'hagin posat els quadrats on hi ha menys gorgònies. Tot i que de moment sembla que la davallada es podria explicar per una part, sobretot al Cap de Creus, a una pèrdua de colònies petites que es van observar al 2017 i que tenen una mortalitat més gran per la competència amb altres espècies i per l'altre, per la pèrdua de colònies amb elevada afectació i per tant atribuïbles al efecte del canvi climàtic. Per tant una gran part d'aquesta devallada és molt probable que vingui de la mortalitat per canvi climàtic com hem vist en seguiments anteriors. De fet, la pèrdua de colònies que tenen afectacions elevades anys després d'esdeveniments de mortalitat massiva ja s'ha constatat en estudis anteriors per exemple, en el seguiment a llarg termini de les poblacions al Parc Nacional de Port-Cros (França) (Linares *et al.* 2005, 2010). Tanmateix en el cas de Pota del Llop també es podria explicar parcialment per la pèrdua de colònies grans >80 cm que per la seva elevada mida son vulnerables als impactes físics dels temporals i del busseig. Tot i això, les densitats en aquest parc, en general, són superiors al Parc Natural del Cap de Creus, arribant a 35 colònies/m^2 en el cas de Pedra de Déu. Aquestes densitats se sitiuen entre

10 i 30 colònies/m^2, valors molt semblants a les que es troben en altres localitats de la Mediterrània (Linares *et al.* 2005, 2008, Gori *et al.* 2011).

L'estructura de talles al Parc Natural del Cap de Creus, en general, presenta una estructura unimodal en totes les estacions, amb la major part de colònies entre 10-30 cm, amb excepció d'El Gat que presenta el pic entre 30 i 40 cm. Enguany s'observen variacions en algunes de les estacions; les poblacions que més destaquen són Cap Gros, Portaló i Massa d'Or, on el 2017 es podien observar colònies de mides més petites (0-20 cm) i el 2019 aquesta estructura s'ha desplaçat cap a talles més grans. A més a més, les estacions d'El Gat, Bau de Cap Trencat i Farallons són les úniques que presenten colònies de talles més grans (>80 cm). L'estació que presenta una major proporció de colònies de mida petita (reclutament) és la de Cap Gros, tot i que en totes n'hi ha una petita part. Pel que fa al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter les poblacions presenten un patró d'estructura de talles molt semblant a anys anteriors i es mantenen força constants. Com és d'esperar en les poblacions de gorgònia vermella (Linares *et al.* 2007, 2008), el reclutament s'ha mantingut escàs en totes les poblacions monitoritzades. Igual que en el Parc Natural del Cap de Creus, presenten una distribució unimodal en forma de campana on continua destacant la població del Tascó Petit per l'elevada abundància de colònies de més de 50 cm, mentre que aquestes mides grans són pràcticament absents en la majoria de localitats estudiades.

La mortalitat al Parc Natural del Cap de Creus ha augmentat en tots els paràmetres que la consideren. Per una banda, el percentatge de colònies amb una afectació de més del 10% ha augmentat de forma significativa en totes les estacions, excepte a El Gat, que s'ha mantingut una mica per sota del 50%, igual que el 2017. L'estació que destaca més és la de la Messina, que arriba a pràcticament el 100% de colònies amb afectació de més del 10%, tot i que el total de gorgònies presenta algun tipus d'afectació, per poca que sigui. S'observa també que enguany la major part de gorgònies estan afectades per epibiosi, o bé per ambdós tipus de mortalitats, i que el percentatge de colòniesa afectades només per necrosi és molt baix. Si observem els gràfics del 2017 es pot observar que el % de colònies totalment sanes és molt elevat i que, pel contrar, aquest any és molt baix; l'estació d'El Gat és la que presenta un valor més elevat d'aquestes, amb poc més del 30%, i per tant, segueix sent molt baix. S'observa un augment dràstic en tots els tipus de mortalitats i en totes les estacions (amb excepció de la suma d'ambdues a El Gat). Per tant, tenint en compte tots aquests resultats, es pot afirmar que el més preocupant que s'ha observat enguany a les poblacions de gorgònia vermella és aquest augment tan elevat de mortalitat, tant antiga com recent, provocat per un augment de la temperatura de l'aigua, conseqüència del canvi climàtic. D'altra banda, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, per primer cop durant els darrers tres anys, no s'ha observat mortalitat recent significativa i, per tant, tampoc un increment significatiu del nombre de colònies afectades per mortalitat parcial (>10% de teixit afectat). Tot i això cal destacar que el percentatge de colònies sanes, sense cap tipus d'afectació es situa al voltant del 25% (on les poblacions de Pota del Llop i la Vaca mostren gairebé un 50% de les colònies sanes en contrast el Tascó Gros únicament presenta menys del 10% de les colònies en bon estat de conservació). Aquests valors son molt baixos si es té en compte que el percentatge de colònies sanes en poblacions en bon estat de conservació es situa al voltant del 60-70% (Linares et al. 2008). Totes les poblacions de les illes Medes presenten uns valors de mortalitat

parcial elevats, tot i que únicament son les poblacions de Tascó Gros i Carall Bernat les que presenten un augment d'afectació principalment per la mortalitat recent de l'any passat.

El 2017 es va observar que la mortalitat de les colònies de *P. clavata* era superior al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter que en el Cap de Creus; es va considerar que podia ser perquè el règim tèrmic de temperatures mitjanes era lleugerament més elevat en el primer parc (www.t-mednet.org). Enguany s'ha vist que les elevades temperatures també han arribat al Cap de Creus i que les colònies que viuen allà n'han quedat totalment afectades. Probablement, si el mostreig també s'hagués fet durant el 2018 haguéssim vist el mateix patró d'augment de mortalitats en ambdós parcs.

En els primers estudis sobre les poblacions de gorgònies, el grau d'afectació era menor del 10% (Linares *et al.* 2008), fet que implica que aquest llindar és un bon indicador de l'estat de conservació d'aquests organismes. Actualment no hi ha cap població en un bon estat de conservació degut a l'impacte directe del canvi climàtic, per tant, estem davant d'un escenari molt preocupant per aquesta espècie i totes les que hi viuen associades. Per tant podem concloure, que aquesta espècie està afectada de manera molt important pels efectes associats al canvi climàtic i que a nivell de gestió s'hauria de tractar de minimitzar tots els impactes a nivell local que puguin ser més gestionables.

Conclusions

En general, les poblacions de gorgònia vermella del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter segueixen mostrant un estat de conservació preocupant.

Aquest any s'ha observat una mortalitat major al Cap de Creus i respecte els valors de densitat del cens anterior al 2017 s'ha observat una caiguda de densitat en moltes estacions que correspon a la pèrdua de les colònies petites que van reclutar els anys anteriors i probablement a la pèrdua de colònies que estaven més afectades

Al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, aquest any la mortalitat detectada a finals de l'estiu ha estat menor i el grau d'afectació s'ha mantingut estable respecte a l'any anterior

En algunes estacions del Parc del Montgrí, Illes Medes i Bai Ter, s'ha observat una disminució de la densitat que està atribuïda a la pèrdua de colònies grans amb més afectació

En general, els resultats mostren que es necessari minimitzar els impactes que siguin més fàcilment gestionables a nivell local per garantir una major resistència als impactes del canvi climàtic que afecten aquesta espècie en els dos parcs naturals.

Bibliografia

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

Casas, E., Teixidó, N., Garrabou, J., Cebrian, E. (2015) Structure and biodiverstiy of coralligenous assemblages over broad spatial and temporal scales. *Marine Biology*, 162, 901–912.

Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A., Sponga, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3(4), 284-293.

Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gilil, J. M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117, 173-183.

Coma, R., Zabala, M., Gili, J. M. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117(1), 185-192.

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, 106(15), 6176-6181.

Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090-1103.

Gori, A., Rossi, S., Berganzo, E., Pretus, J. L., Dale, M. R., i Gili, J. M. (2011). Spatial distribution patterns of the gorgonians *Eunicella singularis*, *Paramuricea clavata*, *and Leptogorgia sarmentosa* (Cape of Creus, Northwestern Mediterranean Sea). *Marine Biology*, 158(1), 143- 158.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

Hereu B, Aspillaga E, Capdevila P, Linares C, Medrano A, Montero I, Pagès M, Rovira G 2017. Seguiment anual de Briozous, Gorgònia vermella i Coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter. Any 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.

Linares, C., Coma, R., Díaz, D., Zabala, M., Hereu, B., i 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, D. F., Coma, R., Díaz, D., i Zabala, M. (2007). Life history and viability of a longlived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology*, 88(4), 918-928.

Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Díaz, D., i Zabala, M. (2008). Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 688-699.

Linares, C., i Doak, D. F. (2010). Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 59-68.

Linares, C., Doak, D. F. (2010). Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 59-68.

Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., Carreño, M. F. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic conservation*, 16(6), 579-592.

Mistri, M., Ceccherelli, V. U. (1996) Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. Short term impacts at the population and colony levels. *Italian Journal of Zoology*, 63, 221–230.

Parsóns, G. R., Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 593-608.

Rouphael, A. B., Inglis, G. J. (2001). Take only photographs and leave only footprints: An experimental study on the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100, 281–287.

Schiaparelli, S., Castellano, M., Povero, P., Sartoni, G., Cattaneo-Vietti, R. (2007). A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages. *Marine Ecology an Evolutionary Perspective*, 28, 341–353.

TMedNet. Tracking climate change effects in the Mediterranean

<www.t-mednet.org> [Consulta: 03/03/2020]

Tukey, J. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5(2), 99-114.

Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Cristina Linares, Núria Margarit, Graciel·la Rovira, David Casals, Júlia Ortega

- En general, les poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter mostren un millor estat de conservació que les del Parc Natural de Cap de Creus.
- Les estacions amb una menor freqüentació tenen una major tendència a millorar, encara que de moment cap presenta les talles esperades després de més de 30 anys de protecció.
- El Medallot és l'estació amb els valors més elevats, però caldrà esperar més temps per veure l'efecte real de la Reserva Integral.

- Pel que fa al Parc Natural de Cap de Creus, en general les poblacions presenten una biomassa molt menor i s'observen colònies de talla petita.
- Destaca l'estació de l'Encalladora amb una disminució dràstica de tots els paràmetres des de 2017.
- Haurem de seguir amb detall la mortalitat que s'ha observat a Dofí dins ens els propers anys per saber si va cap a més o ha sigut un episodi aïllat.
- En els següents anys s'haurà de veure l'efecte de la veda de pesca que va començar el 2018 per un període de 10 anys.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Linares, C., Margarit, N., Rovira, G., Casals, D., Ortega, J. (2020). Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 41-66.

Introducció

El corall vermell (*Corallium rubrum*) és un cnidari del grup dels Antozous endèmic del Mar Mediterrani. Aquesta espècie presenta una distribució batimètrica molt àmplia, podent-se trobar des de pocs metres (en ambients esciòfils -de poca llum-) fins a 800 metres de fondària (Costantini *et al.* 2010), principalment al llarg del litoral rocós mediterrani i a les costes atlàntiques adjacents (Marchetti 1965; Zibrowius *et al.* 1984). Es tracta d'un organisme colonial, format per diferents unitats funcionals anomenades pòlips, connectades entre elles que recobreixen un esquelet calcari arborescent d'un color vermell intens (Figura 1), molt apreciat en joieria. Aquests organismes tenen un creixement molt lent, una elevada supervivència (natural), taxes de reclutament escasses i una edat de reproducció tardana (7-10 anys) (Garrabou i Harmelin 2002; Linares *et al.* 2012; Montero-Serra *et al.* 2018), fet que fa que presentin una dinàmica poblacional molt parsimoniosa i, per tant, la seva recuperació després d'una pertorbació és molt lenta (vàries dècades; Montero-Serra *et al.* 2015). La forma arborescent d'aquests individus els dona un paper estructural molt rellevant en les comunitats del coral·ligen del Mediterrani. A més, la presència de poblacions de corall a profunditats accessibles pels bussejadors recreatius, ha comportat que el corall vermell tingués un valor patrimonial, afegit al valor econòmic de l'espècie. Per tant, el corall vermell juga un paper important tant a nivell ecològic com estètic i comercial (Santangelo i Abbiati 2001).

Figura 1. Colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*). Es poden apreciar els pòlips de color blanc.

Com ja s'ha esmentat, l'esquelet calcari del corall vermell és molt preuat en joieria, fet que hagi estat sotmès a una pressió de pesca molt intensa des de l'antiguitat. Els mètodes de pesca emprats en els segles passats com la barra italiana o la Creu de Sant Andreu varen tenir un impacte molt negatiu en els fons de coral·ligen (Andaloro i Cicogna 1993; Bruckner 2009), fet que va promoure la seva prohibició al Mediterrani l'any 1994 (Bruckner 2014). Tanmateix, des de la dècada de 1950, la pesca de corall es fa principalment mitjançant escafandre autònom, cosa que permet arribar a poblacions de difícil accés, maximitzant l'eficàcia de la pesca i, per tant, el seu impacte.

Aquesta intensa activitat pesquera ha tingut conseqüències nefastes per a la conservació d'aquesta espècie. Les poblacions de corall vermell actuals tenen talles molt inferiors als valors

que es trobaven en el passat (Garrabou *et al.* 2017a). Així les dades demogràfiques disponibles mostren que només entre un 4 i 10% de les poblacions entre els 0-50 m de fondària arriben a assolir els valors dels indicadors suficients per considerar-les en bon estat de conservació (Garrabou *et al.* 2017b). Finalment, les estadístiques de pesca mostren clars signes de sobreexplotació, amb una reducció de fins el 75% de les captures a nivell de tota la Mediterrània en els darrers 40 anys (Bruckner 2009; Tsounis *et al.* 2010). A nivell internacional s'han adoptat diferents reglamentacions, com el Conveni de Barcelona, per afavorir la persistència del corall vermell a la Mediterrània. Tanmateix, donada la situació de les poblacions, en el 2015 el corall vermell va ser inclòs en la llista vermella elaborada per la IUCN en la categoria "Amenaçat". A les nostres costes, l'any 2016 la Direcció General de Pesca va encarregar a un grup de científics experts en aquesta espècie avaluar l'estat de les poblacions del corall vermell a la costa catalana. L'objectiu principal d'aquest informe va ser recollir totes les dades e informació disponible de les poblacions de corall vermell a la Costa Catalana, i proposar les mesures de gestió, basades en el coneixements científics més actualitzats i validats per la comunitats científica internacional, que garanteixin la recuperació de les seves poblacions (Garrabou *et al.* 2017b). A rel d'aquest informe, la Direcció General ha proposat una veda de pesca temporal de 10 anys a partir de l'any 2018 (ORDRE ARP/59/2017, de 7 d'abril).

Malgrat que la pesca segueix essent la principal causa de mortalitat en poblacions de corall vermell, aquestes també es veuen afectades per les conseqüències del canvi global i l'augment de les activitats humanes. L'augment de temperatura enregistrat durant les darreres dècades al Mar Mediterrani ha elevat les taxes de mortalitat natural unes 10 vegades els valors normals, com és el cas dels episodis que es varen detectar durant l'estiu de 1999 o 2003, que també va afectar a moltes espècies de suspensívors, com és el cas de les gorgònies, corall vermell i esponges (Cerrano *et al.* 2001; Garrabou *et al.* 2001; Garrabou *et al.* 2009). D'altra banda, l'excessiva freqüentació dels submarinistes pot provocar nombrosos trencaments accidentals, degut a la fragilitat de l'esquelet calcari del corall, fet que pot comportar una disminució de les talles i de la densitat de les poblacions (Linares *et al.* 2012). Finalment, la pesca furtiva del corall sembla ser un problema no gens menyspreable, ja que en alguns casos té lloc en les zones protegides i sovint s'extreuen les colònies de mida il·legal, com va ser el cas registrat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 1999 (Linares *et al.* 2012, Garrabou *et al.* 2017b).

La orografia submarina dels parcs naturals del Cap de Creus i Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, amb una nombrosa presència de coves i túnels, i la gran quantitat de matèria orgànica que hi ha a les seves aigües, proporcionen unes condicions úniques per al desenvolupament de poblacions de corall vermell a poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània. L'interès per l'observació de les poblacions del coral·ligen per part dels escafandristes, a més de les múltiples pertorbacions a les que està sotmès el corall vermell (mencionat anteriorment), posen de relleu la importància del seguiment de les seves poblacions, tant per seguir el seu estat de conservació, com per detectar casos de furtivisme en els nostres parcs naturals. Així doncs l'objectiu del present apartat és conèixer l'estat de conservació de les poblacions que es troben al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural Montgrí, Illes Medes i Baix Ter per tal d'avaluar si les mesures de protecció són efectives per aquesta espècie.

Material i mètodes

Disseny del mostreig

El mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) es va dur a terme al mes de juliol del 2019. D'una banda, al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i el Baix Ter es van fer mostrejos a vuit estacions; una estació dins al Parc Natural (PN), cinc estacions dins de la Reserva Natural Parcial (RNP), una estació a la zona de control (ZC) i una estació a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) (Figura 2, Taula 1). D'altra banda, al Parc Natural de Cap de Creus, es van fer mostrejos a vuit estacions; quatre estacions dins al Parc Natural (PN), tres estacions dins de la Reserva Natural Parcial (RNP) i una estació dins de la Reserva Natural Integral (RNI) (Figures 3, Taula1).

Taula 1. Estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Parc	Prot.	Estació	Fondària (m)	Data
Medes i Montgrí	ZC	Medallot	27	2019-07-17
	RNP	Vaca Nord	18	2019-07-17
		Vaca Sud	15	2019-07-17
		La Reina	18	2019-09-04
		Dofí Dins	15	2019-09-04
		Dofí Fora	15	2019-07-17
	ZPP	La Trona	25	2019-07-18
	PN	Paieta	26	2019-07-17
Cap de Creus	RNI	S'Encalladora	37	2019-10-01
	RNP	El Molí	32	2019-09-17
		Forcats	29	2019-09-18
		El Gat	33	2019-09-18
	PN	Cap Gros	31	2019-09-17
		Falconera	34	2019-09-16
		Messina	26	2019-09-26
		Massana	36	2019-09-18

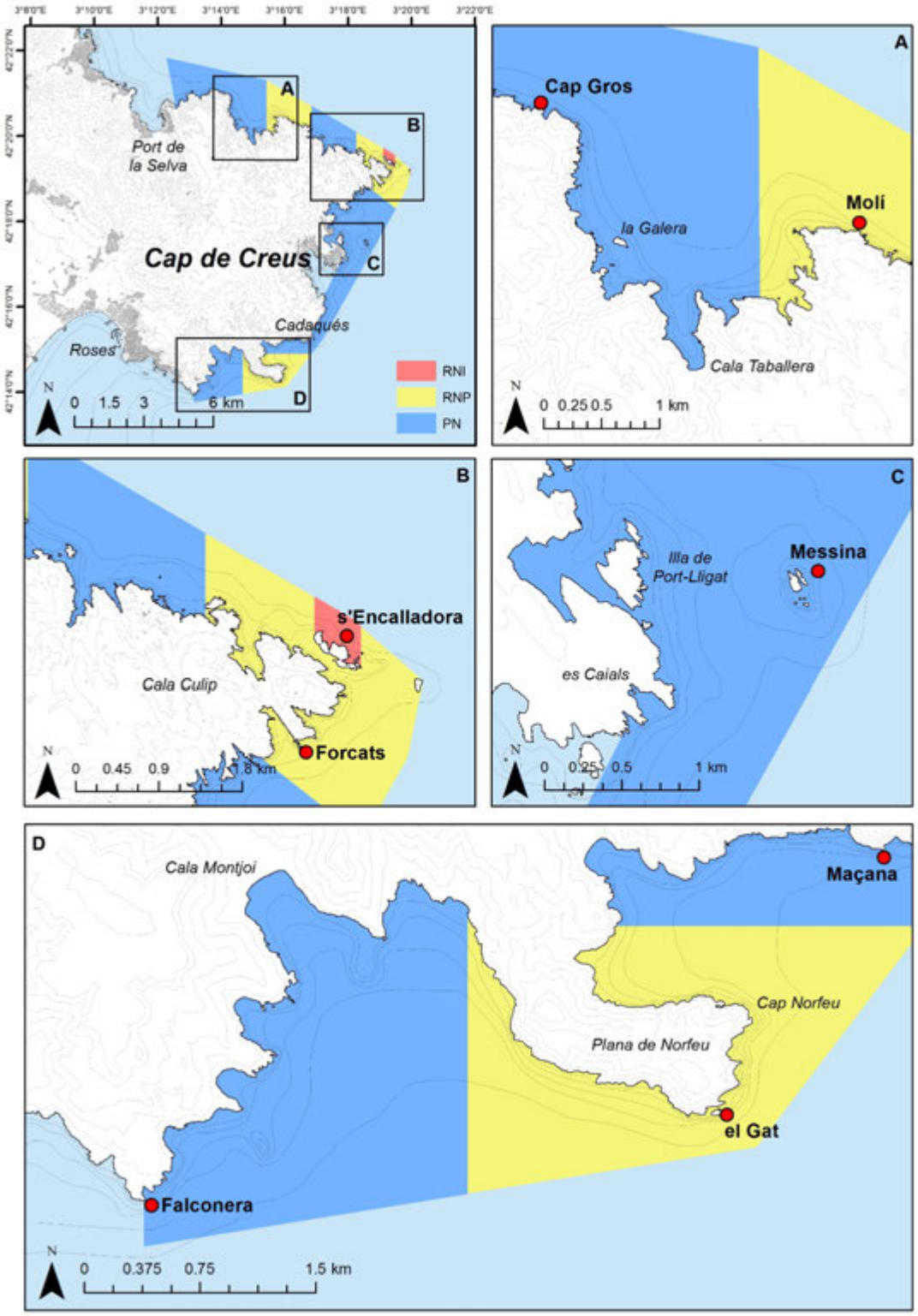


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

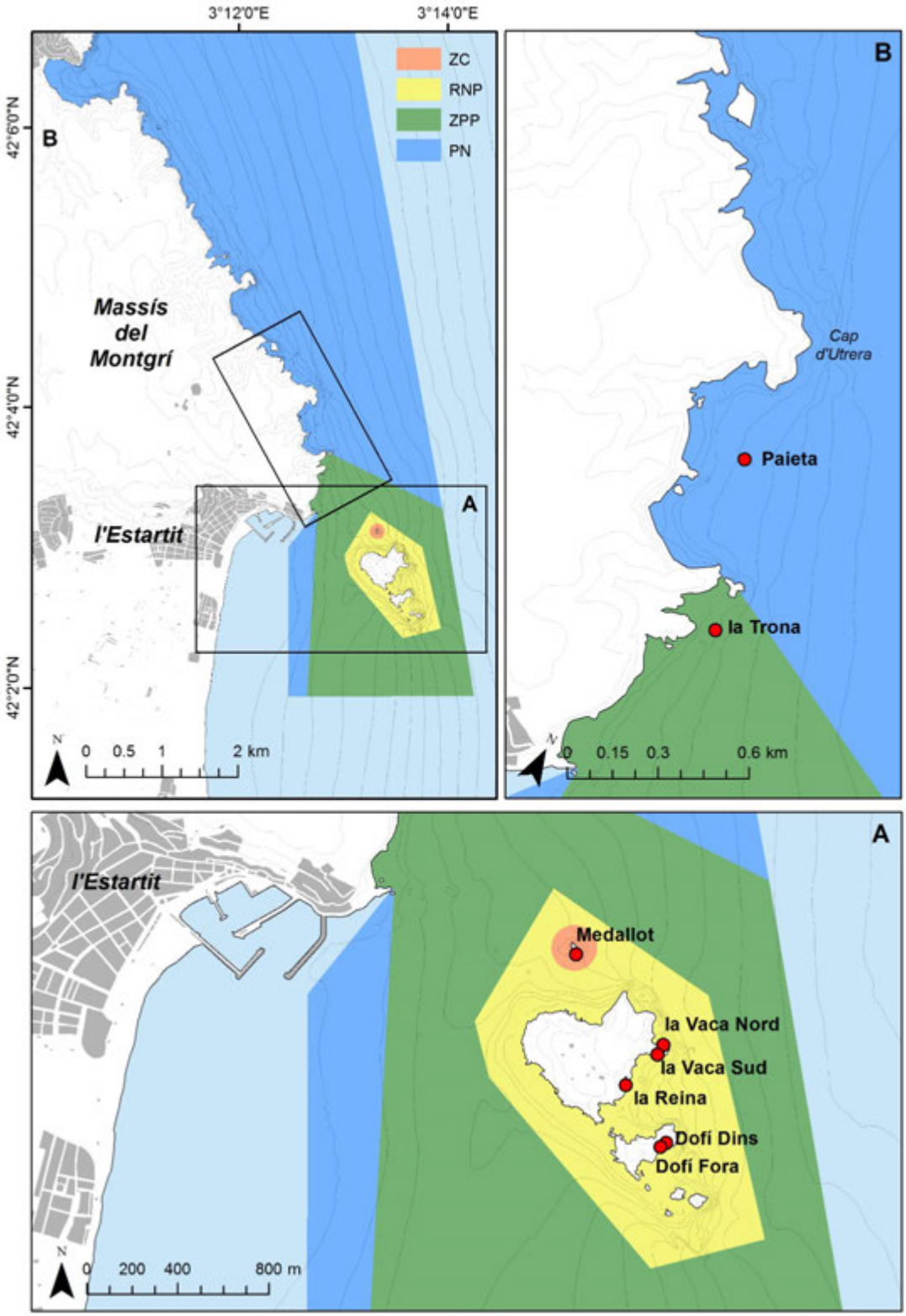


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Metodologia d'estudi

Amb el coneixement de la nostra experiència en aquesta espècie així com a la informació de les prospeccions, i tenint la cartografia dels hàbitats de la zona, es van seleccionar les zones més adequades per trobar corall vermell. Es van dur a terme immersions amb equip d'escafandre autònom, en les quals primer de tot s'iniciava la busca de poblacions corall en el coral·ligen de cada zona. En el cas del Parc Natural Cap de Creus es trobaven entre 30 i 50 metres de fondària, i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter entre 15 i 30 metres, donat que en aquest últim les poblacions estaven a fondàries més somes.

Un cop trobada una zona amb presència de colònies es procedia a fer el mostreig. La monitorització d'aquesta espècie es va realitzar fotogràficament degut a la fragilitat del seu esquelet calcari. Es van fotografiar amb una càmera Nikon D7000 entre 20-30 quadrats de 20 x 20 cm a l'atzar per cada estació (depenent de la densitat de corall trobada a cada localitat), per tal d'avaluar l'estat d'un nombre significatiu de colònies (Figures 4 i 5). Es van utilitzar tècniques de fotogrametria, és a dir, es va fotografiar cada quadrat des de dues orientacions contrastades. A més a més es feia una fotografia centrada de manera preventiva, obtenint finalment entre 60 i 90 fotografies per cada estació de mostreig. Aquesta tècnica ens permet obtenir mesures tridimensionals de les colònies, més realistes que les que tindríem fent servir fotografies fetes en una sola dimensió.

Amb aquesta tècnica, i mitjançant el programa Adobe Photoshop, es van fer posteriorment els càlculs dels següents paràmetres:

- **Densitat:** colònies/400 cm^2.
- **Estructura de talles en alçada (mm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 mm.
- **Alçada mitjana de les colònies (mm)** de cada estació.
    - A més a més, es va calcular el % de colònies amb una alçada de 100 mm. Aquest és un dels indicadors de l'estat de conservació de les poblacions de corall vermell que s'ha proposat juntament amb el percentatge de colònies superiors a 7 mm de diàmetre basal (Linares *et al.* 2010). El valor de referència de l'indicador per determinar un bon estat de conservació de les poblacions és d'un 50% de colònies amb més de 7 mm de diàmetre i un 30 % de colònies de més de 10 cm d'alçada (Linares *et al.* 2010).
- **Colònies pescades**: es van considerar les colònies amb bases molt amples com a colònies pescades amb anterioritat per poder veure quin percentatge d'aquestes colònies hi havia a cada estació.
- **Biomassa**: enguany no s'ha analitzat el paràmetre de la biomassa degut a que s'ha d'obtenir l'alçada de les colònies i pot ser difícil degut a l'alta densitat d'aquestes en algunes estacions, o l'angle de la fotografia no permet veure on es troba el peu de la colònia per poder realitzar la mesura. A més a més, disposar de pocs valors d'alçada, al ser una formula exponencial, pot esbiaixar els resultats.

- **Cobertura**: s'ha calculat l'àrea que de superfície que ocupen les colònies, i a partir d'aquesta s'ha calculat el % de cobertura. Aquest s'ha fet mitjançant el programa Adobe Photoshop (Figura 4). Aquest paràmetre s'ha realitzat per poder estimar l'estat de les poblacions de corall sense haver de mesurar la biomassa.
- **Necrosi i Epibiosi**: s'ha mesurat el percentatge (%) mitjà de teixit denudat i el percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts). Únicament es mostren els valors de mortalitat (necrosi+epibiosi) doncs els valors d'necrosi que indica mortalitat més recent ha estat pràcticament zero aquest any i per poder dur una comparació amb el 2017 s'ha pres la mesura de mortalitat com a rau d'afectació general en totes les estacions.

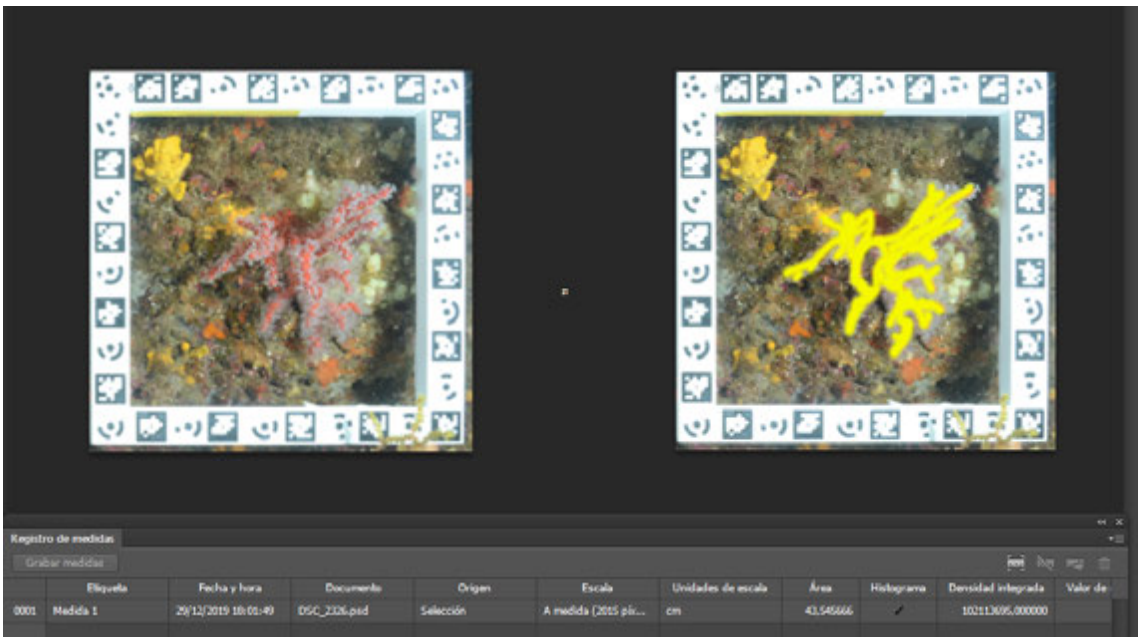


Figura 4. Exemple de càlcul de cobertura d'un requadre. En groc s'observa l'àrea marcada i en vermell el resultat de l'anàlisi.

Anàlisi de dades

Per determinar si hi ha diferències significatives entre els anys, estacions, parcs i proteccion s'ha utilitzat un test de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis 1952), aplicant un valor de significació de 0,05.

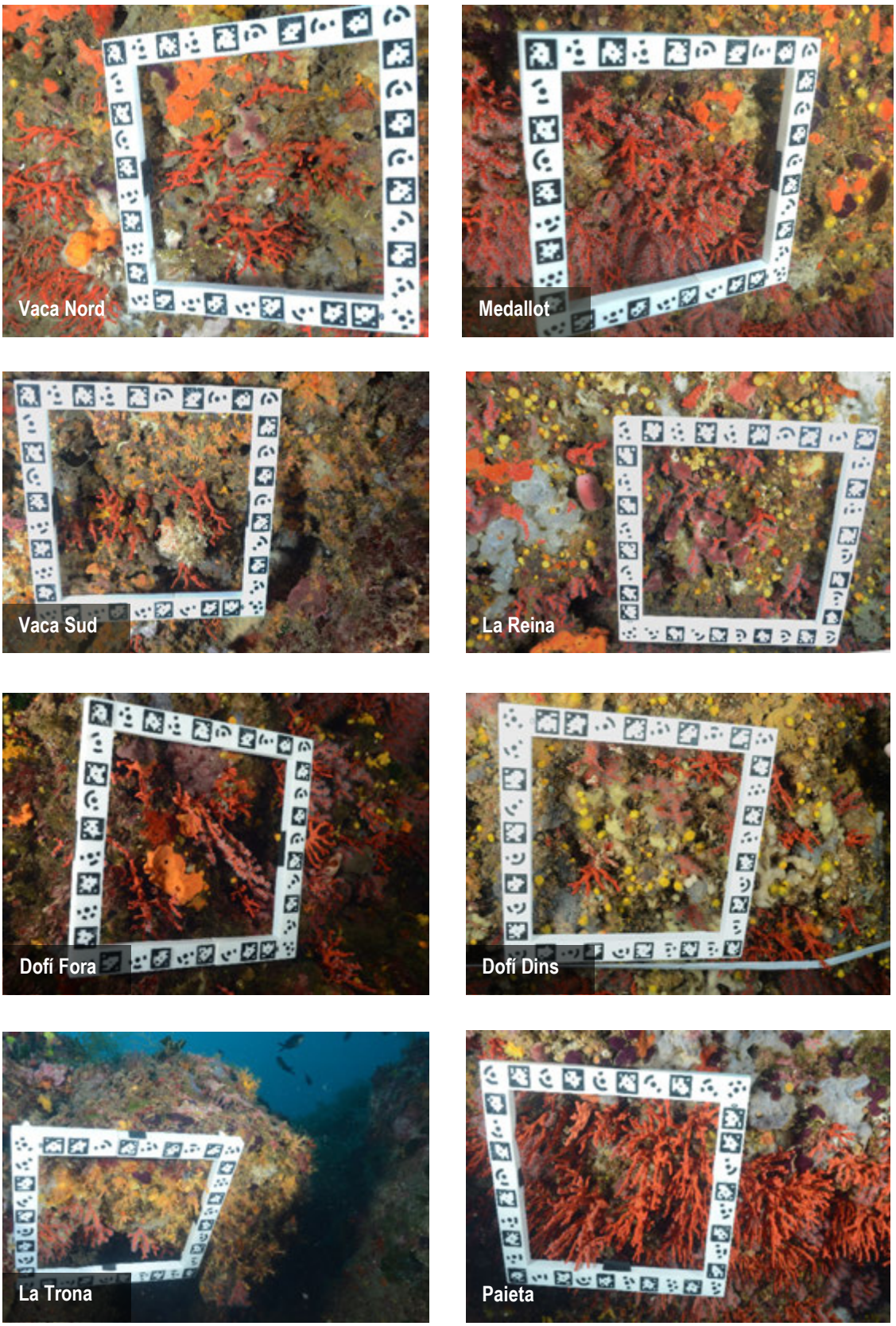


Figura 5. Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) a cadascuna de les estacions mostrejades del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

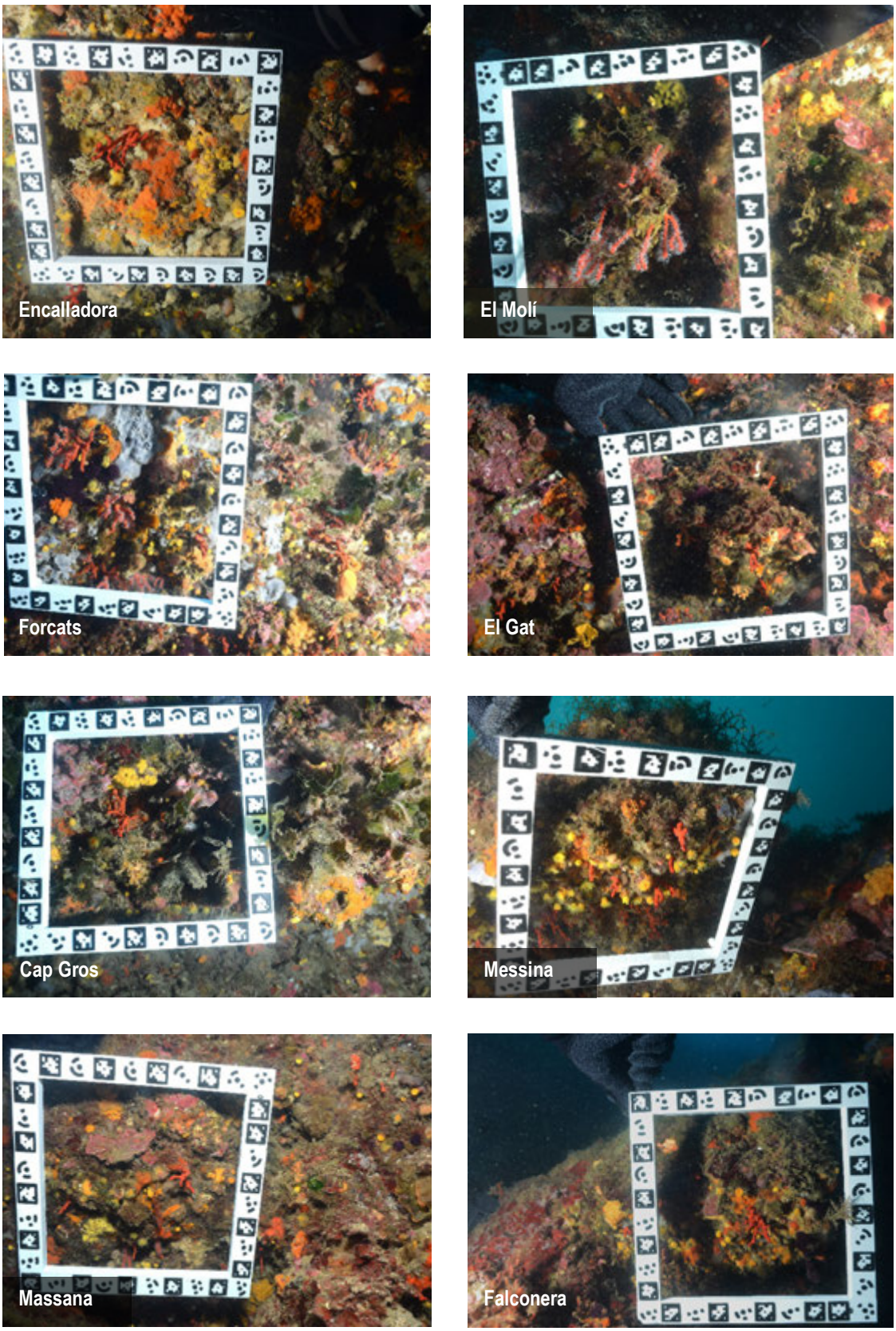


Figura 6. Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) a cadascuna de les estacions mostrejades del Parc Natural de Cap de Creus.

Resultats

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Densitats

Els valors de la densitat de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter varia força segons l'estació però, en general, són força elevats. Enguany s'han trobat diferències significatives entre els anys 2017 i 2019 en tres de les estacions mostrejades: La Reina (que ha passat de tenir unes 6 colònies/quadrat a gairebé el doble), sent aquesta la que presenta un valor de densitat més elevat, Dofí Dins (que passa d'unes 3 colònies/quadrat a 5 colònies per quadrat), sent aquesta la que menys colònies/quadrat té, i Dofí Fora (que el 2017 tenia 8 colònies/quadrat i aquest 2019 s'han trobat 14 colònies/quadrat). Totes tres es troben dins de la zona de Reserva Natural Parcial. La resta d'estacions no presenten variacions significatives respecte el mostreig de fa dos anys (Figura 7, Taula 2).

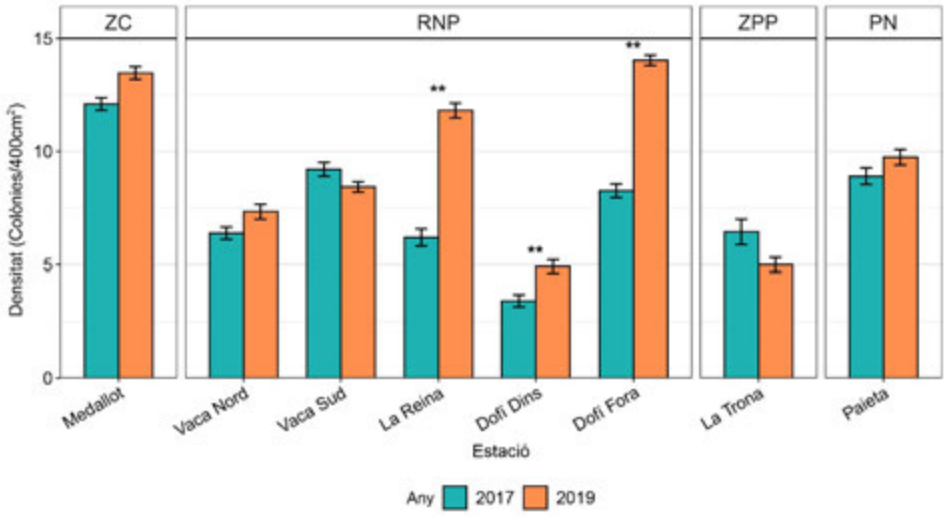


Figura 7. Densitat (colònies/400 cm²) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter al 2017 i al 2019. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys ($p<0,05$). Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

Taula 2. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	ZC	**Medallot**	1,27	0,26
	RNP	**Vaca Nord**	0,75	0,38
		Vaca Sud	0,24	0,62
		La Reina	**11,46**	**<0,05**
		Dofí Dins	**4,44**	**<0,05**
		Dofí Fora	**15,74**	**<0,05**
	ZPP	**La Trona**	0,05	0,77
	PN	**Paieta**	0,23	0,63

Estructura de talles

L'estructura de talles de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostres una distribució unimodal. Enguany es pot veure un episodi de reclutament a l'estació de Vaca Nord que el 2017 no es va detectar; a més, l'estació de La Reina també presenta un elevat nombre de reclutes, que en aquest cas el 2017 també es trobava. Pel que fa a les colònies de mida més gran, es pot observar que a cap estació en trobem que mesurin més de 120 mm (el 2017 en trobàvem únicament a Vaca Nord) i que l'estació que presenta colònies més grans és Paieta, amb un baix % de corall d'entre 90-100 mm. A més a més, aquesta última estació destaca pel canvi en la distribució de talles que presenta: el 2017 s'observa com la major part de colònies es trobaven entre el 10 i els 30 mm i enguany s'ha desplaçat als 40-60 mm (Figura 8).

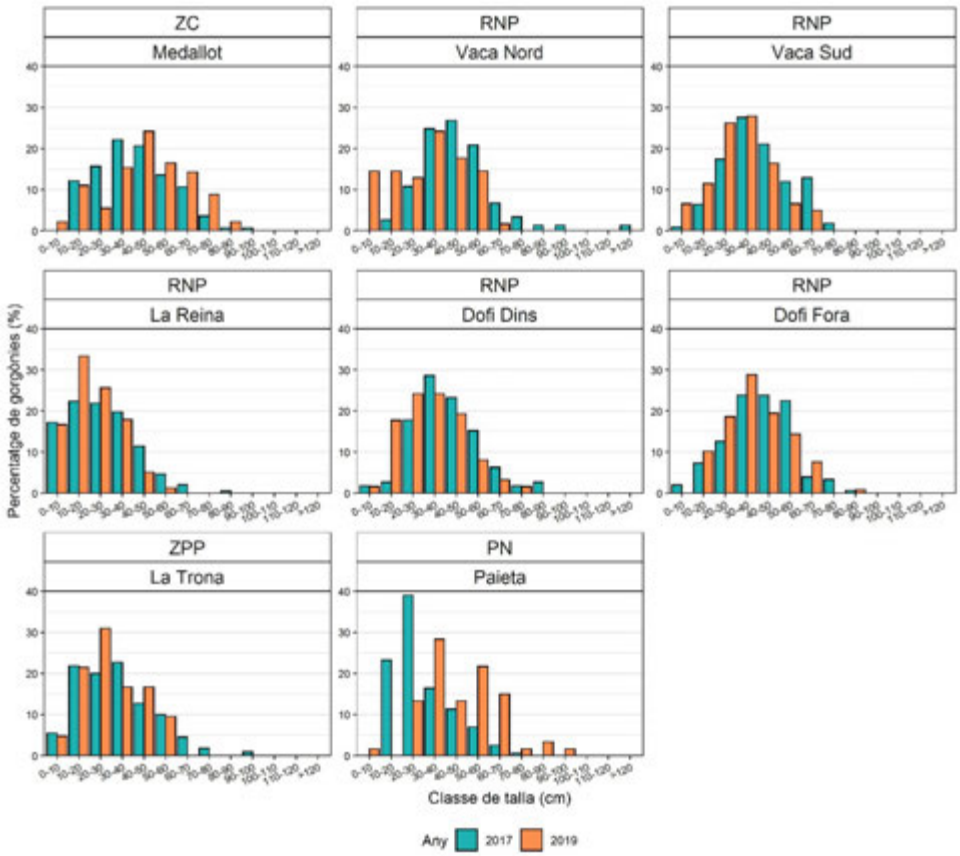


Figura 8. Estructura de talles (%) de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La capçalera indica el nom de l'estació i el grau de protecció: RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Alçada mitjana

Pel que fa a la talla mitjana de corall, es pot observar com en gairebé totes les estacions (excepte Dofí Fora i La Trona) s'han trobat diferències significatives entre el 2017 i el 2019, sent el cas del Medallot i la Paieta les estacions on aquesta ha augmentat i Vaca Nord i Sud, La Reina i Dofí Dins les que han patit una davallada d'aquesta. Igual que el 2017, l'estació de La Reina segueix sent la que presenta una mida mitjana de les colònies més petita, amb 21,13 mm, i enguany la que té un valor més elevat d'aquest paràmetre és el Medallot, amb 46,78 mm (a diferència que fa dos anys, que era Vaca Nord) (Figua 9, Taula 3).

A més a més, s'ha mirat quantes colònies de més de 100 mm es trobaven, i enguany ha sigut 0 en totes les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (l'any 2017 es va trobar un petit percentatge a l'estació de Vaca Nord).

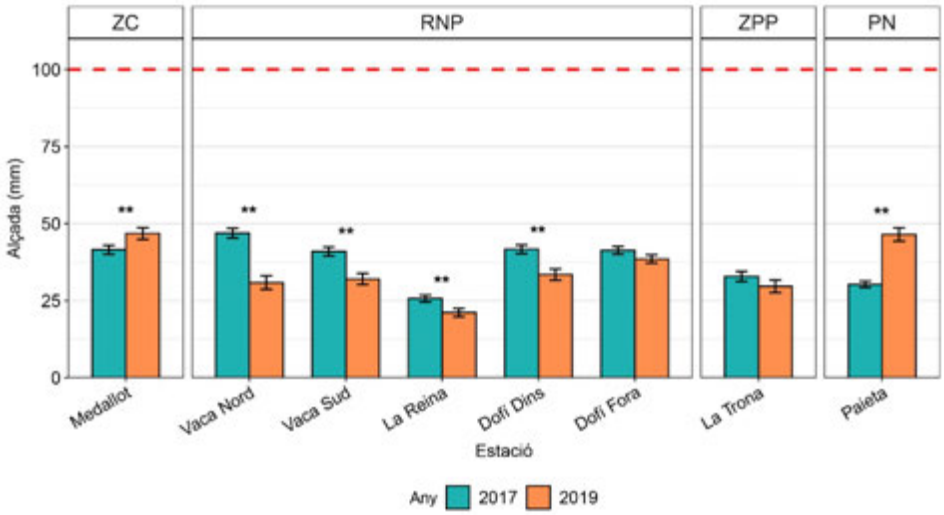


Figura 9. Alçada mitjana (mm) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter al 2017 i al 2019. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys (p<0,05). Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

Taula 3. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les talles mitjanes de cada lloc entre els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Medes i Montgrí	ZC	**Medallot**	**5,32**	**<0,05**
	RNP	**Vaca Nord**	**25,76**	**<0,05**
		Vaca Sud	**12,79**	**<0,05**
		La Reina	**4,41**	**<0,05**
		Dofí Dins	**11,87**	**<0,05**
		Dofí Fora	2,76	0,09
	ZPP	**La Trona**	0,67	0,41
	PN	**Paieta**	**44,06**	**<0,05**

Colònies pescades

Enguany no s'ha trobat cap colònia de corall que hagués sigut pescada al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Cobertura

Els valors de cobertura mostren diferències significatives entre les diferents poblacions estudiades (F_7=52,044, p-valor<0,05). S'observa que els valors més elevats de cobertura es troben a les estacions del Medallot i de Paieta, amb un 35%, mentre que el més baix es troba a La Trona, amb un valor al voltant del 7% (Figura 10).

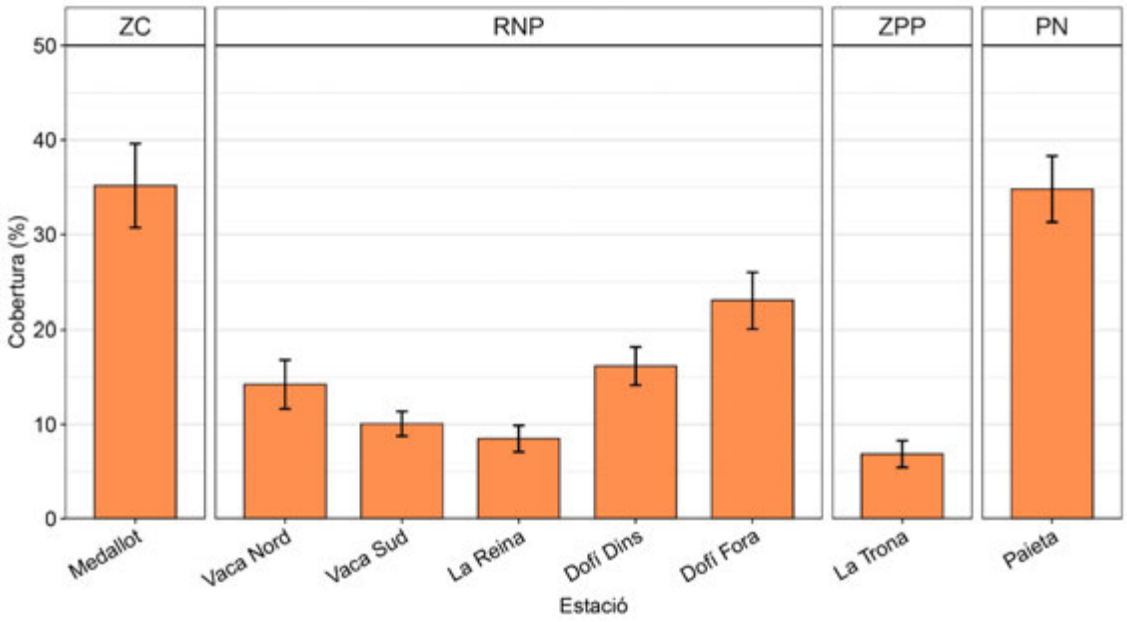


Figura 10. Cobertura de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les diferents estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural).

Mortalitat

Els resultats de mortalitat mostren, en general, uns valors molt baixos. El valor de mortalitat més elevat el trobem a l'estació de Dofí Dins amb un 8,82%, seguida de La Trona amb un 5,41% de mortalitat; d'altra banda, l'estació del Medallot no presenta cap signe de mortalitat aquest 2019. A més a més, s'han trobat diferències significatives entre els anys 2017 i 2019 en tres de les estacions mostrejades: Dofí Dins (que passa d'un 1,22% a un 8,82%), La Trona (que presentava un valor de 0,83% el 2017 i enguany ha augmentat fins a un 5,41%) i a la Paieta (que tenia un 0,41% i enguany mostra un 1,35%, sent un valor molt baix) (Taula 4).

Taula 4. % de Mortalitat de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, al 2017 i al 2019. se representa l'error estàndard, n és el nombre de colònies mostrejades, KS és el valor de l'estadístic, p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Any	% mortalitat	se	n	KS	p-valor
Cap de Creus	ZC	**Medallot**	2017	0,03	0,03	180	1,57	0,21
			2019	0	0	283		
	RNP	**Vaca Nord**	2017	1,82	0,74	222	0,20	0,65
			2019	4,39	1,45	173		
		Vaca Sud	2017	1,90	0,81	147	2,39	0,12
			2019	0,67	0,43	180		
		La Reina	2017	1,18	0,41	254	1,93	0,19
			2019	3,48	0,78	420		
		Dofí Dins	**2017**	**1,22**	**0,65**	**196**	**18,03**	**<0,05**
			2019	**8,82**	**1,85**	**178**		
		Dofí Fora	2017	2,25	0,90	206	0,98	0,32
			2019	1,35	0,53	389		
	ZPP	**La Trona**	**2017**	**0,83**	**0,65**	**144**	**4,93**	**<0,05**
			2019	**5,41**	**2,27**	**85**		
	PN	**Paieta**	**2017**	**0,41**	**0,33**	**159**	**4,90**	**<0,05**
			2019	**1,35**	**0,46**	**226**		

Parc Natural de Cap de Creus

Densitats

Les densitats de corall vermell al Parc Natural del Cap de Creus són, en general, inferiors a les del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. A més, aquesta ha variat en tres de les estacions mostrejades: a l'Encalladora (que ha passat d'1,5 a 3 colònies/quadrat), a la Messina (que presentava unes 7 colònies/quadrat el 2017 i enguany en presenta unes 12) i a la Massana (que ha passat de 2 a 4 colònies/quadrat). La resta d'estacions han quedat pràcticament igual que el 2017 (al Gat sembla que augmenta però els testos no marquen significació) (Figura 11, Taula 5).

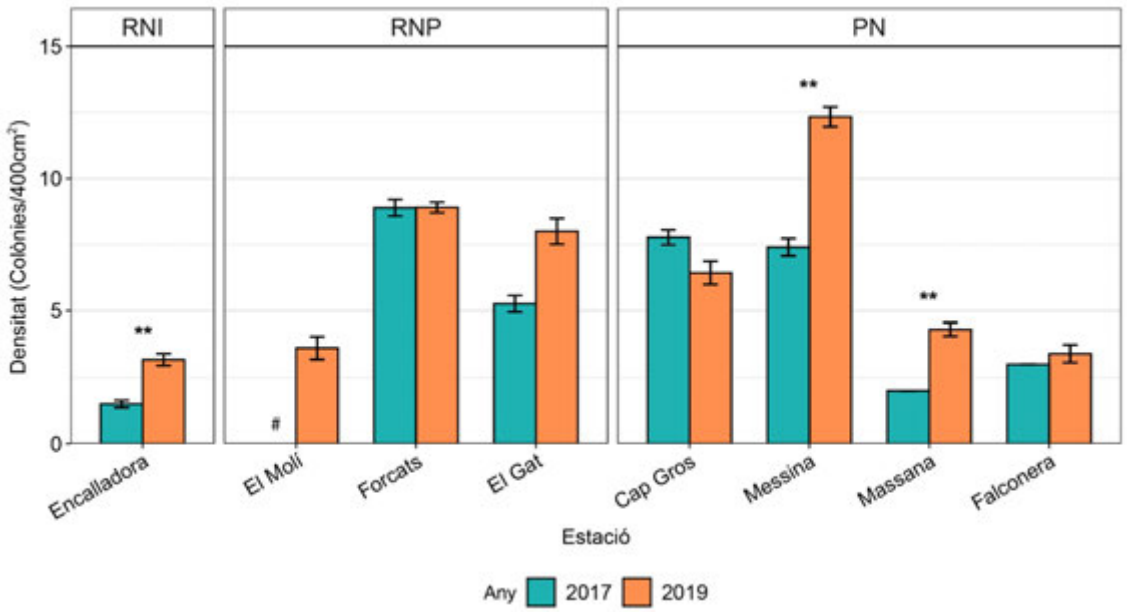


Figura 11. Densitat (colònies/400 cm^2) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus al 2017 i al 2019. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys ($p<0,05$). Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

Taula 5. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**12,08**	**<0,05**
	RNP	**Forcats**	0,17	0,68
		El Molí	-	-
		El Gat	3,13	0,07
	PN	**Cap Gros**	0,27	0,60
		Massana	**11,61**	**<0,05**
		Messina	**8,27**	**<0,05**
		Falconera	0	1

Estructura de talles

En general, l'estructura de talles de corall vermell presenta una estuctura unimodal en la majoria de les estacions mostrejades. Destaca l'Encalladora ja que el 2017 es trobaven forces colònies de mida gran, signe de ser una població força desenvolupada, i enguany les colònies trobades han estat molt més petites, sent 50-60 mm el rang de talles més gran en el que es troben les colònies. El Molí, El Gat, Messina i Massana presenten entre un 15% i un 20% de colònies de mida més petita (reclutes; 0-10 mm) (Figura 12).

A més a més, l'estació d'El Molí és la única que presenta colònies de més de 100 mm, tot i que en un % molt baix.

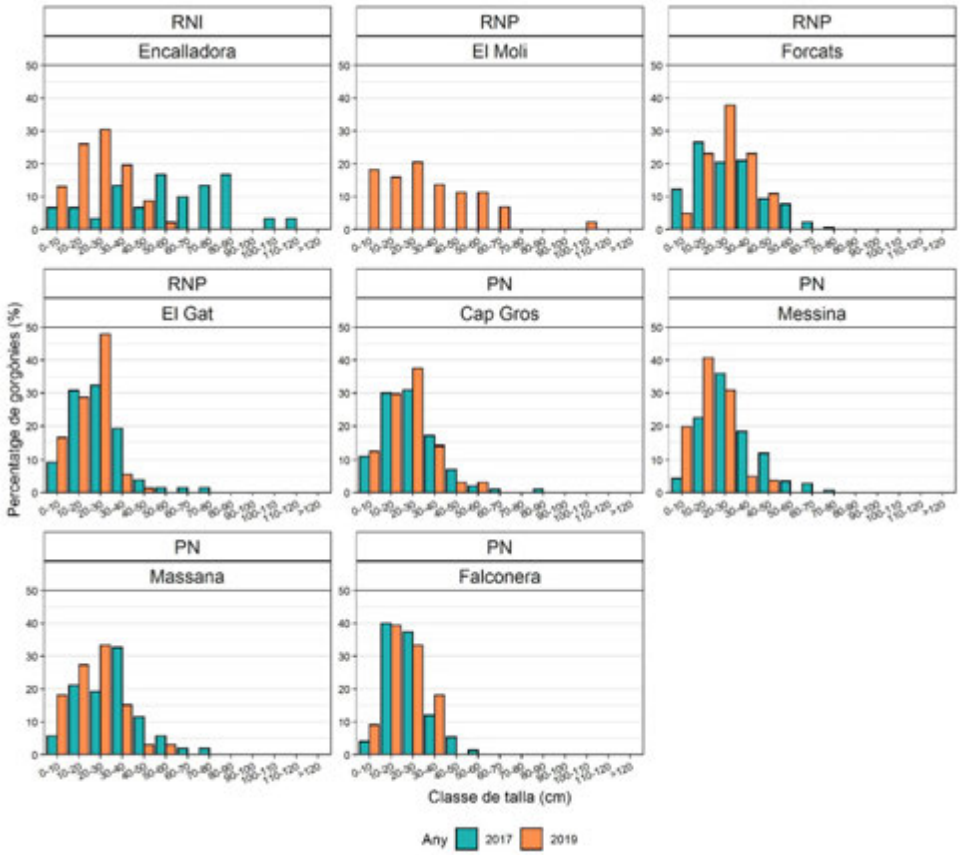


Figura 12. Estructura de talles (%) de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus. La capçalera indica el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica el grau de protecció de cada estació, RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Alçada mitjana

En quant a l'alçada mitjana de les colònies es pot observar com, en general, són força més baixes que les del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, presentant un valor màxim de 31,35 mm a l'estació d'El Molí i un valor mínim de 18,33 mm a la Messina. Destaca l'estació de l'Encalladora, que és la que ha patit una baixada més dràstica en la talla de les colònies, passant d'un valor de 56,65 mm el 2017 a 24,42 mm aquest 2019. El gat, la Messina i la Massana també han tingut una disminució significativa de la talla mitjana, però no de manera tan acusada (Figura 13, Taula 6).

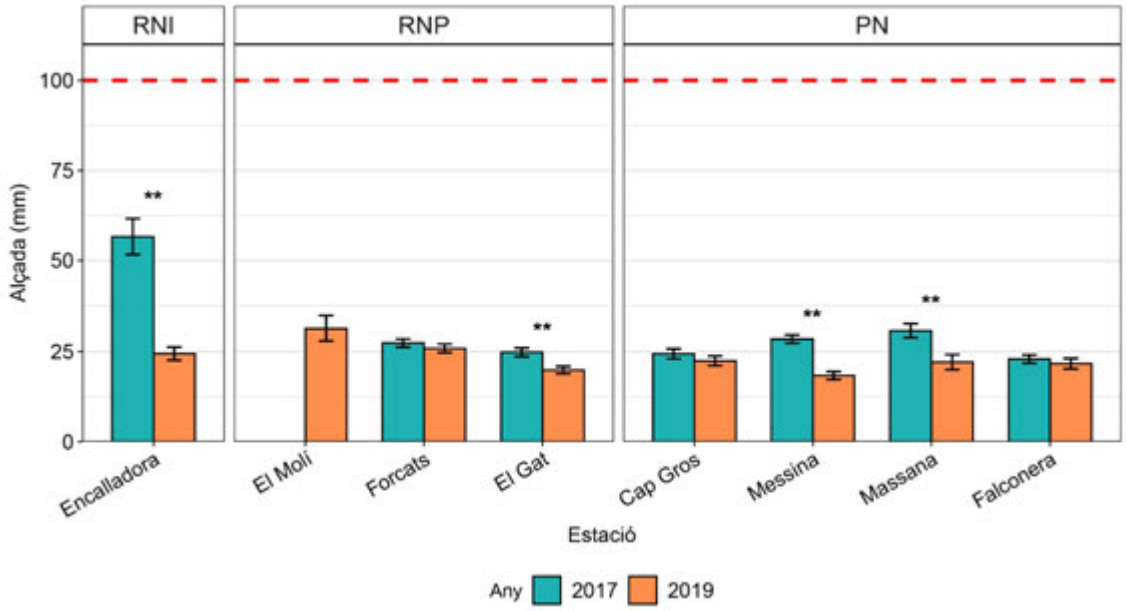


Figura 13. Alçada mitjana (mm) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter al 2017 i al 2019. Els asteriscs indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys (p<0,05). Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

Taula 6. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les talles mitjanes de cada lloc entre els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**26,02**	**<0,05**
	RNP	**Forcats**	0,09	0,77
		El Molí	-	-
		El Gat	**5,49**	**<0,05**
	PN	**Cap Gros**	0,24	0,63
		Massana	**7,86**	**<0,05**
		Messina	**30,54**	**<0,05**
		Falconera	0,19	0,66

Colònies pescades

Dins del PN de Cap de Creus tampoc s'han observats signes evidents de pesca recent.

Cobertura

Els valors de cobertura al Parc Natural del Cap de Creus mostren uns valors molt inferiors als del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Terd. A més a més, s'observen diferències significatives entre les diferents poblacions estudiades (F_6=27,137, p-valor<0,05). Els valors més elevats de cobertura es troben a la població de Forcats, amb valor al voltant del 7%, mentre que el més baix es troba a Massana, amb un valor al voltant del 2% (Figura 14).

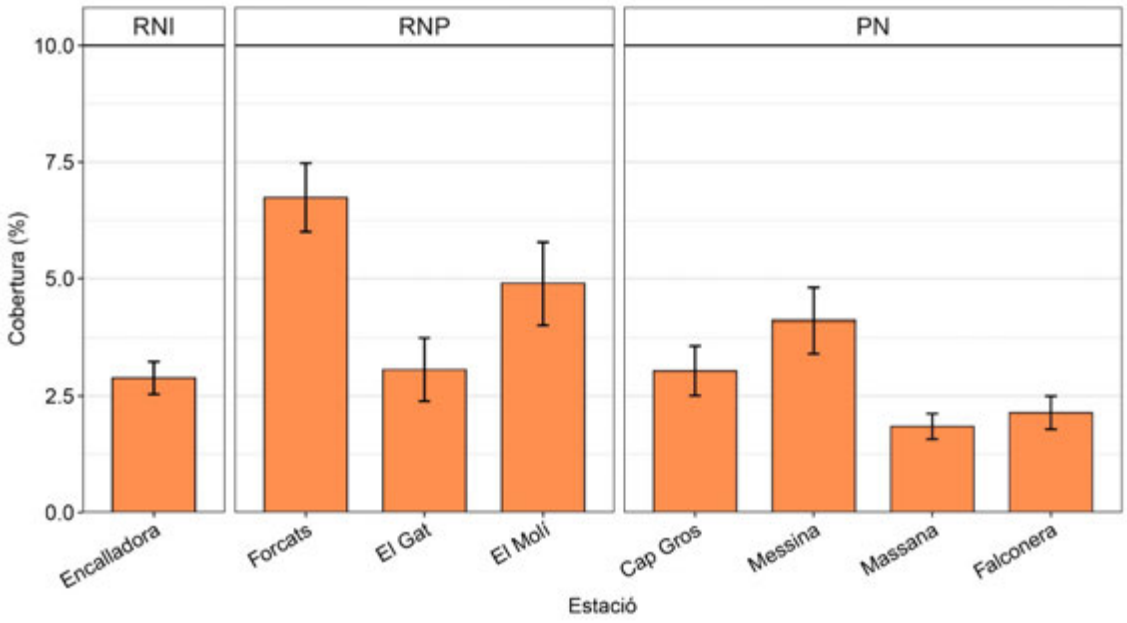


Figura 14. Cobertura de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les diferents estacions del Parc Natural del Cap de Creus. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

Mortalitat

Els resultats de mortalitat mostren, en general, uns valors molt baixos, sent el valor més elevat un 2,64% a l'estació d'El Gat. En la majoria de les estacions mostrejades no trobem cap % de mortalitat. En l'única que trobem diferències significatives entre l'any 2017 i el 2019 és a Falconera, on el 2017 presentava un 0,04% de mortalitat i aquest 2019 ha augmentat a 0,30%, seguint sent un valor insignificant (Taula 6).

Taula 6. % de Mortalitat de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus, al 2017 i al 2019. se representa l'error estàndard, n és el nombre de colònies mostrejades, KS és el valor de l'estadístic, p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Any	% mortalitat	se	n	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	2017	0	0	70	2,61	0,10
			2019	0,74	0,58	54		
	RNP	**Forcats**	2017	0,43	0,30	235	1,35	0,24
			2019	0,59	0,35	178		
		El Molí	2017	-	-	-	-	-
			2019	0,92	0,78	65		
		El Gat	2017	0,95	0,46	184	0,22	0,64
			2019	2,64	1,19	144		
	PN	**Cap Gros**	2017	0	0	146	-	-
			2019	0	0	90		
		Massana	2017	0	0	88	-	-
			2019	0	0	69		
		Messina	2017	0	0	189	0,68	0,41
			2019	0,36	0,36	277		
		Falconera	**2017**	**0,04**	**0,04**	**122**	**4,16**	**<0,05**
			2019	**0,30**	**0,17**	**50**		

Discussió

El seguiment de les poblacions de corall vermell ens mostra un estat de conservació d'aquesta espècie ben diferent entre el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus, segons els diferents paràmetres analitzats en aquest estudi. En termes generals, les poblacions de corall vermell del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren un millor estat de conservació que les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus. A més cal afegir també que les poblacions de corall es troben diferents profunditats en ambdós parcs; mentre que al Parc Natural del Cap de Creus es troba a una profunditat d'entre 26 i 37 m, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter es troba entre els 15 i 27 m. Això és degut principalment a l'orografia pròpia de cada parc: al Cap de Creus trobem un fons calcari, propi de les comunitats de coral·ligen, a més profunditat en comparació a les Illes Medes, on es pot trobar a capes més someres (Linares *et al.* 2017). Cal remarcar aquesta diferent distribució batimètrica, doncs les profunditats a la que es troben les poblacions a Cap de Creus dificulta en gran mesura aquest seguiment. De fet, la població de Massa d'Or que es va estudiar l'any 2017 no s'ha avaluat aquest any donat a que es trobava sota els 40 m de fondària i pel mal estat de conservació que ja es va detectar aleshores.

Aquestes diferències en l'estat de conservació entre els dos parcs, és degut a que la pressió pesquera ha sigut un factor clau en l'estructura i distribució de les poblacions de corall vermell; a les Illes Medes la prohibició de la pesca va entrar en vigor el 1983, mentre que al Cap de Creus aquesta prohibició es va produir l'any 1998, i únicament era vàlida per les poblacions de les Reserves Naturals Parcials i la Integral. Fora d'aquestes es va permetre pescar fins l'any 2018, quan va començar la veda temporal de 10 anys en aigües interiors (Linares *et al.* 2018).

Pel que fa el paràmetre de la densitat, trobem diferències entre ambdós parcs. El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenta uns valors més elevats que el Cap de Creus, sent l'estació del Medallot la que mostra un valor més alt, i justament és la població que es troba en el grau de protecció més elevat (ZC). A més a més, en el primer parc s'han observat augments significatius de densitat en algunes de les poblacions estudiades; en el segon també ha estat així però, en general, les densitats han seguit sent inferiors. Tot i així s'ha de tenir en compte, que la densitat tampoc es el paràmetre més informatiu per aquesta espècie, doncs en general les poblacions que tenen colònies de mida petita tenen una densitat més elevada que les que tenen colònies de mida més gran.

Pel que fa a la talla mitjana, en general es pot apreciar una disminució d'aquesta respecte el 2017 en amdós parcs; tenim com a excepció les estacions del Medallot i la Paieta, on aquesta ha augmentat significativament respecte el 2017. Pel que fa a les Illes Medes, la talla mitjana és inferior que a les zones de menys protecció (costa del Montgrí), i això pot ser degut a un impacte antròpic produït per l'alta freqüentació de submarinistes en aquesta zona, que poden causar pertorbacions com l'erosió per contacte físic, destruint accidentalment els organismes que s'hi troben (Linares *et al.* 2012). Tot i això, l'alçada mitjana al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter segueix sent més alta que al Cap de Creus. En aquest últim cal destacar l'estació de l'Encalladora, que ha patit una disminució de la talla mitjana molt considerable, de la qual se'n parlarà més endavant.

S'observa, a més, que cap de les estacions dels dos parcs arriba al nivell mínim de talla per la qual es considerarien poblacions de corall en bon estat de conservació (que seria el 50% de les colònies amb una talla superior als 100mm) (Linares *et al.* 2017, Garrabou *et al.* 2017b). De fet, enguany només s'ha trobat una colònia que presentava aquests valors, a l'estació d'El Molí (109,5mm). Per tant, s'han observat valors més baixos (no arriben ni al 0,1%) que a altres estudis on només entre un 4 i 10% de les poblacions entre els 0-50 m de fondària arribarien a assolir aquests valors (Linares *et al.* 2017, Garrabou *et al.* 2017b), quedant molt lluny del bon estat de conservació.

Així com el 2017 no es va trobar reclutament pràcticament a cap de les estacions mostrejades, aquest 2019 l'estructura de talles ens n'ha mostrat un cert reclutament en algunes de les estacions (Vaca Nord, La Reina, El Molí, El Gat, Messina i Massana). A més a més, es troben diferències en la distribució de talles dels dos parcs; mentre que al Montgrí i les Illes Medes trobem la moda de la distribució de talles entre els 30-40 mm, a Cap de Creus la trobem entre els 10-20 mm i difícilment es troben colònies de més de 70 mm.

Pel que fa als resultats de cobertura, al Parc Natural del Cap de Creus veiem valors més elevats a la zona de RNP que a PN, deixant de costat l'Encalladora (RNI), ja que esperaríem valors més elevats. De totes maneres, els valors de cobertura són especialment baixos en aquest parc, on el

màxim de cobertura, que el trobem a Forcats (6,74%), no supera el mínim de les Illes Medes a La Trona (6,85%). Pel que fa a aquest paràmetre, sembla que pot arribar a ser una bona manera de veure l'estat de les poblacions de corall vermell. A més a més, és una bona tècnica per poder comparar les estacions sense haver d'utilitzar l'alçada de les colònies per calcular la biomassa, i d'aquesta manera, ens permet treure dades directament de les imatges.

Pel que fa la mortalitat, en general els valors han estat força baixos. Dins del Parc Natural del Cap de Creus, el màxim valor es pot observar al Gat, al voltant del 3%. Això és principalment degut a la profunditat de les colònies, que no estan sotmeses a un estrès tèrmic tan elevat com a les Illes Medes, i per la situació geogràfica i les condicions orogràfiques, ja que aquesta zona és on es troben les aigües superficials més fredes de tota la Mediterrània Occidental amb corrents molt fortes (Linares *et al.* 2018). En canvi, la mortalitat dins del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, sí que trobem un cas de mortalitat evident a Dofí Dins, on ha passat d'un 1,2% de mortalitat el 2017 a un 8,8% enguany. A més a més, al ser una estació amb transsecte permanent, es poden veure les colònies que l'any 2017 es trobaven amb un bon estat de conservació i que al 2019 s'han vist amb alts graus d'afectació. Tots dos valors poden ser deguts principalment per l'augment de la temperatura del mar, ja que s'ha de tenir en compte que cada estació està regulada per processos a microescala, com ara corrents marines que no s'han pogut determinar en aquest estudi.

Un fet a destacar enguany ha estat el cas de l'Encalladora, que està relacionat molt probablement amb un episodi de pesca furtiva de corall on els agents rurals varen confiscar aquest corall pescat de manera il·legal i que va ser replantat a les Illes Medes. El 2017 es van trobar que la població d'aquesta localitat es trobava en bon estat de conservació, amb una estructura de talles que mostrava una gran part de colònies de mida gran. En el mostreig del 2019 es va trobar aquesta mateixa població molt més empobrida, amb colònies d'una mida màxima d'entre 50 i 60 mm però amb un augment de la densitat. Això és degut al fet que l'any 2017 les colònies de corall que es podien veure en aquesta estació presentaven unes estructures més complexes i més grans que, a causa de la suposada pesca furtiva, ja no hi són. Això podria haver deixat més exposades les colònies més petites que s'ocultaven darrere d'aquestes colònies, i per aquest motiu, al retirar-les han sortit a la llum donant valors més alts de densitat. En un principi esperaríem colònies picades a l'estació de l'Encalladora per la sospita de que ha estat impactada per l'acció d'una pesca furtiva, però les colònies que van ser confiscades presentava la base amb el substrat. Aquesta extracció limita fortament la capacitat de reproducció de les poblacions pescades pels furtius, ja sigui perquè no poden tornar a sortir a partir de les bases, encara que sigui perdent l'estructura arborescent, o perquè han quedat a l'estació colònies de mida petita amb una capacitat de reproducció molt baixa, dificultant la recuperació per reclutament sexual (Garrabou *et al.* 2017a). Per tant, en un principi sembla que hi ha evidencies que el corall que va ser confiscat a l'estiu del 2019 provenia d'aquella estació. Tot i que aquest empitjorament de l'estat de conservació de l'Encalladora podria ser donat per una pesca furtiva independentment de la confiscada a l'estiu del 2019. Així doncs, cal remarcar que únicament un anàlisi genètic de les mostres interceptades i replantades, podria arribar a determinar d'on provenen aquestes colònies, però el cost d'aquest tipus d'estudi és relativament elevat i, per tant, no s'ha dut a terme fins al moment. Tot i això, que és una eina vital per poder saber exactament on han estat recol·lectades les colònies de corall (Ledoux *et al.* 2013). Malgrat tot, és evident que l'Encalladora ha patit un impacte molt important entre l'any 2017 i l'any 2019.

Tots aquest resultats de les poblacions de corall vermell ens indiquen que no estan en l'estat desitjable en el que s'esperaria trobar les colònies. Així doncs, veiem una evidencia que aquestes estacions estan patint, en general, una pressió antròpica, ja sigui per l'augment de submarinistes, la presència de pescadors furtius o, indirectament, amb l'augment de les temperatures. Tot això no permet a les colònies arribar al nivell per considerar-les en bon estat de conservació. Per tant, serà necessari posar totes les eines a l'abast per intentar ajudar a la recuperació d'aquesta espècie.

Conclusions

Respecte el grau de protecció, en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les poblacions de corall en general mostres diferències significatives. S'ha de destacar l'estació del Medallot, dins la Zona Control, que mostra els valors més elevats. Donada la lenta taxa de creixement del corall vermell això no és fruit de la Zona de Control sinó d'un millor hàbitat per aquesta població que probablement ha estat menys visitada que altres llocs.

Tot i que les poblacions de corall en aquest parc no mostren les talles esperades després de més de 30 anys de protecció, hi ha una tendència a la disminució, sobretot en les poblacions que tradicionalment han tingut una major freqüentació de bussejadors, com són les estacions dins de l'àrea de les Illes Medes.

Respecte al Parc Natural de Cap de Creus, destaca l'estat de conservació de l'Encalladora dins de la Reserva Integral on aquest any hi ha hagut una disminució significativa de tots els paràmetres, i sembla que no hi ha cap evidencia d'una altra pertorbació que no hagi sigut l'antròpica amb pesca furtiva.

En els anys següents s'haurà de veure l'efecte de la veda de pesca que va començar l'any 2018 per un període de 10 anys i si realment això permet obtenir colònies cada cop més grans com les que esperaríem en llocs on el corall vermell ha estat una espècie predominant.

De moment, afortunadament el canvi climàtic no sembla afectar de manera important a aquesta espècie en cap dels dos parcs. Tot i així, vist l'estat de conservació d'aquesta espècie i els resultats obtinguts en aquest seguiment, és recomanable que que es reforcin les mesures de vigilància que garanteixin la veda de pesca de corall establerta, i que s'apliqui el principi de precaució per delimitar el nombre d'escafandristes en les estacions on es desenvolupen poblacions de corall per tal de minimitzar els impactes i permetre el creixement de les colònies i la recuperació del seu rol estructural.

Bibliografia

Andaloro, F., Cicogna, F. (1993). Fishing red coral: problems and management. *Red Coral in the Mediterranean Sea, Art, History and Science*, 31–157.

Bavestrello, G., Bo, M., Bertolino, M., Betti, F., Cattaneo-Vietti, R. (2015). Long-term comparison of structure and dynamics of the red coral metapopulation of the Portofino Promontory (Ligurian Sea): A case-study for a Marine Protected Area in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology*, *36*(4), 1354–1363.

Bruckner, A. W. (2009). Rate and extent of decline in Corallium (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 319–332.

Bruckner, A. W. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: Are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 1–8.

Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., Schiaparelli, S. (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodiversity and Conservation*, *19(1)*, 153–167.

Costantini, F., Taviani, M., Remia, A., Pintus, E., Schembri, P. J., Abbiati, M. (2010). Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: Preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*, *31*(2), 261–269.

Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonn, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, *15*(5), 1090–1103.

Garrabou, J., Harmelin, J.G. (2002). A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, *71*(6), 966–978.

Garrabou, J., Linares, C., Montero-Serra, I., Ledoux, J. B., López-Sanz, À., Olvera, A., Gili, J. M. (2017). Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les aigües de Catalunya.

Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S., Harmelin, J. G. (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., Sala, E., Linares, C., Ledoux, J. B., Montero-Serra, I., Dominici, J. M., Harmelin, J. G. (2017). Re-shifting the ecological baseline for the overexploited Mediterranean red coral. *Scientific Reports*, *7*, 1–6.

Hereu, B., Linares, C. (2000). Avaluació de l'impacte de l'episodi d'espoli de corall vermell (*Corallium rubrum*) de la zona protegida de les Illes Medes detectat durant l'hivern de 2000, 51–60.

Linares, C., Bianchimani, O., Torrents, O., Marschal, C., Drap, P., Garrabou, J. (2010). Marine Protected Areas and the conservation of long-lived marine invertebrates: The Mediterranean red coral. *Marine Ecology Progress Series*, *402*, 69–79.

Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the Effectiveness of Marine Reserves on Unsustainably Harvested Long-Lived Sessile Invertebrates. *Conservation Biology*, *26*(1), 88–96.

Linares, C., Garrabou, J., López-sanz, À., López-sendino, P., Aspillaga, E., Capdevila, P., Rovira, G. & Montero-serra, I. (2017). Seguiment de les poblacions de corall vermell a la costa catalana . Any 2017. Informe encarregat per la Direcció General de Pesca i Afers Marítims del Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació.

Linares, C., Ballesteros, E., Verdura, J., Aspillaga, E., Capdevila, P., Coma, R., … Cebrian, E. (2017). Efectos del cambio climático sobre la gorgonia Paramuricea clavata y el coralígeno asociado en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del archipiélago de Cabrera. Proyectos de investigación en Parques nacionales: convocatoria 2012-2015, 45-67.

Linares, C., Rovira, G., Cabrito, A., Aspillaga, E., Capdevila, P., López-Sanz, A., Montero-Serra, I., i Garrabou, J. (2018). Seguiment del medi marí al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals

Marchetti, R. (1965). Richerche sul corallo rosso della costa ligure e toscana.II.Il Promontorio di Portofino. *Rediconti. Instituto Lombardo. Accademia Di Scienze E Letter B Scienze Biologiche E Mediche*, *99*, 279–316.

Montero-Serra, Linares, C., Doak, D. F., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2018). Strong linkages between depth, longevity and demographic stability across marine sessile species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *285*, 20172688.

Montero-Serra, I., Linares, C., García, M., Pancaldi, F., Frleta-Valić, M., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2015). Harvesting effects, recovery mechanisms, and management strategies for a long-lived and structural precious coral. *PLoS ONE*, *10*(2), 1–14.

Santangelo, G., Abbiati, M. (2001). Red coral: conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(4), 253-259.

Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R., Santangelo, G., Bramanti, L., Gili, J.-M. (2010).The Exploitation and Conservation of Precious Corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review,* 48: 161–212

Tukey, J. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, *5(2)*, 99–114.

Zibrowius, H., Monteiro-Marques, V., Grasshoff, M. (1984). La repartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria: anthozoa: Gorgonaria). *Téthys*, *11*, 163–170.

Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Bernat Hereu, Graciel·la Rovira, Julia Ortega, David Casals

PARC NATURAL DE CAP DE CREUS

- **Les poblacions de garotes no mostren un clar efecte de la reserva, probablement degut a l'escassa recuperació de les comunitats de peixos.**
- **Les comunitats algals estan molt simplificades, amb un gran domini de blancalls i gespes.**

PARC NATURAL DEL MONTGRÍ, LES ILLES MEDES I EL BAIX TER

- **Les poblacions de garotes mostren diferències clares segons el grau de protecció. A dins de reserva l'efecte de depredació per peixos exerceix un control sobre la seva abundància.**
- **Per efecte cascada, les comunitats algals es troben molt desenvolupades dins la reserva, mentre que fora hi dominen els blancalls.**
- **Tot i aquest control, encara hi ha zones amb dominància de garotes dins les la reserva degut a processos de retroalimentació de les poblacions establertes.**

- **S'espera que els efectes del temporal "Glòria" tinguin un efecte semblant al temporal de Sant Esteve del 2009, en el que les poblacions de garotes van quedar delmades i les comunitats algals molt simplificades.**
- **S'ha observat la presència de *Caulerpa cylindracea* a cala Galladera al cap de Creus.**
- **S'ha observat un any més mortalitat d'algues calcàries incrustants en totes les zones estudiades.**

Aquest capítol ha de ser citat com:

Hereu, B., Rovira, G., Ortega, J., Casals, D. (2020). Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 67-94.

Introducció

Les algues juguen un paper clau en l'estructura i el funcionament dels ecosistemes bentònics dels mars temperats. Aquests organismes són molt abundants al Mar Mediterrani, presents des de les zones més someres fins a més de 100 m de fondària, amb més de 1200 espècies descrites, un 20% de les quals són endèmiques (Figueroa *et al.* 2014). Donat que les condicions fisicoquímiques del Mar Mediterrani limiten el desenvolupament dels principals organismes formadors d'hàbitat d'arreu (Zabala i Ballesteros 1989), com els coralls tropicals o els boscos de kelp, les algues tenen un paper estructural molt rellevant a les nostres costes. Les frondes de les algues erectes, així com les construccions d'algues calcàries, incrementen la superfície i l'estructura tridimensional dels hàbitats bentònics, oferint substrat habitable per a moltes espècies, a més de proporcionar refugi i zones de cria a molts organismes sèssils i vàgils (Cheminée *et al.* 2013). En el cas dels fons infralitorals rocosos Mediterranis, les espècies amb un valor estructural més rellevant són les dels gèneres *Cystoseria sensu lato* i *Sargassum,* les quals tenen formes arborescents i configuren comunitats complexes, pròpies de les zones més ben conservades (Sala *et al.* 2012). D'altra banda, les algues són productores primàries, i per tant, constitueixen la base de la xarxa tròfica, servint d'aliment pels herbívors del Mediterrani, com les garotes i les salpes (*Sarpa salpa*) (Sala *et al.* 1998). A més, generen un reservori molt important de matèria orgànica, ja que les frondes són descompostes pels detritívors, acumulant així matèria orgànica al sediment, el que genera importants embornals de carboni (Krause-Jensen i Duarte 2016).

Malgrat el paper clau de les comunitats algals als mars temperats d'arreu, aquestes no estan exemptes dels impactes derivats de les activitats antròpiques, com la sobrepesca, la contaminació, la modificació del litoral, l'erosió causada per arts de pesca, o els efectes del canvi climàtic (Mineur *et al.* 2015). De fet, en les darreres dècades s'ha pogut observar canvis molt conspicus en les comunitats algals, com la forta davallada dels boscos algals dominats per espècies del gènere *Cystoseira sensu lato* que comporta una transformació molt dràstica del paisatge submarí, passant de comunitats amb una gran biodiversitat, i molt productives, a paisatges empobrits dominats per hàbitats menys diversos i productius dominats per herbívors, els anomenades "blancalls" (Figura 1) (Sala *et al.* 1998, McClanahan *et al.* 2001, Ling *et al.* 2014).

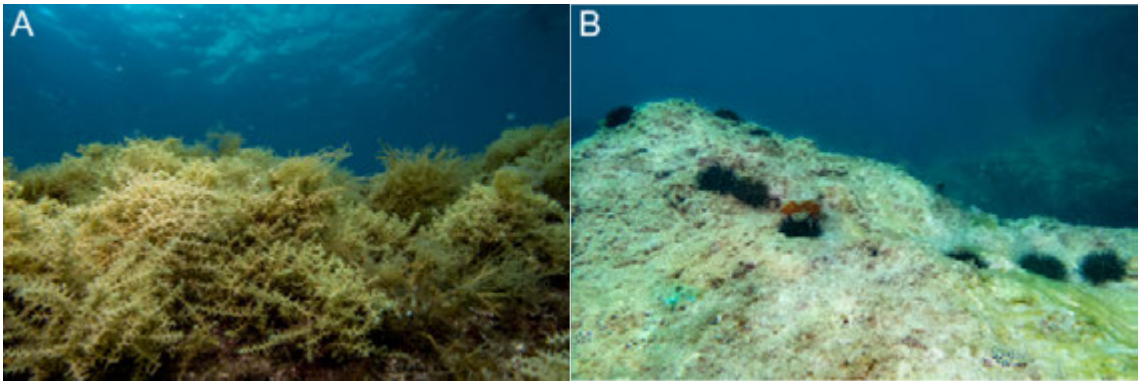


Figura 1. A) Exemple d'un bosc desenvolupat de *Treptacantha elegans* a les Ferranelles; B) blancall a la costa del Montgrí.

Una de les causes més rellevants de la davallada de les algues formadores d'hàbitat arreu de la Mediterrània és la sobrepastura per part de garotes, derivada de la sobrepesca de peixos (principals depredadors de les garotes), que pels anomenats efectes tròfics en cascada ha causat

la proliferació excessiva d'aquests herbívors (Sala *et al.* 1998). Donat el paper clau de les garotes com a principals herbívors del Mediterrani l'augment de les seves poblacions degut a la desregulació de la xarxa tròfica, ha comportat un excés de pressió d'herbivoria, fet que te repercussions negatives no només a nivell ecològic, sinó també a nivell paisatgístic, als ecosistemes bentònics litorals.

D'aquesta manera, la dinàmica dels boscos algals i dels blancalls, és actualment objecte d'estudi, ja que aquests dos hàbitats representen dos estats que poden alternar-se coexistint en les mateixes condicions ambientals, però amb diferents densitats d'herbívors. Teòricament, a les reserves marines, on hi ha una major abundància de peixos depredadors, aquests haurien de controlar les poblacions de garotes i mantenir indirectament els boscos algals ben conservats. No obstant, l'alternança entre aquests dos hàbitats no segueix una relació senzilla, sinó que sovint està regulada per processos de retroalimentació en les poblacions de garotes, els afavoreixen el seu creixement poblacionals, inclús dins de reserves marines on les poblacions de peixos són abundants. Per aquest motiu, si hom vol entendre la dinàmica dels hàbitats dominats per algues, és necessari estudiar també les poblacions de garotes, ja que són la principal causa de canvis d'aquests hàbitats.

Així, en aquest seguiment també s'han censat les poblacions de les garotes *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, les dues espècies més freqüents en ambients fotòfils. Tot i que és menys freqüent, *A. lixula* té l'interès que pot competir amb *P. lividus* (ja sigui pels recursos tròfics o per els refugis que les protegeixen contra els seus depredadors), i a més es considera una espècie termòfila (Wangensteen *et al.* 2014), fet que podria causar possibles canvis a més gran escala degut als efectes del canvi climàtic.

Una altre de les pressions més preocupants, que podrien comportar canvis molt significatius en les comunitats algals és l'arribada d'espècies invasores. Un exemple rellevant als Parcs Naturals de Catalunya i a la costa catalana és el d'*Asparagopsis armata*, una alga vermella provinent de les costes Australianes i Neozelandeses i introduïda a la Mediterrània als anys 20 del segle passat (Feldmann i Feldmann 1942), que monopolitza l'espai i domina les comunitats o és present durant la època de màxima producció. Una altra espècie invasora detectada als Parcs Naturals de Catalunya és *Womersleyella setacea*, detectada al Montgrí l'any 2010 (Hereu *et al.* 2010). Aquesta alga invasora creix en ambients esciòfils, generant un coixí molt dens arran de superfície que impedeix en creixement i reclutament d'altres espècies, tal com s'ha constatat en altres indrets del Mediterrani (Piazzi *et al.* 2002; Ballesteros *et al.* 2009). Altres espècies invasores de gran impacte distribuïdes arreu de la Mediterrània són *Caulerpa cylindracea* i *Lophocladia lallemandii*, que no són presents actualment als Parcs Naturals marins de Catalunya, però sí que són presents en zones perifèriques, de manera que l'amenaça d'arribada és continua.

Els efectes del canvi climàtic, com l'augment de la temperatura de l'aigua, o l'acidificació, també poden afectar les comunitats algals. En altres mars temperats, s'han descrit mortalitats de macroalgues i canvis dràstics en les comunitats degut a l'augment de la temperatura (Wernberg *et al.* 2016). A la Mediterrània, tot i que no s'han detectat efectes sobre les macroalgues erectes, sí que s'han pogut observar mortalitats d'algues calcàries incrustants, detectades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Hereu i Kersting, 2016; Hereu *et al.*, 2016). Aquesta mortalitat

pot provocar una pèrdua dels hàbitats formats per aquestes algues, com el coral·ligen, o les tenasses de *Lithophyllum byssoides*, a més de una pèrdua de gran part de la cobertura algal en els fons fotòfils, ja que el despreniment de la coberta d'algues calcàries provoca una pèrdua de moltes espècies erectes s'hi instal·len sobre. Aquest efecte, a més, es pot veure afavorit per l'efecte de les garotes, que actuaria com un factor sinèrgic.

Per aquests motius, l'objectiu del present capítol és avaluar l'estat de les comunitats algals, així com les abundàncies de les poblacions de les principals espècies de garotes, *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula* (que són les més freqüents i les que tenen un major efecte sobre les comunitats algals al Mediterrani) al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. El seu monitoratge ens permetrà, per un costat, tenir un control simultani de les comunitats algals i de les poblacions de garotes per a testar el funcionament i l'equilibri de les xarxes tròfiques als Parca Naturals, a més de detectar possibles canvis causats ja sigui per la introducció d'espècies introduïdes o altres factors.

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Per al seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes, es varen monitoritzar un total de estacions al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter distribuïdes en 3 estacions al Parc Natural (PN) i 4 estacions a la Reserva Natural Parcial (RNP) i 1 a la Zona de Control (ZC), i 10 estacions al Parc Natural de Cap de Creus, distribuïdes en 5 estacions al Parc Natural (PN), 4 estacions a la Reserva Natural Parcial (RNP) i 1 estació a la Reserva Natural Integral (RNI) (Taula 1, Figures 2 i 3). Aquestes estacions es varen distribuir en zones amb les mateixes característiques ambientals (fondària de 5 metres amb sobre substrat rocós amb orientació, topografia i rugositat semblants) per a minimitzar la possible variabilitat espacial. El mostreig d'aquest indicador es va realitzar durant el mes de juliol del 2019.

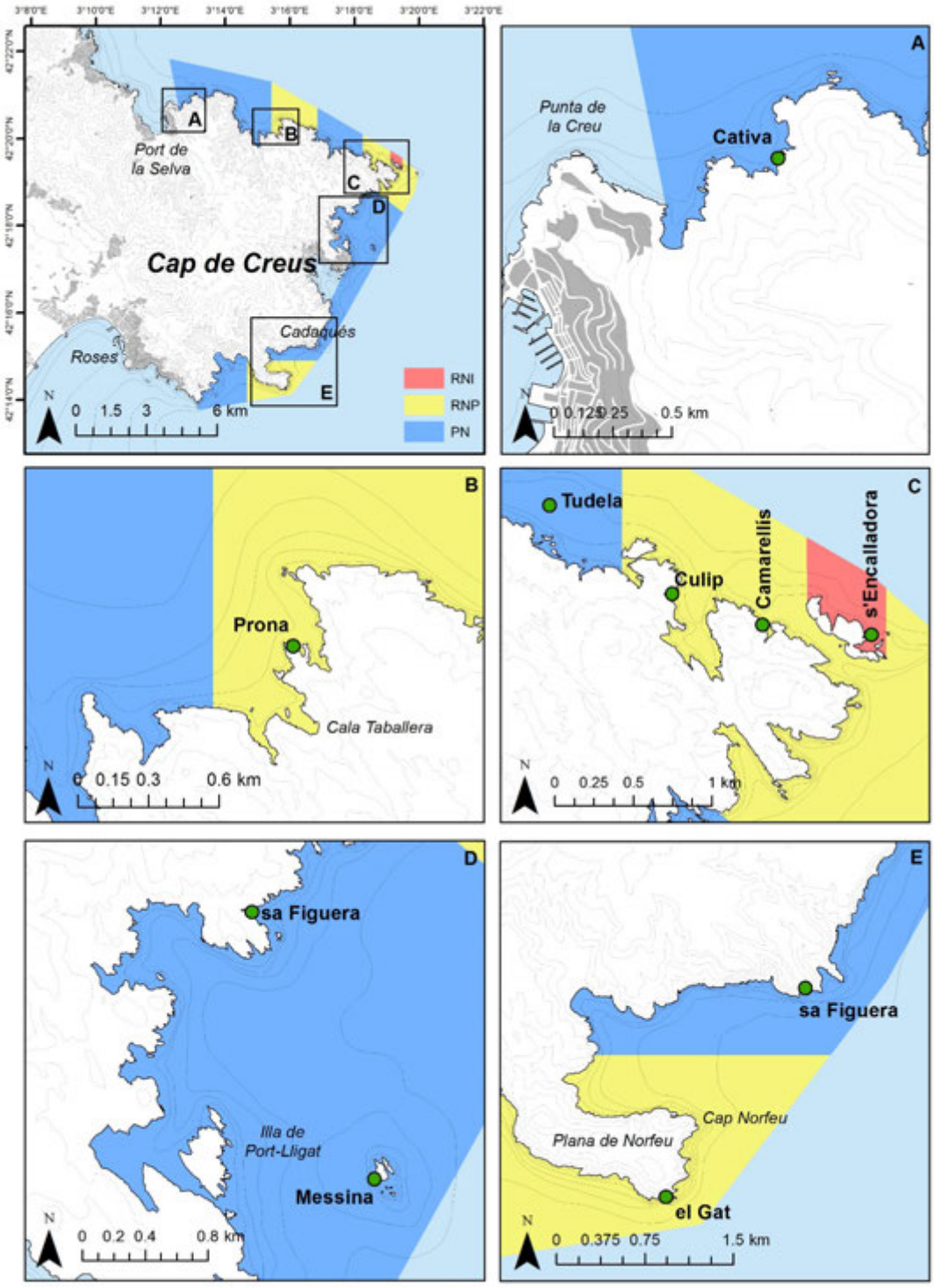


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural de Cap de Creus d'algues i garotes de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

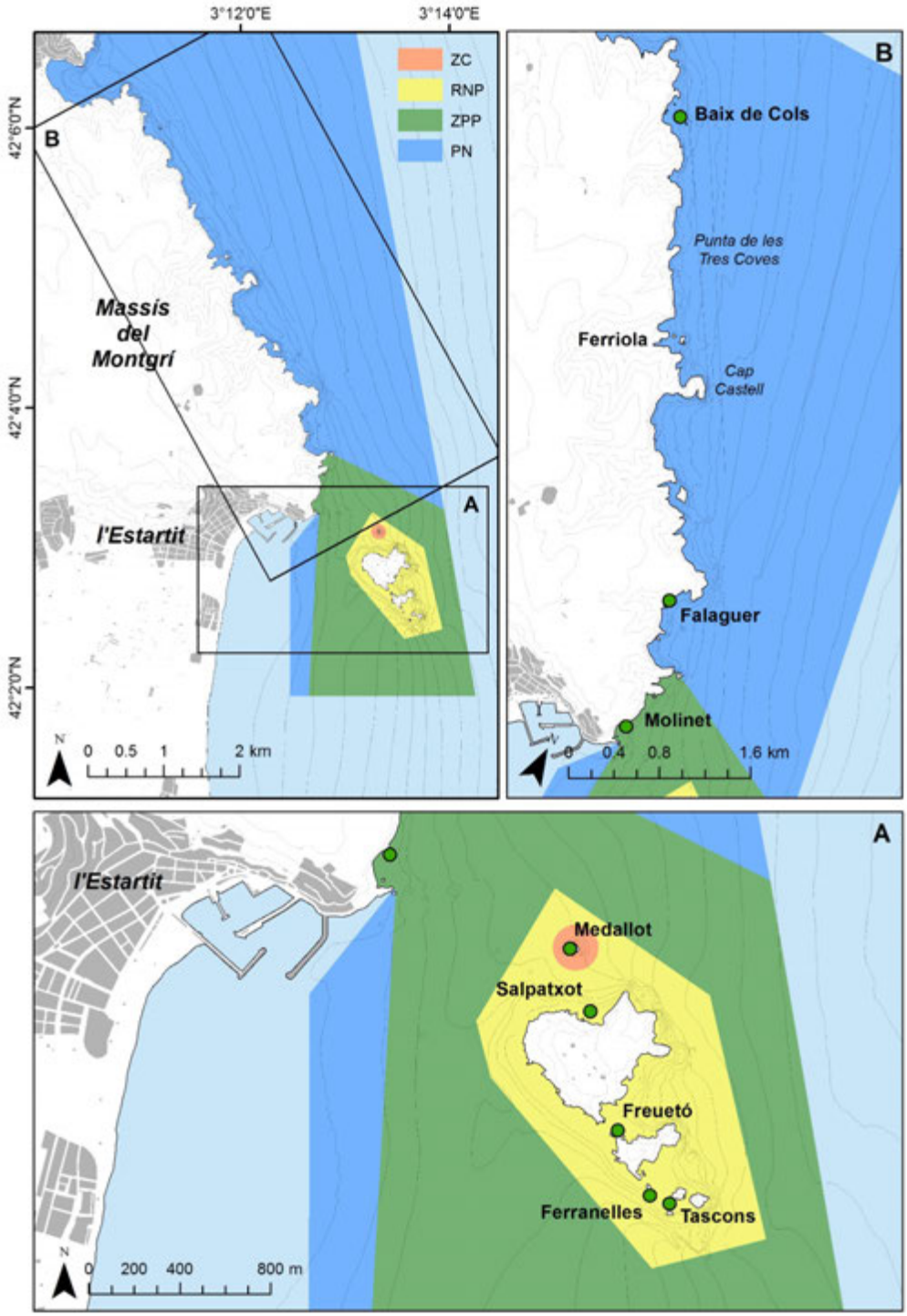


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, d'algues i garotes de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Taula 1. Estacions de mostreig d'algues i garotes de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN). Les coordenades geogràfiques estan referides al fus 31N del datum ETRS89.

Parc	Protecció	Estació	Fondària (m)	Data mostreig
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	5	2019-06-18
	RNP	Prona	5	2019-06-19
		Culip	5	2019-06-20
		Camarellís	5	2019-06-20
		el Gat	5	2019-06-17
	PN	Cativa	5	2019-06-19
		Tudela	5	2019-06-18
		Cudera	5	2019-06-20
		Messina	5	2019-06-21
		sa Figuera	5	2019-06-17
Medes i Montgrí	RNI	Medallot	5	2019-06-11
	RNP	Salpatxot	5	2019-06-05
		Freuetó	5	2019-06-03
		Ferranelles	5	2019-06-06
		Tascons	5	2019-06-06
	PN	Baix de Cols	5	2019-06-05
		Falaguer	5	2019-06-04
		Molinet	5	2019-06-04

Metodologia

En cada estació es varen realitzar 3 transsectes a l'atzar de 30 metres mitjançant la disposició d'una cinta mètrica sobre el fons. Aquests transsectes es varen fer servir com a referència per a fer els censos de garotes i la descripció de les comunitats algals, seguint la següent metodologia.

- **Garotes:** Cada transsecte ocupava una superfície de 30 m^2, delimitats per la cinta de 30 metres d'allargada, i que es resseguia amb una barra de PVC d'1 metre d'amplada deixant mig metre a banda i banda d'aquesta. Dins d'aquesta àrea, es varen determinar tres subtranssectes de 10 m^2 (resseguint 10 metres de la cinta), en els que es comptabilitzaven totes les garotes, diferenciant-les per espècies, i es mesurava també el diàmetre de la closca sense les espines de cada individu mitjançant un peu de rei (Figura 4a). Per a l'anàlisi de l'estructura de talles, es varen agrupar en classes de talla de 1 cm. A partir d'aquestes dades es va poder determinar:
    - La composició específica i densitat de les poblacions de garotes.
    - L'estructura de talles de la població.

- **Algues:** En la mateixa àrea delimitada pels transsectes utilitzats per monitoritzar les poblacions de garotes, es va caracteritzar la comunitats algal. Per fer-ho, es va quantificar la cobertura d'una sèrie predeterminada d'espècies d'algues, a més del tipus de comunitat que formen en el seu conjunt: bosc d'algues erectes, gespes dominades per algues filamentoses, comunitat de blancall dominada per algues calcàries incrustants o zones de roca sense presència d'algues. Les algues seleccionades són les més abundants i la majoria d'elles tenen una important contribució, tant en biomassa com en el component estructural, ja que en la seva majoria són algues erectes amb un port vertical important, o són incrustants que determinen el tipus de substrat. Un altre criteri per a la selecció ha estat la facilitat en la seva identificació, per tal de disminuir la probabilitat d'errors durant el comptatge. La composició i cobertura algal es va caracteritzar mitjançant quadrats de 50x50 cm subdividits en 25 quadrats de 10 x 10 cm (Figura 4b). A cada quadrat s'anotaven les espècies presents en cadascun dels subquadrats, així com el tipus de comunitat (bosc, gespes, blancall o roca). Aquestes dades ens permetien determinar:
    - La composició de la comunitat.
    - La cobertura algal de cada una de les especies identificades.
    - Tipus de comunitat.
    - Detecció d'espècies introduïdes.
- A més, de cada zona es va anotar:
    - Els principals impactes i pertorbacions detectats sobre aquestes comunitats, ja siguin per sobrepastura de garotes (fet que es podrà correlacionar amb les dades de densitat i biomassa de les poblacions de garotes en els mateixos transsectes), episodis de contaminació, erosió per ancoratge, arts de pesca, o altres possibles impactes no previstos.
    - Percentatge de superfície morta d'algues calcàries incrustants, calculada en funció de l'extensió de la superfície afectada respecte la cobertura total de cada espècie.

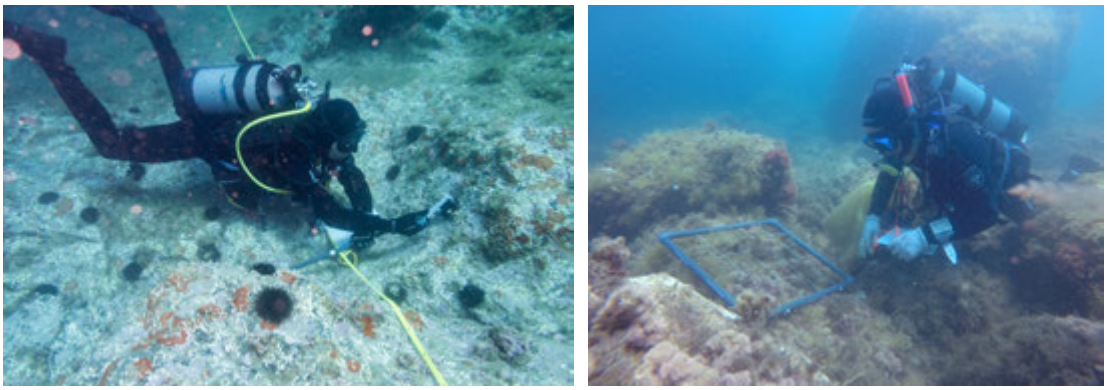


Figura 4. Mostreig de: a) Garotes, i b) Algues.

Anàlisis estadístics

Les diferències entre les densitats de garotes es varen testar mitjançant ANOVAs, mentre que per comparar les diferències entre les diferents estacions es va utilitzar el test de Tukey (Tukey 1949). Per a determinar diferències entre les comunitats algals de les estacions mostrejades es va utilitzar un anàlisi de redundàncies (RDA). El RDA és un anàlisi multivariant que ens permet extreure i resumir la variabilitat de les comunitats algals observades i relacionar-les amb altres paràmetres ambientals (Legendre i Legendre 2012). Dit amb altres paraules, ens permet simplificar la variabilitat entre el nombre d'espècies d'algues de cada estació, ordenar-les en un espai bidimensional en funció de la composició de la comunitat, alhora que es correlaciona cada comunitat amb el percentatge de cobertura de cada tipus de comunitats (algues, blancall, gespes i roca nua) i la densitat de garotes.

Resultats

Garotes

Parc Natural de Cap de Creus

a) Paracentrotus lividus

La densitat de *P. lividus* al Parc Natural de Cap de Creus, en general, s'ha mantingut força estable respecte l'any 2017 en la majoria de les estacions. Trobem, però, tres localitats en les que aquesta ha augmentat de forma significativa: El Gat, on la densitat ha passat de 4 a 57 garotes/10 m^2, Cudera, que el 2017 en tenia unes 5 garotes/10 m^2 i enguany en te unes 52, i Cativa, que en presentava 5 l'any 2017 i aquest 2019 ha augmentat fins a un valor de 38 garotes/10 m^2 (Figura 5, Taula 2).

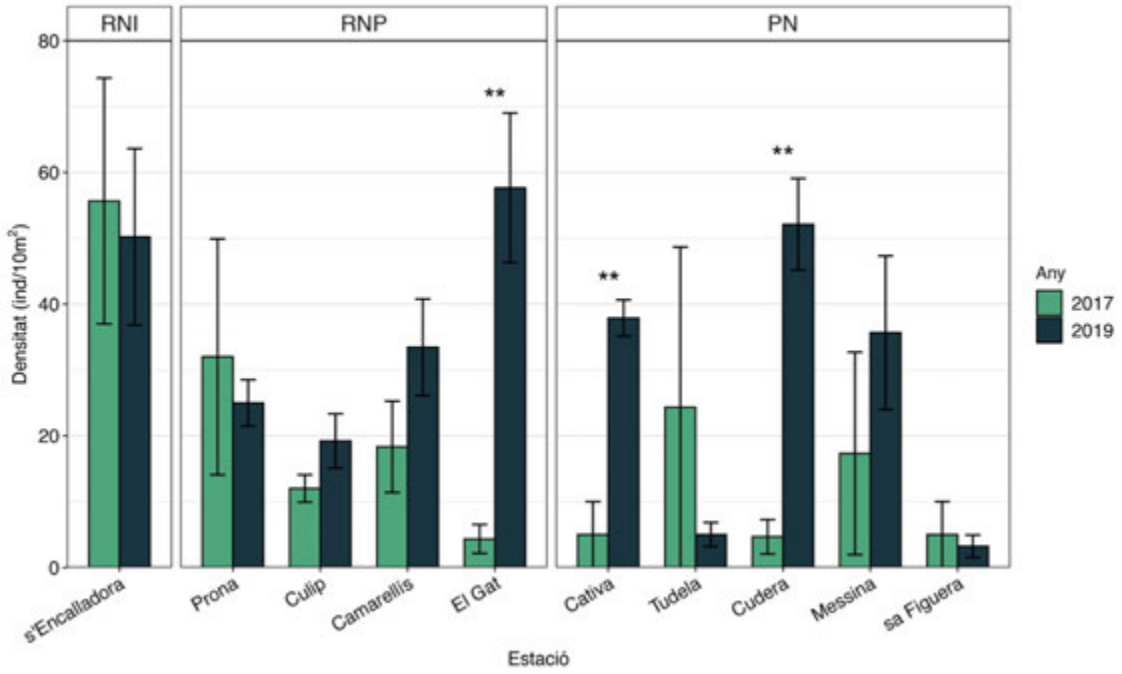


Figura 5. Densitat mitjana de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus dels anys 2017 i 2019. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

Taula 2. Resutats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *P. lividus* de cada lloc entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Protecció	Estació	KS	p-valor
RNI	**s'Encalladora**	0,08	0,78
RNP	**Prona**	0,21	0,64
	Culip	1,24	0,26
	Camarellís	1,44	0,23
	el Gat	**5,80**	**0,02**
PN	**Cativa**	**6,27**	**0,01**
	Tudela	0,22	0,64
	Cudera	**6,25**	**0,01**
	Messina	1,95	0,16
	sa Figuera	0,04	0,84

L'estructura de talles de les poblacions de *P. lividus* al Parc Natural de Cap de Creus mostren una estructura molt variable entre les estacions mostrejades. A l'Encalladora (RNI) es pot intuir una estructura de talles bimodal, amb un pic a la talla d'entre 1 i 2 cm i un altre a la de 5-6 cm, és a dir, amb abundància de talles petites corresponents als individus més joves (reclutes) i talles grans d'individus adults, amb poca representació de talles mitjanes. Aquesta estructura bimodal també és present a altres estacions, com Camarellís (RNP), Cudera (PN) i Messina (PN). A les estacions de Prona (RNP), Culip (RNP), Tudela (PN) i Cativa (PN), es pot observar una major abundància de garotes de talles grans (5-7 cm), mentre que a l'estació del Gat les poblacions de *P. lividus* tenen una estructura de talles unimodal, amb una major abundància de garotes concentrada en les talles petites i mitjanes (1-4 cm). Sa Figuera mostra també una estructura unimodal, però en aquest cas centrada en les talles mitjanes, (Figura 6).

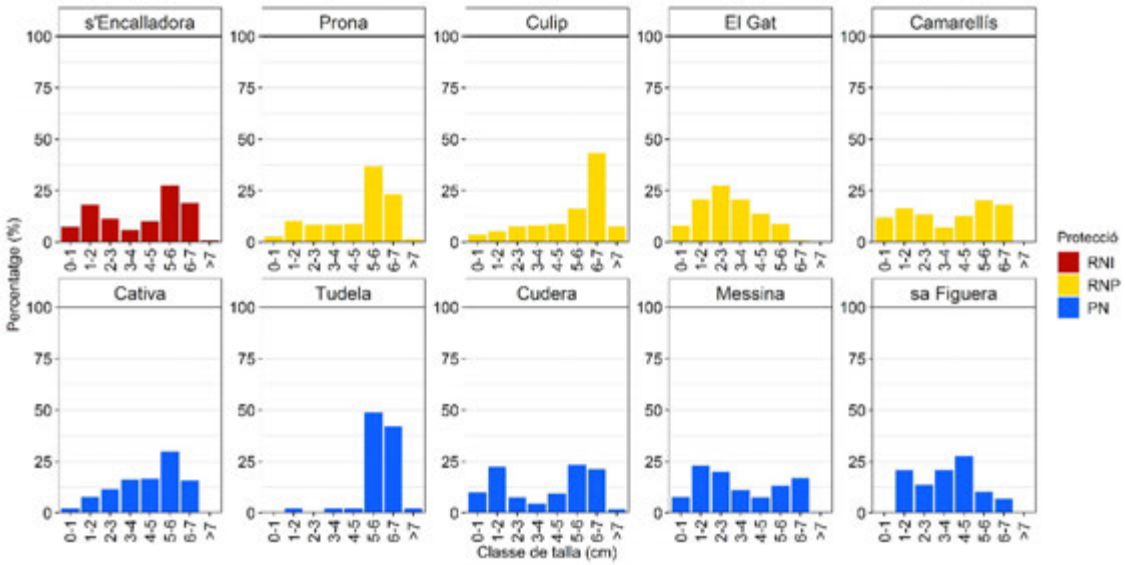


Figura 6. Estructura de talles de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*), al Parc Natural de Cap de Creus. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

b) Arbacia lixula

Les densitats de *A. lixula* al Parc Natural de Cap de Creus no han patit variacions significatives respecte el 2017 en cap de les estacions mostrejades; probablement aquest fet sigui donat per la gran variabilitat que presenta aquesta espècie. Tot i no trobar diferències significatives si que es pot observar un augment de garota negra en la majoria de les estacions, però la xifra segueix sent força inferior a la de *P. lividus* (Figura 7, Taula 3).

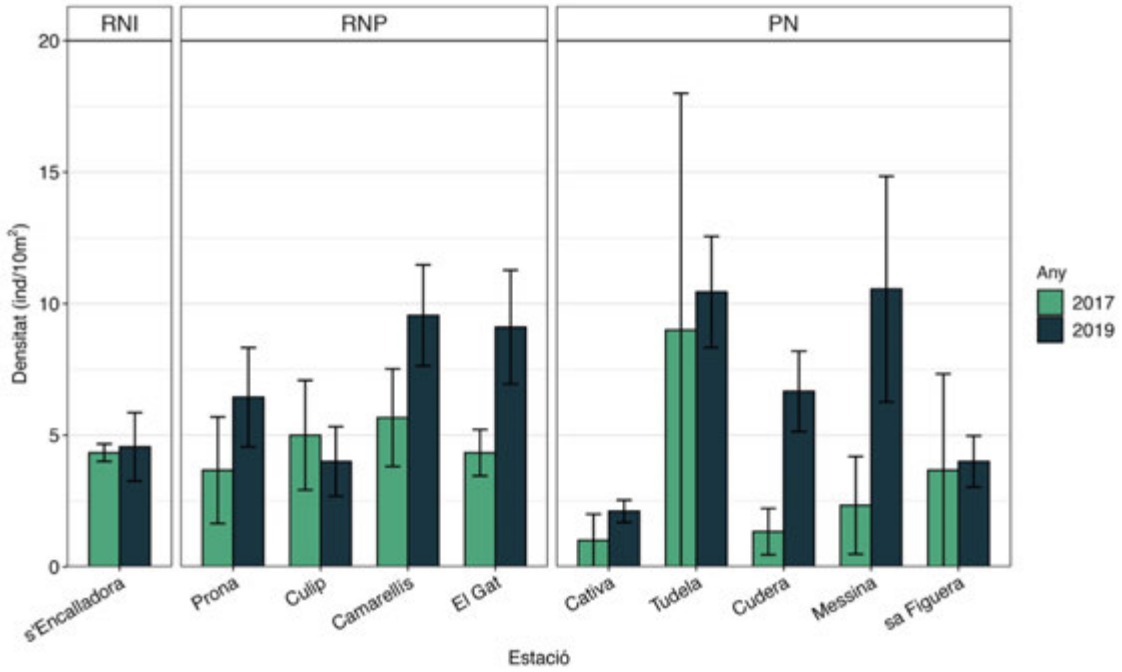


Figura 7. Densitat de les poblacions d'*Arbacia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus els anys 2017 i 2019. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

Taula 3. Resutats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *A. Lixula* de cada lloc entre els anys 2017 i 2019. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

Protecció	Estació	KS	p-valor
RNI	**s'Encalladora**	0,03	0,85
RNP	**Prona**	0,42	0,51
	Culip	0,31	0,57
	Camarellís	1,69	0,19
	el Gat	1,49	0,22
PN	**Cativa**	1,30	0,25
	Tudela	0,70	0,40
	Cudera	3,12	0,07
	Messina	1,70	0,19
	sa Figuera	0,43	0,51

L'estructura de talles de les poblacions de *Arbacia lixula* presenten, en general, una distribució unimodal, amb una classe de talles dominant entre 4 i 5 cm, amb certa variabilitat entre estacions. D'altra banda, les estacions de Prona (RNP), El Gat (RNP), Cativa (PN), Tudela (PN) i sa Figuera (PN) no presenten reclutes, és a dir, individus de la talla més petita, d'entre 0 i 1 cm, i únicament es troben individus de més de 7 cm a Cala Culip (RNP) (Figura 8).

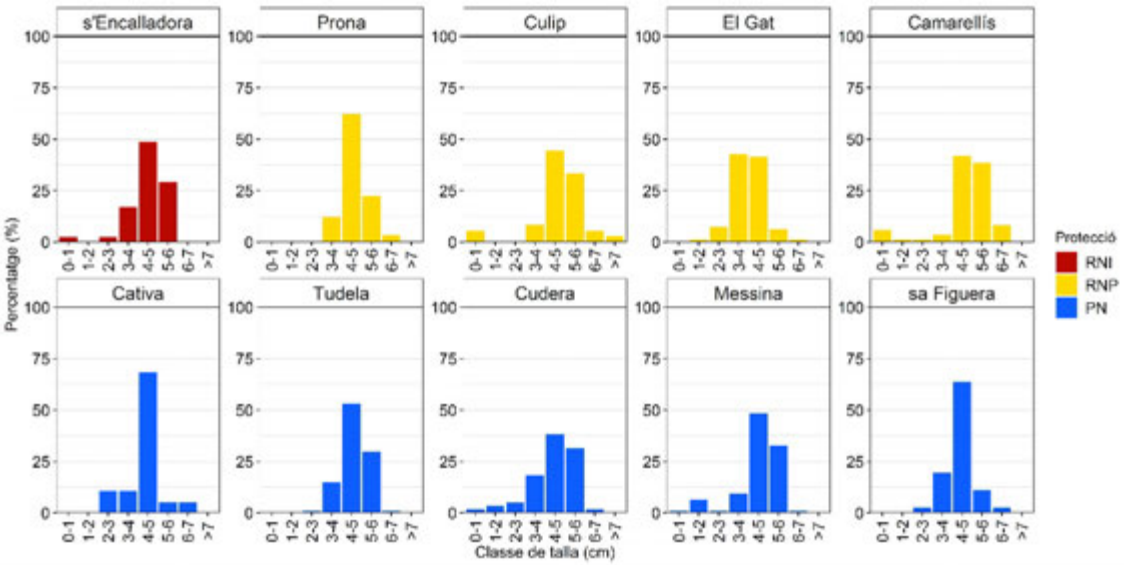


Figura 8. Estructura de talles de la garota negra (*Arbacia lixula*), al Parc Natural de Cap de Creus. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

a) Paracentrotus lividus

La densitat d'individus de *P. lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostra diferències estadísticament significatives entre les estacions mostrejades (Figura 8; ANOVA, F_4=7,84, p-valor<0,05), mostrant una alta variabilitat entre estacions. Els valors de densitats més elevats els trobem a les estacions de Tascons i Falaguer, amb valors propers a 60 Ind/10m^2, mentre que l'estació que presenta unes densitats més baixes és Ferranelles, amb tant sols 6,89 garotes/10m^2 (Figura 9).

Si analitzem les densitats comparant entre els diferents graus de protecció també en trobem diferències significatives: per una banda tenim el Parc Natural que es diferencia de la Zona Perifèrica de Protecció i de la Reserva Natural Parcial (aquestes dues no presenten diferències significatives entre elles), i per altra la Zona Control que es diferencia de la resta (Figura 8; ANOVA, F_3=4,05, p-valor<0,05).

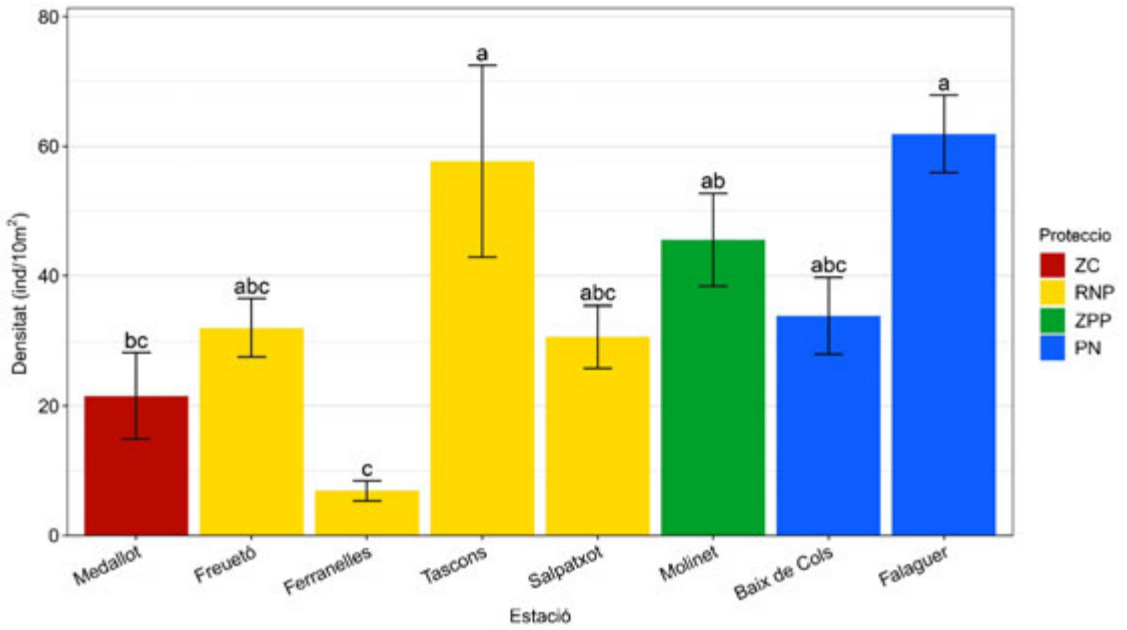


Figura 9. Densitat de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives (p-valor<0.05) segons el test de Tukey.

Pel que fa a l'estructura de talles, es pot observar com la majoria d'estacions tenen una estructura unimodal amb la major part dels individus en classes de talla mitjanes i grans (5-7 cm), excepte les estacions de Tascons i Molinet. L'estació de Tascons (RNP) té un pic d'abundància de garotes de talles més aviat petites (1-3 cm), fet que podria explicar les densitats elevades en aquesta estació. Les poblacions de *P. lividus* de l'estació del Molinet (ZPP) tenen també una estructura unimodal amb la majoria de garotes de petites.

Cap de les estacions de fora de la reserva (excepte Molinet, però en molt poca quantitat) tenen garotes de talles de més de 7 cm. Tot i això, la proporció de garotes d'aquesta mida dins de la reserva són molt baixos en totes les estacions (Figura 10).

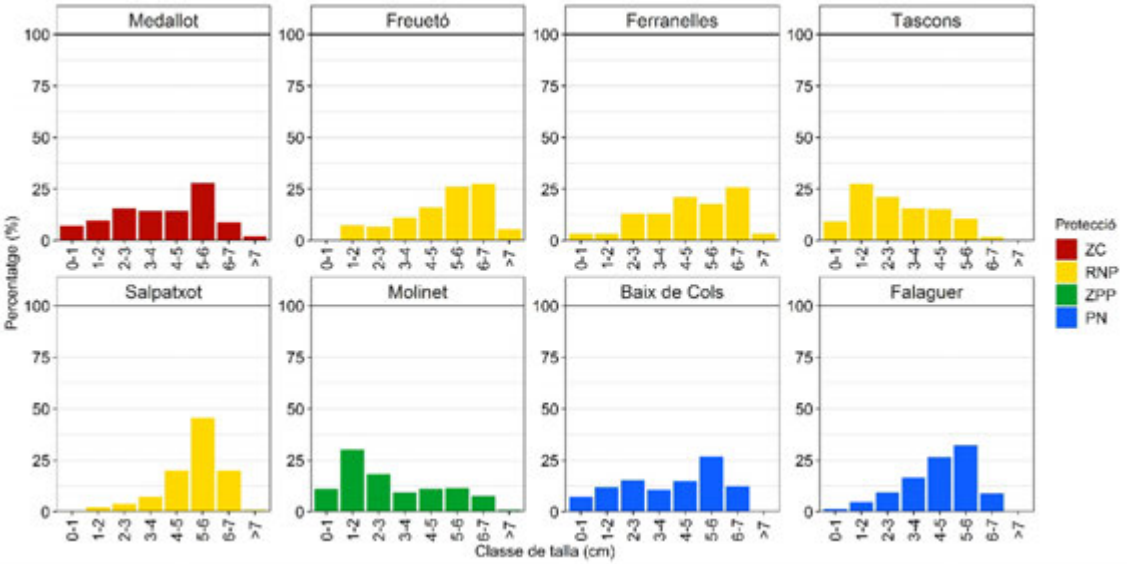


Figura 10. Estructura de talles de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*), al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

b) Arbacia lixula

Les densitats de *A. lixula* mostren diferències significatives en el conjunt de les diferents estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (ANOVA, F_4=1,31, p-valor=0,28); tot i això, si fem el test de comparacions múltiples sí que s'observen diferències significatives entre elles, tal i comes pot apreciar, per exemple, entre l'estació el Molinet i el Baix de Cols (Figura 11). Això és degut a la gran variabilitat observada en les diferents estacions. S'observa com l'estació del Molinet és la que presenta més densitat de garotes d'aquesta espècie (15,67 ind/10m^2), mentre que Baix de Cols té una densitat molt baixa (0,11 ind/10m^2).

D'altra banda, pel que fa al grau de protecció, trobem diferències significatives entre les diferents zones: trobem diferències entre la Zona Perifèrica de la Protecció i la resta de graus de protecció (ZC, RNP i PN que no presenten diferències significatives entre elles) (ANOVA, F_3=7,10, p-valor<0,05).

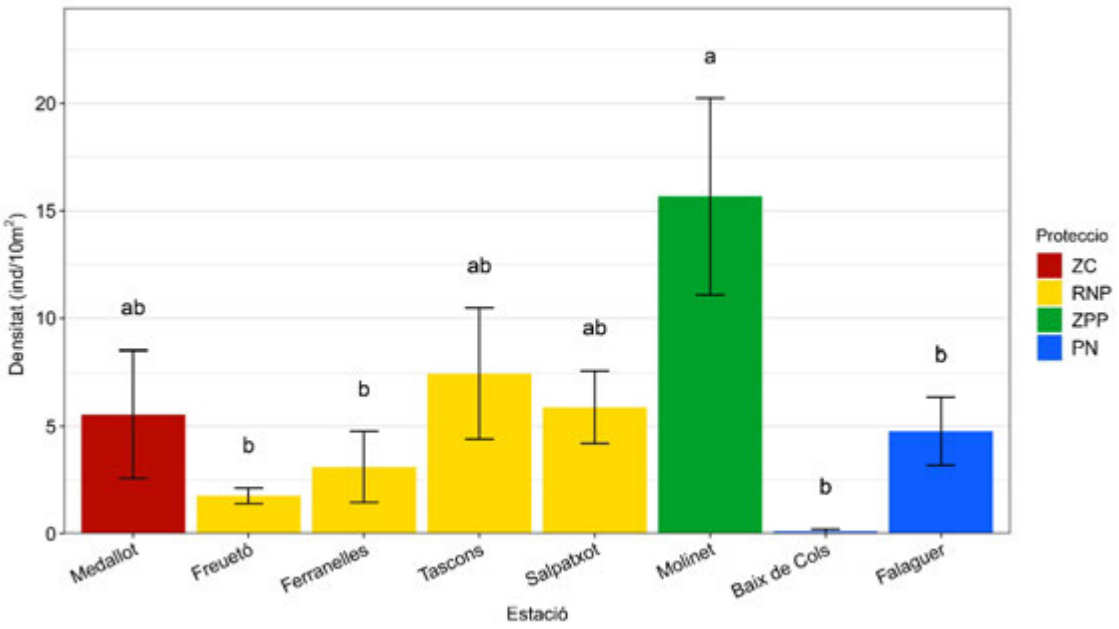


Figura 11. Densitat de les poblacions d'*Arbacia lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives (p-valor<0.05) segons el test de Tukey.

Pel que fa a l'estructura de talles de garota negra al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es pot observar que hi ha força variabilitat entre les diferents estacions mostrejades. Destaca el Freuetó (RNP) per l'elevada proporció de individus de talla gran, en la qual només trobem individus a partir dels 4 cm de diàmetre, i és l'únic lloc on hi trobem individus de més de 7 cm. Degut a la baixa densitat d'individus al Baix de Cols, aquesta estació no presenta cap estructura de talles, i tots els individus trobats es troben a la classe de talles d'entre 4 i 5 cm. Les poblacions del Medallot (ZC), Ferranelles (RNP), Tascons (RNP) i Molinet (ZPP) tenen una estructura unimodal amb la major part dels individus de talles de entre 4 i 5 cm, i cap d'aquests llocs té garotes de més de 7 cm (Figura 12).

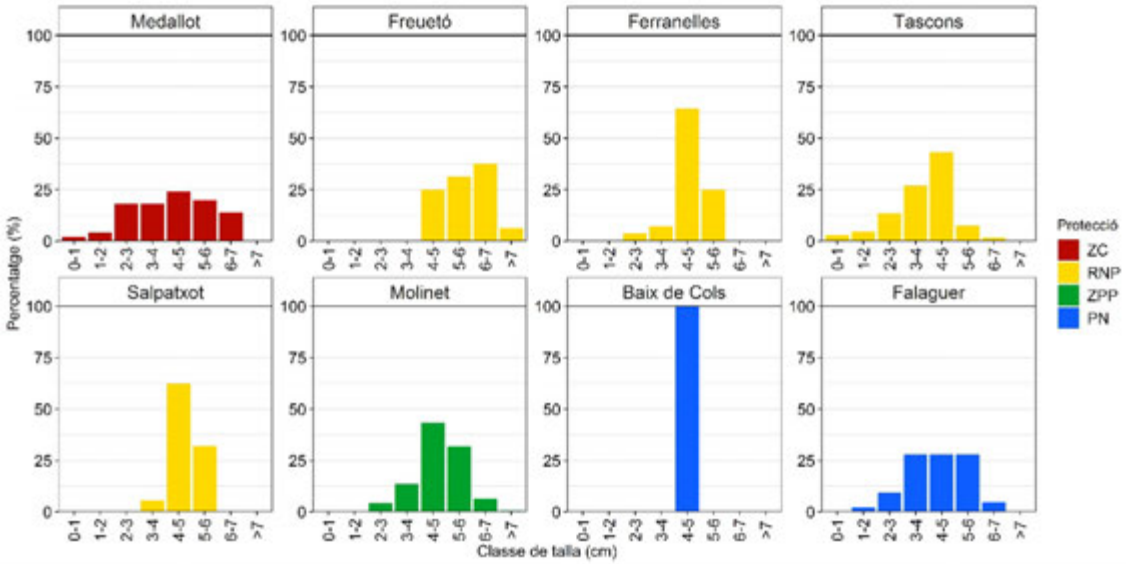


Figura 12. Estructura de talles de la garota negra (*Arbacia lixula*), al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

Evolució temporal de les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

a) Paracentrotus lividus

Si s'observa l'evolució temporal de les poblacions de garota comuna (*P. lividus*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es pot observar una gran variabilitat interanual ja que l'abundància d'aquesta espècia ha fluctuat molt al llarg del temps i en cada estació (Figura 13). Tot i això, totes les estacions tenen en comú la forta davallada que van patir el 2008, degut al fort temporal que es va produir aquell any (Hereu et al. 2012). Després d'aquest any es pot observar una recuperació de les poblacions diferenciada entre les que es troben dins de la reserva i les de fora. Les estacions de fora de la reserva es van recuperar molt ràpidament. A l'estació del Molinet (ZPP), es varen observar pics molt marcats de reclutament els anys 2012 i 2016, mentre que l'estació del Freuetó l'augment de la densitat és gradual sense pics de reclutament conspicus. Aquest efecte es deu probablement al tipus de substrat, ja que l'estació del Molinet està dominada per una alta variabilitat espacial i petits blocs que afavoreixen la supervivència dels reclutes.

L'evolució de les densitats dins de la reserva ha estat més atenuada, probablement degut a l'efecte de la reserva, ja que la major densitat de peixos depredadors sobre les garotes de talla petita (els nous individus arribats després de la mortalitat deguda al temporal del 2009) és major. No obstant, és de destacar l'augment de garota comuna a l'estació de Tascons (RNP) d'enguany, que pot ser degut a un episodi de reclutament, ja que l'estructura de talles de la població mostra una dominància de classes de talla més aviat petites. A l'estació del Freuetó també s'observa un augment relativament important de la densitat de garotes, mentre que les densitats a les estacions de Ferranelles i Medallot es mantenen semblants al mostreig anterior.

En general, observem que les densitat de garotes fora de la reserva tenen densitats més elevades, amb una dinàmica més oscil·lant degut als pics de reclutament en alguna de les seves estacions, mentre que les poblacions de dins de la reserva mantenen densitats més baixes, tot i l'augment dels darrers dos anys (Figura 14).

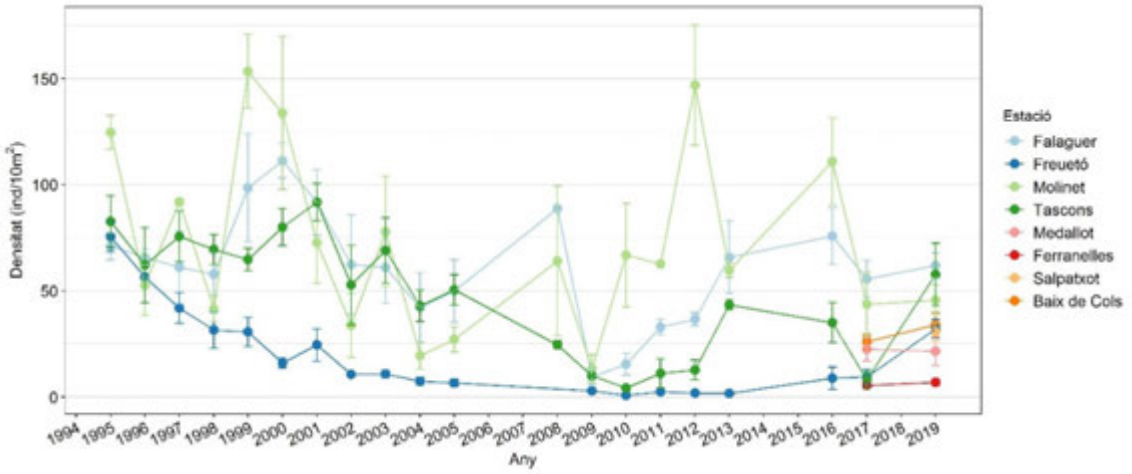


Figura 13. Evolució de la densitat de les poblacions garota comuna *P. lividus* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

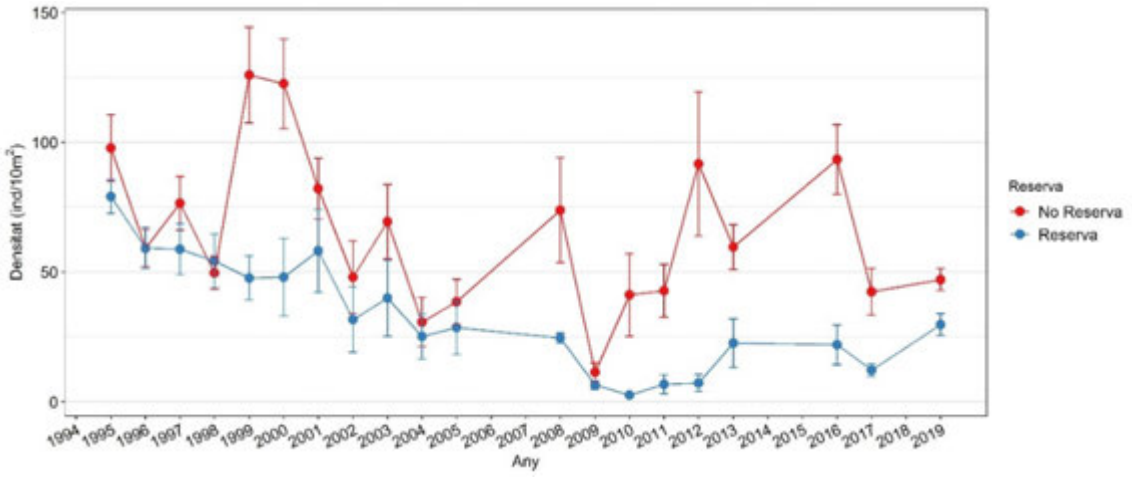


Figura 14. Evolució de la densitat de les poblacions garota comuna *P. lividus* a la costa del Montgrí (taronja) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

b) Arbacia lixula

Pel que fa a la garota negra (*A. lixula*) es pot observar que, d'entrada, les densitats són molt més baixes que les de garota comuna. A més, destaca la gran estabilitat que presenten al llarg dels anys, tot i que és a partir del 2009 on es comença a apreciar un augment continu i progressiu tan dins com fora de la reserva, destacant el pic de reclutament de l'any 2016, sobretot a l'estació de Molinet. Es pot observar, també, que en general es troba més densitat de garota negra fora de la reserva que dins (Figures 15 i 16).

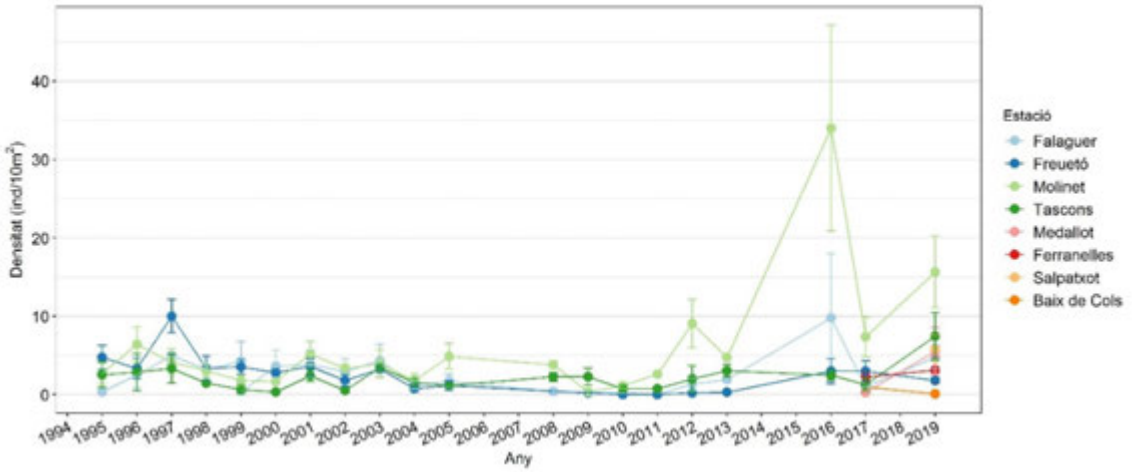


Figura 15. Evolució de la densitat de les poblacions de garota negra *A. lixula* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

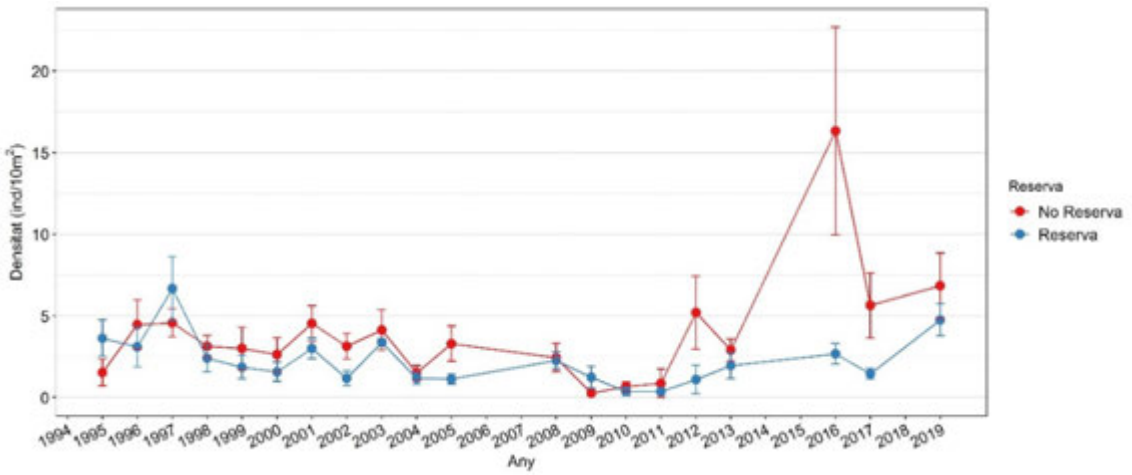


Figura 16. Evolució de la densitat de les poblacions garota negra *A. lixula* a la costa del Montgrí (vermell) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

Algues

L'anàlisi de redundàncies (RDA) mostra que la composició de les comunitats d'algues al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter s'organitzen en base a dos eixos principals que permeten estudiar la seva variabilitat. L'eix principal (Eix 1), que explica la major part de la variància de l'anàlisi, amb un 57%, ordena les estacions dominades per comunitats algals dominades per blancalls i amb molt baixa cobertura i dominància de garotes, i les estacions amb cobertura algal més desenvolupada, amb algues erectes i gespes. El segon eix (Eix 2), que explica el 14% de la variància, separa les estacions dominades per comunitats amb major abundància d'espècies més resistents a l'efecte dels herbívors, com les Dictyotals, altres espècies estacionals, de les comunitats dominades per algues plurianuals (Taula 4). Amb aquesta ordenació s'observa que les estacions de cap de Creus queden i les del Montgri queden segregades, sent les de cap de Creus les que estan associades a comunitats algals més empobrides i dominades per garotes.

Taula 4. Resultats de l'anàlisi de redundàncies (RDA) de les comunitats algals del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Es mostren els dos eixos principals que expliquen la major part de la variància de l'anàlisi multivariant.

		Eix 1	Eix 2
Correlació	**Erectes**	0,33	0,54
	Gespes	0,70	-0,29
	Blancall	-0,68	-0,06
	Roca Pelada	-0,49	-0,07
	P. lividus	-0,98	-0,15
	A. lixula	-0,73	0,33
Variància explicada		57%	14%
Variància acumulada		57%	71%

A més, al gràfic del RDA es pot observar una clara separació entre el Parc Natural de Cap de Creus i el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. El primer destaca per estar dominat per blancalls i roca pelada amb presència de garotes, t ant de garota comuna (*P. lividus*) com de garota negra (*A. lixula*), mentre que el segon presenta comunitats més desenvolupades, amb més presència d'algues erectes estacionals en estacions com Falaguer o Baix de Cols. Altres estacions dins d'aquest parc, com ara el Medallot o Freuetó presenten comunitats amb presència d'algues erectes perennes i gespes, amb absència de blancalls (Figura 16).

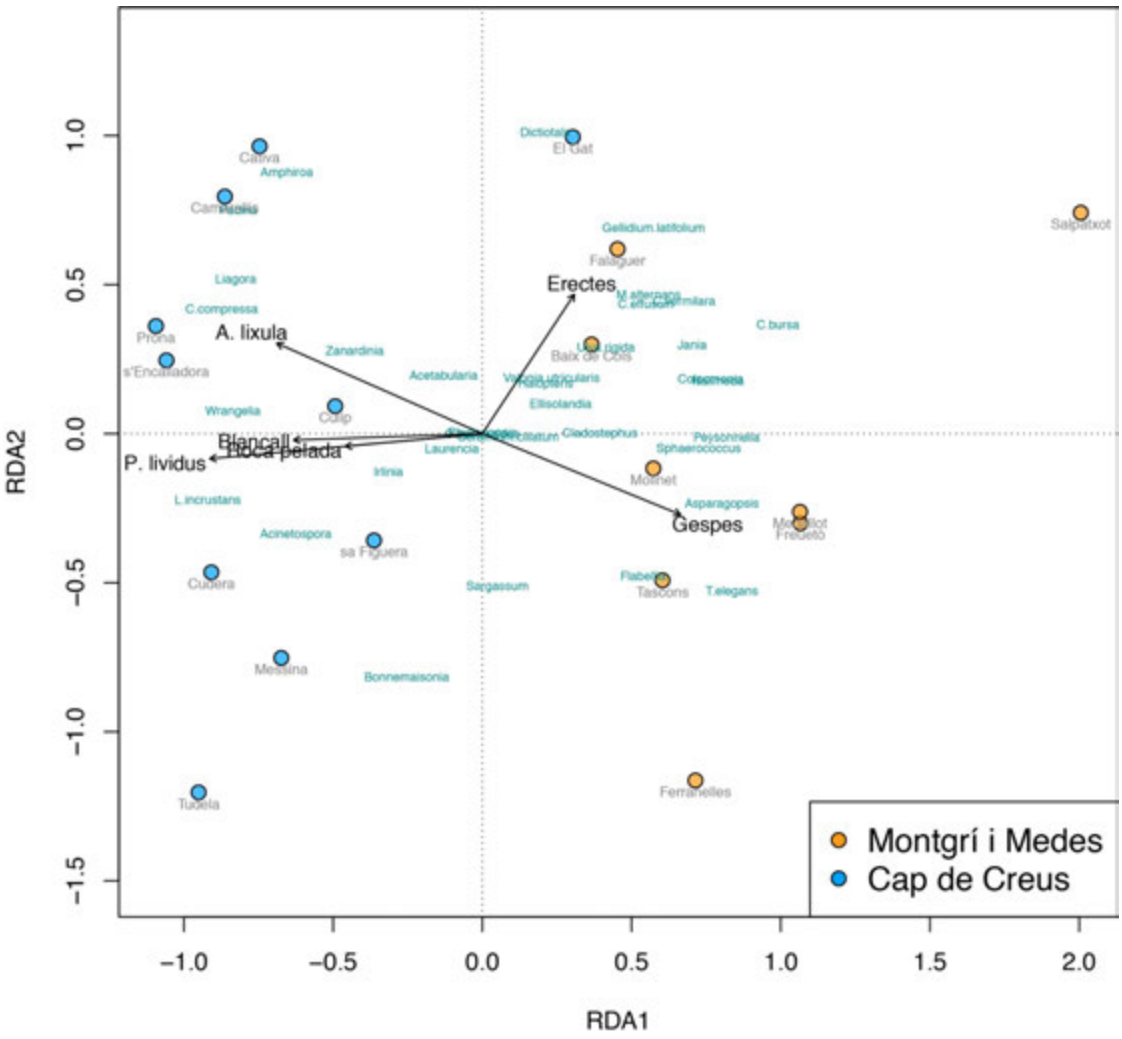


Figura 16. Resultats de l'anàlisi de redundàncies (RDA) de les comunitats algals del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. El primer eix (RDA 1) explica un 57% de la variància mentre que el segon eix (RDA 2) explica un 14%. Cada punt representa els valors mitjans de cobertura de les diferents espècies d'algues a cada estació. Els noms escrits en blau representen la importància de cadascuna de les espècies estudiades en la ordenació.

Discussió

La hipòtesi principal que es planteja en l'estudi d'aquests dos indicadors és que les àrees marines protegides restableixen el funcionament de la xarxa tròfica de l'ecosistema. D'aquesta manera, s'esperaria que en una reserva marina l'abundància de peixos augmentés i, així, s'aconseguís controlar les poblacions de garotes mitjançant la depredació. Per tant, dins d'una reserva s'esperaria que les poblacions de garotes presentessin densitats inferiors que fora d'aquesta i, a conseqüència d'això, les comunitats d'algues es trobarien més desenvolupades degut a una menor pressió per depredació. No obstant, hi ha diversos factors que afecten a la dinàmica de les

poblacions de garotes i les comunitats d'algues, i que poden donar respostes diferents dels previstos per aquests models tròfics tant deterministes.

Poblacions de garotes

Les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus mostren una forta variabilitat entre estacions, i no hi ha cap patró observable pel que fa al grau de protecció. Una altra característica de les poblacions de cap de Creus és que l'abundància de reclutes és també molt variable entre estacions, indiferentment del grau de protecció.

És de destacar també la població de l'Encalladora (RNI), que mostra una major densitat i una abundància important de reclutes, fet que contrasta amb el seu grau de protecció, on caldria esperar que la pressió de depredació seria major.

Aquest patró mostra que no hi ha un efecte clar del grau de protecció en el control de les densitats de garotes al cap de Creus. Aquest fet es podria donar, per una part, a que la densitat de peixos depredadors dins de les reserves, i especialment dins de la RNI no sigui més alta que en les zones no protegides. En el seguiment de peixos de l'any 2018 (Hereu et al. 2019), es mostra que a l'Encalladora hi ha menys densitat i la mateixa biomassa de sargs (*Diplodus sargus* i *D. vulgaris*) que a la resta d'estacions, probablement degut a un efecte de l'hàbitat, que en aquella zona no és molt favorable per als peixos (Hereu et al. 2016).

Pel que fa a la garota negra, *Arbacia lixula*, les poblacions de cap de Creus presenten uns valors de densitat semblants als de l'any 2017. Tenint en compte que aquesta espècie està considerada com a termòfila, en aquest cas no s'observa cap patró, ja que la zona del cap de Creus té un règim tèrmic relativament fred. Tal i com s'ha observat per *P. lividus*, l'abundància de les poblacions de *A. lixula* no presenta un patró clar entre els diferents graus de protecció, ja que mostra valors molt semblants entre les diferents estacions mostrejades.

Una altra característica de les comunitats fotòfiles de cap de Creus es el desenvolupament limitat de les comunitats algals. En la majoria d'estacions del cap de Creus, les comunitats algals estan dominades per gespes i algues erectes estacionals. A més, hi ha extensions importants de blancalls (comunitats dominades per garotes amb una cobertura algal molt empobrida, dominada per algues calcàries i roca pelada), inclòs dins la RNI. Probablement aquests blancalls son també molt persistents. El fet que hi hagi poblacions de garotes establertes, fa que aquestes mantinguin aquests blancalls través de diversos mecanismes que els retroalimenten i mantenen, independentment de la densitat de peixos que potencialment podrien controlar-les (Ling et al., 2012). Per una part, les garotes adultes son molt resistents a la depredació, ja que a partir de certa talla "refugi" (uns 3 cm de diàmetre), els peixos difícilment poden depredar-les (Sala i Zabala, 1996), de forma que un cop han assolit aquesta talla, persisteixen durant forces anys (s'estima que poden viure fins a 8-9 anys). A més, l'erosió de la cobertura algal per part d'aquestes garotes adultes, impedeix el restabliment de boscos algals amb petits invertebrats i peixos, potencials depredadors de juvenils de garotes (Thiriet et al 2016), de forma que la supervivència de juvenils de garotes és més elevada i assoleixen ràpidament la talla adulta.

Així doncs, al cap de Creus, les garotes mantenen poblacions ben establertes, que alhora formen blancalls extensos i comunitats algals simplificades, malgrat la protecció. Aquesta dinàmica fa pensar que, tot i que es prohibeixi cert tipus de pesca, la protecció a la major part del parc no és suficient com perquè es produeixi un efecte de control per depredació per part dels peixos.

Les densitats de *P. lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es mantenen més baixes a les zones protegides sense pesca, tot i que enguany es va detectar un fort augment de les densitats a l'estació de Tascons i al Freuetó. En el cas de Tasons, aquest augment és degut a un important episodi de reclutament, ja que l'estructura de talles d'aquesta població mostra una proporció important de talles petites. Aquest reclutament pot haver estat afavorit pel fet que el tipus de fons i rugositat d'aquesta estació (fons heterogeni de blocs amb disponibilitat de refugis) afavoreix la supervivència de les garotes juvenils. En el cas del Freuetó també s'observa un cert augment de les talles més petites, tot i menys important que en el cas de Tascons. La resta d'estacions de les zones sense pesca mostren densitats menys elevades, amb estructura de talles dominades per talles grans, fet que indica que els episodis de reclutament estan atenuats, probablement per la depredació.

Pel que fa a les zones no protegides, l'estació del Molinet mostra un any més unes poblacions amb una densitat elevada amb predomini de talles petites, fet que confirma que aquesta població rep episodis importants de reclutament afavorits també pel tipus d'hàbitat, dominat per blocs i pedres amb disponibilitat de refugis, i una baixa densitat de peixos depredadors que afavoreixen la supervivència dels juvenils. L'estació de Baix de Cols mostra una situació intermitja, amb densitats també elevades, però amb una estructura bimodal, mentre que l'estació del Falaguer està dominada per una alta densitat de garotes de talles grans.

Finalment, cal destacar els patrons temporals de les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Durant més de 20 anys de seguiment de les garotes a la costa del Montgrí i les illes Medes, la seva abundància no ha mostrat clares diferències entre la reserva i fora, fet que contrasta amb la major abundància de les poblacions de peixos a les illes Medes (Hereu et al. 2016). Aquest fet es pot explicar per una part, pel fet que les garotes presenten una elevada taxa de reclutament (Hereu et al. 2005), i els individus juvenils poden provenir de poblacions molt distants gràcies a l'alliberament de larves a la columna d'aigua, les quals tenen una elevada capacitat de dispersió (Hereu et al. 2012b). Això causa un desacoblament en les densitats de les poblacions a nivell local, degut a que poblacions on les densitats d'adults són molt baixes poden tenir reclutaments molt elevats per l'arribada de larves produïdes per poblacions distants (Hereu et al. 2004). Així, malgrat el potencial depredador dels peixos, les poblacions de garotes dins de les zones de reserva es poden mantenir per l'arribada de larves de poblacions alienes a l'efecte reserva (Hereu et al. 2012b). En aquest sentit, a la zona no protegida del Montgrí, les poblacions pateixen oscil·lacions molt importants els anys on hi ha hagut pics de reclutament. Tanmateix, dins de la reserva marina de les illes Medes aquestes oscil·lacions es veuen atenuades, probablement per l'efecte de la depredació dels peixos. Aquestes entrades de reclutes són suficients per a mantenir les poblacions de garotes dins de la reserva tot i haver una alta densitat de peixos. Un altre efecte que pot facilitar les altes densitats de garotes dins de les

reserves és el seu comportament, ja que en presència de peixos adopten posicions més críptiques (Sala et al. 1996; Hereu et al. 2005). A més, quan hi ha poblacions establertes de garotes adultes per sobre de la "talla refugi", aquestes generen un efecte de facilitació sobre els individus juvenils, que s'instal·len a sota per a evitar ser depredats.

Aquesta evolució temporal mostra que dins de la reserva hi ha un cert control de les de garotes. Aquest control es va fer evident després del temporal de sant Esteve de 2008, en que va delmar les poblacions de garotes. La mortalitat de gran part de les garotes a causa del temporal va eliminar els efectes de retroalimentació de les garotes adultes en la supervivència dels juvenils degut a l'efecte refugi i la modificació de l'hàbitat (Hereu et al., 2012; Ling et al., 2012). Això va fer que a partir d'aquell moment la recuperació de les garotes dins de la reserva ha estat molt més lenta, probablement atenuada per la major depredació per part dels peixos, mentre que fora de la reserva aquesta recuperació ha estat molt més ràpida.

És de destacar en aquest sentit que el recent temporal Gloria (gener de 2020) hagi causat un efecte similar a l'ocorregut el 2008. Caldrà esperar en el proper mostreig els seus efectes.

Pel que fa a les poblacions de *A. lixula*, segueixen sent un ordre de magnitud inferior a les poblacions de *P. lividus*, tot i que enguany s'ha pogut observar un augment en algunes de les estacions com el Medallot, Tascons, Falaguer o Molinet. Aquest augment ha estat sobretot a l'entrada de individus joves a la població. És de destacar que aquests episodis de reclutament no havien estat mai descrits en aquesta àrea fins el 2016, on per primer cop varen aparèixer individus joves en diverses estacions.

Comunitats algals

Pel que fa a les comunitats algals, malgrat que hi ha múltiples factors que poden influir en la seva composició i dinàmica (Hereu et al. 2008), els nostres resultats suggereixen que el control tròfic juga un paper molt important en els patrons observats. L'anàlisi multivariant ens mostra una correlació molt positiva entre l'estat definit com a blancall (representant la comunitat algal més empobrida) i la densitat de garotes, així com una clara correlació negativa entre la cobertura d'algues erectes i la densitat de les dues espècies de garotes. En aquest anàlisi es pot observar un llindar de densitat de garotes, a partir del qual el desenvolupament algal passa de bosc a blancall de forma sobtada. Aquest canvi brusc en l'estat de les comunitats algals concorda amb la dinàmica descrita per aquestes comunitats com a un sistema d'estats alternats estables (boscos i comunitats empobrides de blancalls), en que la transició es produeix de manera sobtada. Cal destacar que aquesta dinàmica implica que el llindar de densitat de garotes de recuperació (passar de blancall a bosc) és molt inferior al de degradació (passar de bosc a blancall), i que hi ha mecanismes retroalimentació que limiten la recuperació de les comunitats algals. En altres paraules, és més fàcil passar d'una comunitat d'algues erectes a un blancall que a l'inrevés. Per això, és probable que malgrat la recuperació de les poblacions de peixos en algunes zones del Parc Natural de Cap de Creus, aquesta no hagi estat suficient per a la recuperació dels boscos d'algues.

En contrast, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter les comunitats algals estan més ben desenvolupades, especialment les de dins la RNP, ja que presenten comunitats algals molt desenvolupades, dominades per algues erectes i d'alt valor estructural, com *Treptacantha elegans* (fins ara anomenada *Cystoseira elegans*). És de destacar el gran augment de la cobertura de *T. elegans,* que en la darrera dècada ha augmentat la seva abundància i distribució de forma molt important tant a les Medes, on ha arribat a formar autèntics boscos que no existien fa una dècada, com a la costa del Montgrí, on cada cop és més abundant (Medrano et al., 2019). Per contra, les comunitats de la costa del Montgrí representen un estadi intermedi. Les estacions del Falaguer i Baix de Cols (costa del Montgrí) són les que tenien unes comunitats més semblants a les del cap de Creus, amb una dominància d'espècies d'algues de poc valor estructural tipus "gespes". Finalment, l'estació del Molinet, ha mostrat una certa recuperació respecte als anys anteriors, tot i que segueix amb una estructura molt semblant a la majoria de les estacions de cap de Creus

El gran desenvolupament de les comunitats d'algues dins la reserva marina de les Illes Medes suggereix que la densitat de peixos ha assolit uns nivells prou elevats per exercir un control sobre les poblacions de garotes, que, per "efecte cascada", disminueixen la seva pressió d'herbivoria sobre les algues. En el cas de la costa del Montgrí, la baixa densitat de peixos i l'elevat nombre de garotes sembla haver causat l'empobriment de les comunitats d'algues. Això ens fa pensar que, malgrat hi hagi zones del cap de Creus on les poblacions de peixos presenten signes de recuperació (Hereu et al. 2016), aquests encara no han assolit uns nivells de biomassa prou elevats per exercir un control tròfic prou elevat sobre les poblacions de garotes.

És de destacar que aquest control per part dels peixos ha trigat molts anys en fer-se evident i ha estat després del temporal de sant esteve de 2008 quan les diferències en les poblacions de garotes han estat més evidents. Així, i tal com s'ha descrit en altres ecosistemes marins temperats (Babcock et al. 2011), la recuperació del funcionament tròfics dels ecosistemes no és immediat, sinó que requereix molts anys, inclús dècades per a recuperar-se. Per una part, les poblacions de peixos poden trigar anys a recuperar-se, i una vegada establerts, aquests poden trigar anys a controlar les poblacions de garotes. Les algues estructurals, per la seva part, també poden trigar temps a recuperar-se, ja que moltes espècies, com *T. elegans*, tenen una capacitat de dispersió limitada, i la falta d'individus reproductors pot alentir la seva recuperació. A més, el fet que el temporal de sant Esteve de 2008 hagi estat un punt d'inflexió, indica que la erradicació de garotes ha permès accelerar aquest procés de recuperació de les comunitats algals.

Com s'ha esmentat anteriorment, cal tenir en compte que el control tròfic per efecte reserva no és l'únic factor que deu influir en les diferències observades en les comunitats algals estudiades aquí. Factors com la disponibilitat de nutrients, la terbolesa de l'aigua, la configuració del terreny, la freqüència de temporals, o els impactes d'origen antropogènic com l'ancoratge, les arts de pesca abandonades, entre d'altres, tenen una elevada influència en la composició i estructura de les comunitats algals (Mineur et al. 2015). Per exemple, les estacions situades al nord del cap de Creus majoritàriament són parets verticals molt exposades als temporals de tramuntana, fet que probablement limita el desenvolupament tant de les comunitats algals, com de les poblacions de garotes.

Tots aquests resultats ens mostren quins són els factors que intervenen en la recuperació de les comunitats algals, i ens poden indicar possibles eines de restauració que es podrien aplicar simultàniament per a una més ràpida recuperació d'aquestes. En aquest sentit, s'ha dut a terme diverses experiències de restauració de les comunitats algals (Medrano et al. 2020) en que la combinació de mesures passives, com l'efecte de les reserves marines, i mesures actives, com la erradicació de les poblacions de garotes i la revegetació activa de *T. elegans*, ha demostrat ser un mètode eficaç, al menys a curt termini, per a restablir un control de les poblacions de garotes i un bon estat de la cobertura algal.

L'experiència del temporal de sant Esteve ens va mostrar que els temporal excepcionals son un factor molt important en determinar l'estat de les poblacions de garotes i comunitats algals, ja que es va constatar que l'efecte de l'onatge i el moviment de blocs i sediment al fons podia delmar les poblacions de garotes, i també eliminar o modificar les comunitats algals (Hereu et al., 2012a,b; Medrano et al.2019). És d'esperar doncs que el recent temporal Gloria hagi afectat de forma similar aquestes comunitats, tal com s'ha constata en les primeres observacions qualitatives realitzades per l'equip del seguiment el febrer de 2020.

Per altra banda, el fenomen de mortalitat de les algues calcàries s'ha seguit observant, i creiem que s'ha de tenir en consideració. Aquesta mortalitat es va detectar per primer cop a la Mediterrània a les illes medes l'any 2015 (Hereu i Kersting 2016), i va ser un descriptor que es va incorporar en el seguiment de l'any 2016, on es va fer una descripció detallada del fenomen sobre les diverses espècies i fondàries (Matamalas i Hereu 2016). Tot i que el 2016 els percentatges de mortalitat detectats varen ser més elevats, sembla que aquest fenomen no va ser un fet aïllat i que s'ha repetit en els anys següents. Tot i això, encara és aviat per conèixer l'evolució d'aquest episodi, ja que el creixement de les algues pot contrarestar aquesta mortalitat. No obstant, si aquest episodi de mortalitat està relacionat amb l'augment de la temperatura del mar, i si tenim en comte l'evolució dels règims tèrmics i les projeccions de canvi climàtic, es tem que aquests episodis es tornin recurrents. Aquest fet ja s'ha documentat àmpliament en altres espècies com gorgònies, coralls esponges o mol·luscs (Garrabou et al. 2009), i s'esperaria que la capacitat de recuperació d'aquestes espècies pel seu propi creixement no sigui suficient com per a recuperar la mortalitat recurrent derivada de l'increment de la temperatura de l'aigua. L'abast i recurrència de la mortalitat en aquestes algues calcaries ja es va estudiar amb més detall en l'anterior entrega del seguiment l'any 2018 (Hereu et al., 2018).

Com a consideracions finals, cal destacar dos aspectes que no s'han considerat en aquest estudi i que caldria tenir en compte en les properes edicions del seguiment.

Per una part, en aquest estudi s'han descrit poblacions i comunitats en llocs concrets, com a representació de la resta de comunitats. No obstant, hem observat que hi ha una certa heterogeneïtat espacial a nivell de paisatge, ja que l'alternança entre comunitats d'algues més o menys desenvolupades i blancalls no és homogènia. Així doncs, caldria incloure un descriptor a nivell de paisatge que ens pogués donar informació sobre el nombre i extensió de taques de blancalls, especialment al Parc Natural de cap de Creus, on aquests blancalls sembla que son prou extensos.

Per altra banda, i com ja s'ha comentat en aquesta discussió, els peixos de predadors de garotes inclouen diverses espècies, a més dels sargs. De fet, hi ha moltes espècies de làbrids que s'alimenten també de garotes en el seu estadi juvenil. Degut a que aquest estadi juvenil és clau i pot ser un cul d'ampolla per a les poblacions adultes de garotes, el control que fan aquestes espècies de peixos pot ser fonamental a l'hora d'explicar la seva evolució. És per això que seria de utilitat tenir dades de les poblacions de peixos, no només de les espècies vulnerables a la pesca, sinó també de tota la comunitat, incloent les espècies de làbrids.

Conclusions

Les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter semblen estar influenciades pel grau de protecció, on a dins de reserva l'efecte de depredació per peixos exerceix un control sobre la seva abundància. La sèrie temporal al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter ens ha permès establir un marc contextual molt bo per interpretar correctament diversos processos que regulen les poblacions de garotes. Destaca el temporal de Sant Esteve, que va causar una disminució molt important d'aquestes (Hereu et al. 2012), i ens ha permès veure els diferents patrons de recuperació a dins i fora la reserva, que sense un seguiment tant llarg hagués estat difícil de comprendre. Per aquest motiu, és previsible que el temporal Gloria de 2020 hagi afectat de la mateixa forma aquestes comunitats.

En el cas del Parc Natural de Cap de Creus, les poblacions de garotes són abundants i no mostren un patró clar entre els diferents graus de protecció, suggerint que la densitat de peixos no és suficientment elevada (probablement lligat a la pressió de pesca que s'exerceix en el Parc) per exercir un control sobre aquestes.

Les poblacions de *A. lixula* mantenen l'augment que es va observar a partir de 2016, amb presència d'individus juvenils, tot i que les densitats segueixen un ordre de magnitud per sota les de *P. lividus*.

L'estat de les comunitats d'algues mostra una clara recuperació a les estacions de les illes Medes, mentre que a la costa del Montgrí i al cap de Creus aquestes comunitats estan molt simplificades i abunden les gespes i els blancalls.

S'ha observat una correlació clara entre la densitat de garotes i la simplificació de les comunitats algals. Aquest patró posa de manifest el control tròfic que té lloc a dins de la reserva, que per efecte cascada acaba beneficiant a les comunitats algals.

Tot i que no estava a dins de cap estació de mostreig d'aquest descriptor, enguany es va observar la presència de *Caulerpa cylindracea* a cala Galladera. En aquest mateix volum es fa un informe sobre l'estat i distribució d'aquesta espècie en aquesta localitat.

El seguiment combinat de les comunitats d'algues i de les poblacions de garotes començat el 2017 ha mostrat ser útil, ja que aquest anàlisi conjunt ens ha permès analitzar directament l'efecte tròfic de les garotes sobre les comunitats algals. Tanmateix, comporta una sèrie de limitacions metodològiques i logístiques que s'hauran de tenir en compte per el proper seguiment .

Bibliografia

Babcock, R., Shears, N., Alcala, A., Barrett, N., Edgar, G., Lafferty, K. D., McClanahan, T. R., Russ.G. R. (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(43), 18256-18261.

Ballesteros, E., Garrabou, J., Hereu, B., Zabala, M., Cebrian, E., Sala E. (2009). Deep-water stands of Cystoseira zosteroides C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the Northwestern Mediterranean: Insights into assemblage structure and population dynamics. Estuarine, coastal and shelf science, 82(3), 477-484.

Cheminée, A., Sala, E., Pastor, J., Bodilis, P., Thiriet, P., Mangialajo, L., Cottalorda, J. M., Francour, P. (2013). Nursery value of Cystoseira forests for Mediterranean rocky reef fishes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 442, 70–79.

Feldmann, J., Feldmann, G. (1942). Recherches sur les Bonnemaisoniacées et leur alternance de générations. Annls. Sci. Nato (Bot.), sér 6, 3, 75-175.

Figueroa, F. L., Flores-Moya, A., Vergara, J. J., Korbee, N., Hernández, I. (2014). Autochthonous Seaweeds. Pàgines 123–135 a S. Goffredo i Z. Dubinsky, editors.The Mediterranean Sea: Its history and present challenges. Springer Netherlands, Dordrecht.

Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., & Ledoux, J. B. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. Global change biology, 15(5), 1090-1103.

Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., Sala, E. (2004). Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin Paracentrotus lividus in the NW Mediterranean. Marine Biology. 144, 1011-1018.

Hereu, B., Rodriguez, A., Díaz, D., Linares, C., Riera, J.L., Zabala, M. (2010). Cartografia Bionòmica del Litoral Submergit del Montgrí. En Informes tècnics per a la Diputació de Girona. (pp. 1 - 35).

Hereu, B., Garcia-Rubies, A., Linares, C., Navarro, L., Bonaviri, C., Cebrian, E., Zabala, M. (2012a). Impact of the Sant Esteve's storm (2008) on the algal cover in infralittoral rocky photophilic communities. Final report. Proyecto Intramural Especial Cofinanciado CEAB-CSIC PIEC 200430E599, 123-134.

Hereu, B., Linares, C., Sala, E., Garrabou, J., Garcia-Rubies, A., Diaz, D., Zabala, M. (2012b). Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on Mediterranean rocky reefs. PLoS ONE. 7(5), e36901.

Hereu, B., Garcia-Rubies, A., Linares, C., Navarro, L., Bonaviri, C., Cebrian, E., Diaz, D., Garrabou, J., Teixido, N., Zabala, M. (2012) Impact of the Sant Esteve's storm (2008) on the algal cover in infralittoral rocky photophillic communities. In: Mateo, M.A. and Garcia---Rubies, T. (Eds.), Assessment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve's Day (26

December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts. Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Blanes, pp. 123 – 143.

Hereu, B., Aspillaga, E., Atienza, I., Burgués, I., Capdevila, P., Díaz, D., García-Rubies, A., Linares, C., Mariani, S., Martínez-Ricart, A., Matamalas, N., Medrano, A., Pagès, M., Pérez, M., Romero, J., Rovira, G., Sanmartí, N., Zabala, M. (2016). Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí , les Illes Medes i el Baix Ter Memòria 2016 (Volum I).

Hereu, B., Kersting D. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. Coral Reefs, 35(2), 713 - 713.

Hereu, B., Aspillaga, E., Ortega, J., Rovira, G., Linares, C. (2018). Seguiment de comunitats i espècies sensibles al canvi climàtic. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp. 207–232.

Krause-Jensen, D., Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nature Geoscience, 9, 737–742.

Legendre, P., Legendre, L. (2012). Numerical Ecology. 3rd Edition. Elsevier.

Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Perez-Matus, A., Hernandez, J. C., Clemente, S., Blamey, L. K., Hereu, B., Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J., Cebrian, E., Zabala, M., Fujita, D., Johnson, L. E. (2014). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 370, 20130269.

Matamalas, N., Hereu, B. (2016). Seguiment de les algues coral·lines incrustants al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.

McClanahan, T. R., McField, M., Huitric, M., Bergman, K., Sala, E., Nystrom, M., Nordemar, I., Elfwing, T., Muthiga, N. A. (2001). Responses of algae, corals i fish to the reduction of macroalgae in fished i unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. Coral Reefs, 19, 367-379.

Medrano A, Linares C, Aspillaga E, Capdevila P, Montero-Serra I, Pagès-Escolà M, Hereu B. (2019). No-take marine reserves control the recovery of sea urchin populations after mass mortality events. Marine Environmental Research 145, 147-154.

Medrano, A; Hereu, B; Cleminson, M; Pagès-Escolà, M; Rovira, G; Solà, J; Linares, C. (2020). From marine deserts to algal beds: Treptacantha elegans revegetation to reverse stable degraded ecosystems inside and outside a No-Take marine reserve. Restoration Ecology, DOI: 10.1111/rec.13123.

Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A. J., Engelen, A. H., Fernandes, F., jan Malta, E., Thibaut, T., Van Nguyen, T., Vaz-Pinto, F., Vranken, S., Serrão, E. A., De Clerck, O. (2015). European seaweeds under pressure: Consequences for communities i ecosystem functioning. Journal of Sea Research, 98, 91–108.

Piazzi, L., Balata, D., Cinelli, F. (2002). Epiphytic macroalgal assemblages of Posidonia oceànica rhizomes in the western Mediterranean. European Journal of Phycology, 37(1), 69-76.

Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinos, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B. S., Hereu, B., Karamanlidis, A. A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A. A., Sales, M., Selkoe, K. A., Starr, R., Tomas, F., Zabala, M. (2012). The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. PLoS ONE. 7(2), e32742.

Sala, E. (1996). The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community. PhD Thesis, Université d'Aix-Marseille II, France.

Sala, E., Boudouresque, C. F., Harmelin-Vivien, M. (1998). Fishing, Trophic Cascades, i the Structure of Algal Assemblages: Evaluation of an Old but Untested Paradigm. Oikos, 82, 425–439.

Sala, E., Zabala, M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin Paracentrotus lividus populations in the NW Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 140, 71–81.

Thiriet, P. D., Di Franco, A., Cheminee, A., Guidetti, P., Bianchimani, O., Basthard-Bogain, S., ... & Francour, P. (2016). Abundance and diversity of crypto-and necto-benthic coastal fish are higher in marine forests than in structurally less complex macroalgal assemblages. PloS one, 11(10).

Tukey, J. W. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. Biometrics, 5, 99.

Wangensteen, O. S., Turon, X., Pérez-Portela, R., Palacín, C. (2012). Natural or Naturalized? Phylogeography Suggests That the Abundant Sea Urchin Arbacia lixula Is a Recent Colonizer of the Mediterranean. PLoS ONE, 7(9), e45067.

Wernberg, T., Bennett, S., Babcock, R., De Bettignies, T., Cure, K., Depczynski, M., Harvey, E. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. Science, 353(6295), 169-172.

Zabala, M., Ballesteros, E. (1989). Surface-dependent strategies i energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. Scientia Marina, 53.1, 3-17.

Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

David Casals, Julia Ortega, Graciel·la Rovira, Bernat Hereu,

S'ha observat una regressió en la densitat de *C. mediterranea* en una estació del Parc Natural del Cap de Creus (Caials) i en tres estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Meda Petita, Salpatxot i Falaguer), dues d'elles a les Illes Medes.

Aquesta disminució de les densitats és atribuïble al trepig per banyistes i avarament embarcacions, ja que són zones amb una elevada freqüentació per aquestes activitats.

- **S'ha detectat un augment de superfície trencada de *L. byssoides* a les tenasses de Pota del Llop i Utrera (PNMMBT). Tot i això, la metodologia emprada podria estar subestimant aquest efecte.**
- **S'ha observat un percentatge elevat de blanqueig de les algues calcàries incrustants, major que el descrit en els anteriors informes del 2015 i 2017. Aquest fet indica que aquest blanqueig pot estar augmentant i pot posar en perill la viabilitat d'aquest hàbitat.**

- **Caldrà avaluar els efectes del temporal Glòria, especialment al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter degut a l'important aportament de restes vegetals flotants procedents del riu Ter que poden haver malmès aquestes comunitats per l'erosió física.**

Aquest capítol ha de ser citat com:

Casals, D., Ortega, J, Rovira, G., Hereu, B., (2020). Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 95-132.

Introducció

Les zones costaneres es troben entre les més productives i diverses del nostre planeta, proveint una gran quantitat de bens i serveis per a la humanitat, com el reciclatge de nutrients, provisió d'hàbitats i refugi per altres espècies, provisió d'aliment i matèria primera, o aspectes recreatius i culturals (Costanza *et al.* 1997). Aquests hàbitats, no obstant, es troben greument amenaçats (Harley *et al.* 2006, Airoldi and Beck 2007). La contaminació, la sobrepesca, la urbanització, la sobre-freqüentació o la introducció d'espècies invasores són els principals agents de la seva degradació (Crain *et al.* 2008, Coll *et al.* 2010). A més, a totes aquestes pertorbacions s'hi han afegit els efectes derivats del canvi climàtic, com és el cas de l'acidificació, l'augment de les temperatures, la pujada del nivell del mar o l'increment en la freqüència d'esdeveniments climàtics extrems (Micheli *et al.* 2013). Aquest fet posa en perill l'estat de conservació de les nostres costes, evidenciant la necessitat de monitoritzar-les i gestionar-les adequadament.

La zona d'interfase entre l'aire i l'aigua, s'anomena estatge mediolitoral (Ballesteros 1992), i és especialment vulnerable a l'impacte de l'home. En aquest ambient s'hi produeix un gradient molt fort de condicions abiòtiques (e.g. humitat, salinitat, temperatura, onatge, aportació de nutrients), fet que permeten desenvolupar hàbitats molt singulars i distribuïts en franges molt estretes seguint una zonació vertical molt marcada. En aquest sentit, els hàbitats bentònics d'aquest estatge del litoral sovint són utilitzats com a bioindicadors de canvis ambientals, per la seva exposició a la modificacions del paisatge tan marí com terrestre (Ballesteros *et al.* 2007). Entre els organismes que s'han fet servir com a indicadors, els més rellevants pel present seguiment són les macroalgues. Aquests organismes són els principals formadors d'hàbitat de la franja mediolitoral de costes del Mediterrani, i estan conformades per organismes pertanyents a grups taxonòmics dispars, amb diferents graus de vulnerabilitat a les alteracions del medi.

En el present treball, per tal de mesurar el possible impacte que pateix el mediolitoral es varen triar dos organismes formadors d'hàbitat com a principals espècies indicadores: l'alga bruna *Carpodesmia mediterranea* i l'alga coral·linàcia *Lithophyllum byssoides*. Aquestes espècies, tot i presentar moltes diferències entre sí, tenen la similitud de viure en la zona del mediolitoral i, per tant, ambdues estan exposades als impactes que afecten aquest ambient.

La contaminació i eutrofització de les zones costaneres és un dels agents que més afecta a ambdós hàbitats, els quals es solen veure ser substituïts per espècies de creixement més ràpid, com altres espècies d'algues vermelles (*Ellisolandia elongata*), musclos (*Mytilus galloprovincialis*) o, quan els nivells de contaminació són molt elevats, per algues verdes (*Ulva, Cladophora* i *Enteromorpha*). D'altre banda, aquestes són especialment vulnerables a l'abrasió i pel trepig, degut a la seva exposició a zones de fàcil accés per embarcacions, caiacs i per l'accés de turistes a determinats llocs de la costa (Figura 1). A més, l'augment de les temperatures també sembla que pot afectar negativament a aquests hàbitats, ja sigui perjudicant a determinats processos poblacionals (e.g. reclutament en *C. mediterranea*) o per la proliferació de patògens vinculats a l'augment de temperatures (Hereu i Kersting 2016).

Degut a la seva importància i vulnerabilitat a diverses pertorbacions, aquests hàbitats han estat seleccionats com a bioindicadors d'alta qualitat ambiental en el marc de la Directiva Europea de l'Aigua (WFD, 2000/60/EC) (Ballesteros *et al.* 2007).

C. mediterranea és una espècie d'alga arborescent que creix en substrats rocosos, moderadament batuts per l'onatge (Ballesteros 1984). Els seus màxims de producció es produeixen a la primavera (Ballesteros 1988), i a l'estiu presenten un pic màxim de biomassa, quan les seves frondes estan ben desenvolupades, donant l'aspecte de "boscos". Aquesta espècie forma hàbitats continus però limitats i molt ben definits en l'estatge infralitoral superior, entre 0 i 0,5 metres de fondària, en zones situades just on baten les ones en llocs rocosos ben il·luminats i exposats a l'onatge. Aquesta espècie forma boscos en miniatura en què la capçada d'aquests vegetals pot arribar als 30 – 40 cm d'alçada, i els hàbitats que forma són molt abundants, especialment a la costa nord de Catalunya, incloent la costa del Montgrí i el cap de Creus, degut a la costa rocosa. Els boscos de *C. mediterranea* són considerats hàbitats madurs, i que reflecteixen un millor estat de conservació de les zones costaneres i batudes del Mediterrani (Figura 1) (Ballesteros et al., 2013).

Els boscos de *C. mediterranea* són molt sensibles a la contaminació i a l'alteració de l'hàbitat, així com a l'excessiu grau d'herbivoria per part dels principals herbívors mediterranis: la salpa (*Sarpa salpa*) i especialment les garotes (*Paracentrotus lividus*), que poden tenir creixements poblacionals excessius en absència de depredadors i poden eliminar completament la cobertura algal. De fet, s'ha descrit la regressió d'aquest hàbitat en diverses zones de la Mediterrània, i la seva absència en molts indrets teòricament favorables ha d'atribuir-se a la contaminació (Ballesteros et al., 2013). Quan aquest hàbitat és degradat, sol substituir-se per comunitats dominades per *Ellisolandia elongata,* amb una baixa diversitat associada. Un cop degradat, aquest hàbitat es recupera molt lentament a causa de la dinàmica lenta de *C. mediterranea* i de la seva baixa capacitat de dispersió.

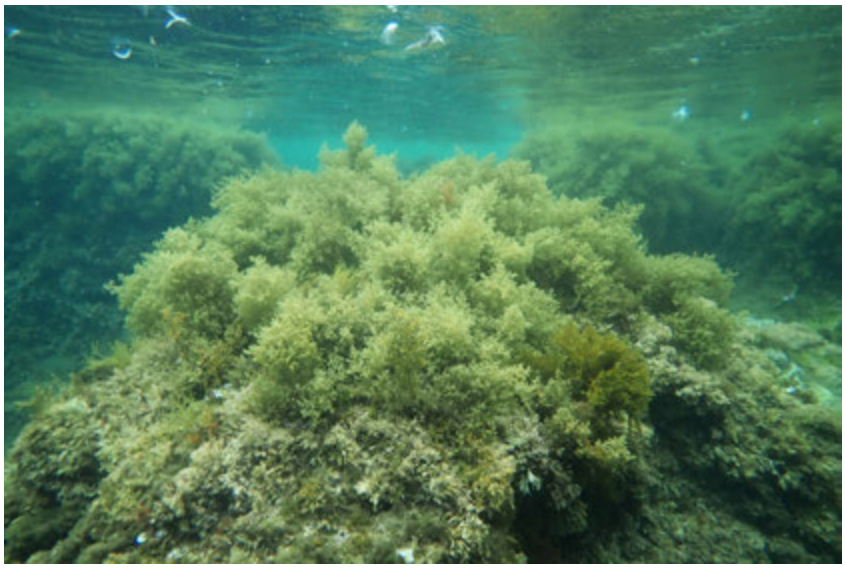


Figura 1. *C. mediterranea* a les illes Medes.

L. byssoides és una alga vermella coral·linàcia que forma tal·lus crostosos rígids i calcificats, amb un creixement tridimensional en forma de tal·lus semiesfèrics, i que pot anastomosar-se formant un tal·lus continu (Figura 2). Aquesta espècie es troba a l'estatge mediolitoral inferior, sobre roques en zones exposades a l'hidrodinamisme, i en determinades zones, sota roques verticals molt batudes i poc il·luminades, el creixement continu d'aquesta espècie, juntament amb *Neogoniolithon brassica-florida* i altres espècies d'algues coral·linals, origina una bioconcreció formant estructures contínues amb un creixement perpendicular a la roca, anomenades tenasses o trottoir (Laborel, 1987; Ballesteros, *et al.*, 1984). Aquestes tenasses poden mesurar des d'uns quants centímetres fins a més d'un pam de potència, tot i que en determinades zones pot arribar a tenir més d'un metre. Malgrat que el creixement de *L. byssoides* és relativament ràpid comparat amb altres macroalgues coral·linàcies, i té una certa capacitat de recuperació després de pertorbacions, la formació de les tenasses és un procés llarg que pot trigar centenars d'anys (Laborel 1987; Verlaque 2010). Aquesta estructura ocupa la part mediolitoral, de forma que genera uns hàbitats molt diferenciats, separats per pocs centímetres en vertical. La part superior, situada a la zona mediolitoral està dominada pels tal·lus de *L. byssoides*, mentre que la part inferior, a l'estatge infralitoral i generalment submergida, està dominat per altres espècies d'algues vermelles i organismes suspensívors. A més, entre els intersticis d'aquesta estructura s'hi troba una gran diversitats d'organismes. Així, aquesta bioconstrucció genera una gran diversitat associada, fet pel que *L. byssoides* es considera una espècie enginyera d'una gran importància ecològica (Laborel 1987; Boudouresque 2004; Verlaque 2010; Ballesteros et al., 2013).

Per una part, la seva situació en la l'estatge mediolitoral fa que sigui especialment vulnerable a la contaminació, tant atmosfèrica com marina especialment per hidrocarburs (Morhange *et al.* 1992; Rodriguez-Prieto *et al.* 2013). Una altra amenaça per a aquest hàbitat és l'erosió mecànica, ja sigui degut a objectes flotants que poden erosionar la seva estructura (Ballesteros 2013), o per les diferents activitats de lleure en zones amb una alta freqüentació, que poden també erosionar aquestes fràgils estructures ja sigui pel trepig dels banyistes o pel contacte amb embarcacions o caiacs (Figura 3; Laborel *et al.* 1993; Boudouresque 2004). A més, degut a la seva estreta distribució vertical, aquests hàbitats són vulnerables a variacions en el nivell del mar, que pot ocasionar que espècies de l'infralitoral, com *Ellisolandia elongata,* creixin per sobre les frondes de *L. byssoides* (Verlaque 2010; Thibaut *et al.* 2013), o el desenvolupament de bandes de creixement de *L. byssoides* per sobre del nivell actual (Laborel *et al.* 1994; Verlaque *et al.* 2010).

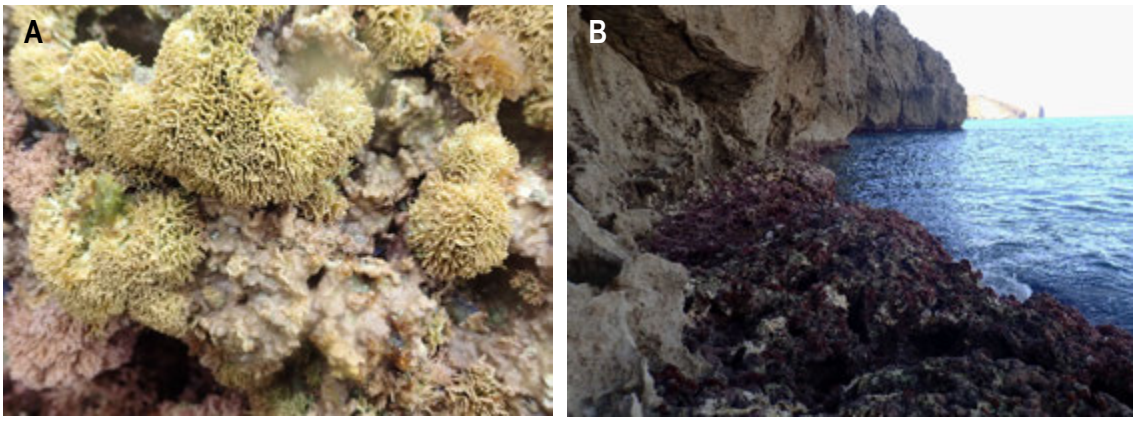


Figura 2. A) L'alga *L. byssoides* forma estructures tridimensionals de forma globular. B) tenassa de *L. byssoides* a la Meda Petita.

Així dons, un elevat grau d'antropització en zones costaneres genera un declivi progressiu de la cobertura de *C. mediterranea* i *L. byssoides*, que poden ser substituïdes per altres hàbitats de molta menys complexitat. A més, *C. mediterranea* i *L. byssoides* són espècies relativament longeves i amb dinàmiques poblacionals lentes i en el cas de *C. mediterranea* una capacitat de dispersió limitada, en comparació a altres espècies de macroalgues del mateix ambient, fet que fa que la seva recuperació després d'una pertorbació sigui molt lenta. Per aquest motiu, ambdues espècies estan incloses en l'Annex I (llista d'espècies de flora estrictament protegides) del Conveni de Berna sobre la conservació de la fauna europea i hàbitats naturals, així com en l'Annex II (llista d'espècies en perill o amenaçades) del Protocol sobre zones especialment protegides i la diversitat biològica en el Mediterrani del Conveni de Barcelona.

Figura 3. Exemples d'activitats que poden causar impactes físics sobre les comunitats mediolitorals: trepig a les cornises de *Lithophyllum byssoides* i comunitats de *Carpodesmia mediterranea*, i avarament d'embarcacions com motos d'aigua o caiacs o inclús petites barques pneumàtiques.

En el present apartat del 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, s'ha monitoritzat la distribució i estat de conservació d'ambdues espècies i els hàbitats que formen al llarg de la franja litoral d'aquests parcs amb l'objectiu de determinar si la freqüentació o altres pertorbacions estan afectant negativament aquests hàbitats tant fràgils.

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Les estacions escollides pel mostreig de *C. mediterranea* (Taula 1) i *L. byssoides* (Taula 2) es troben al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Figura 4) i al Parc Natural de Cap de Creus (Figura 5). En el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es varen mostrejar tres estacions de *C. mediterranea* dins de la Reserva Natural Parcial (RNP), tres al Parc Natural (PN) i una a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP), mentre que per *L. byssoides*, quatre estacions estan dins la RNP i tres dins el PN (Figura 4).

En canvi, en el Parc Natural de Cap de Creus, es varen mostrejar dues estacions de *C. mediterranea* dins de la RNP, una dins de la RNI i cinc dins del PN. En cas de *L. byssoides* es va mostrejar una estació a la RNI, quatre a la RNP i dues al PN (Figura 5).

Tant per *C. mediterranea* com per *L. byssoides,* es va fer un recorregut previ al mostreig per tota la costa en ambdós parcs, per a poder identificar les zones més adients i representatives, amb formacions de tenasses de *L. byssoides* (*trottoir*) o boscos ben desenvolupats de *C. mediterranea*.

Taula 1. Estacions de mostreig de *C. mediterranea* de l'any 2019. S'indica, el grau de protecció, el nom de l'estació i la data de mostreig.

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	2019-06-20
	RNP	Culip	2019-06-18
		Fredosa	2019-06-21
	PN	Galera	2019-06-19
		Galladera	2019-06-19
		Caials	2019-06-21
		Jòncols	2019-06-17
		Montjoi	2019-06-17
Medes i Montgrí	RNP	Salpatxot	2019-06-12
		Meda Gran	2019-06-11
		Meda Petita	2019-06-12
	ZPP	Calella	2019-06-12
	PN	Baix de Cols	2019-06-12
		Ferriola	2019-06-12
		Falaguer	2019-06-12

Taula 2. Estacions de mostreig de *L. byssoides* de l'any 2019. S'indica, el grau de protecció, el nom de l'estació i la data de mostreig.

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	2019-10-01
	RNP	Farallons	2019-10-09
		Culip	2019-10-09
		Forcats	2019-10-01
		Norfeu	2019-10-30
	PN	Cap Gros	2019-10-09
		Portaló	2019-10-09
Medes i Montgrí	RNP	Pota del Llop	2019-10-30
		Salpatxot	2019-10-30
		Meda Petita	2019-10-30
		Tascons	2019-10-30
	PN	Tres Coves	2020-02-10
		Cap Castell	2020-02-10
		Utrera	2020-02-10

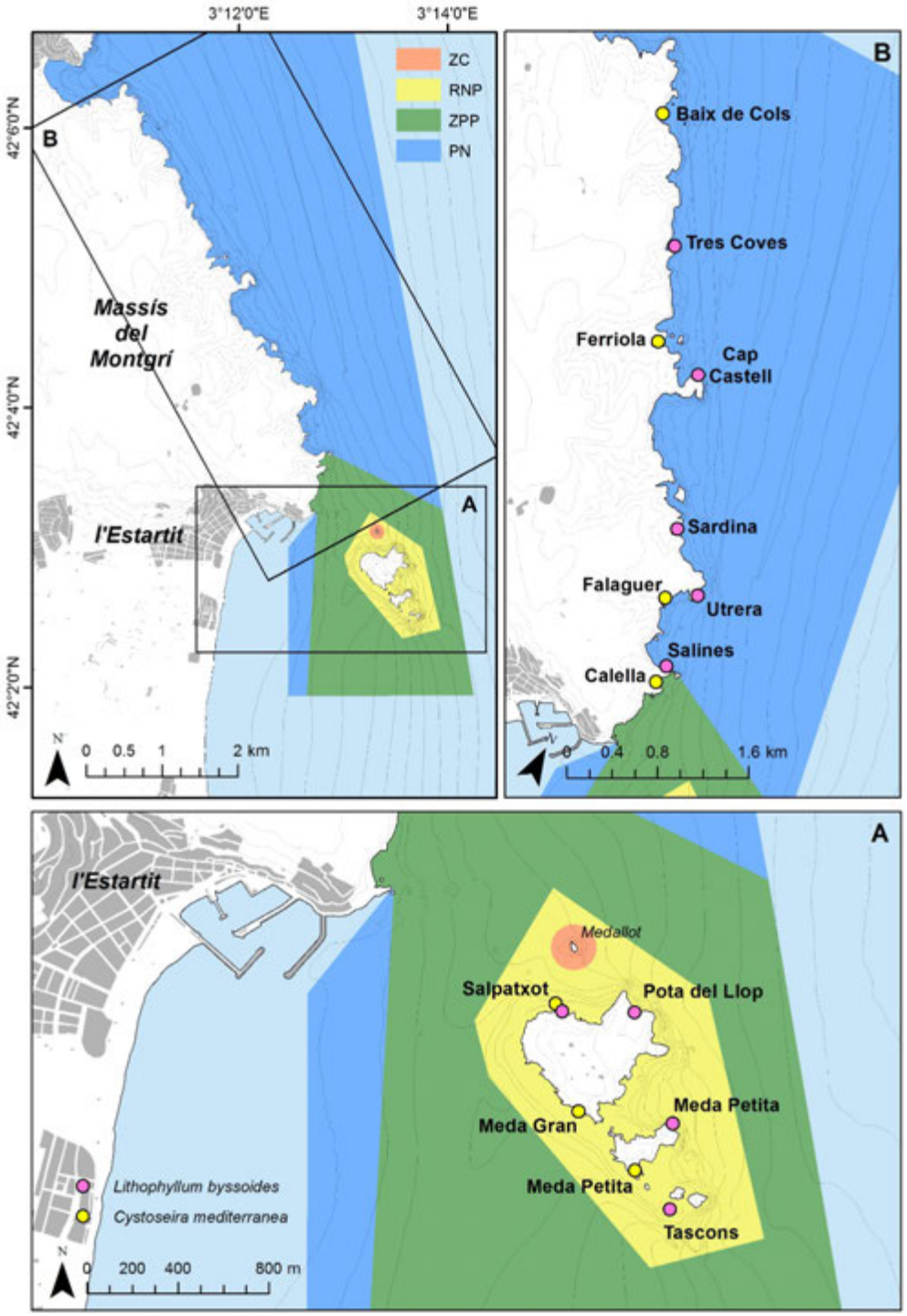


Figura 4. Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediolitorals al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

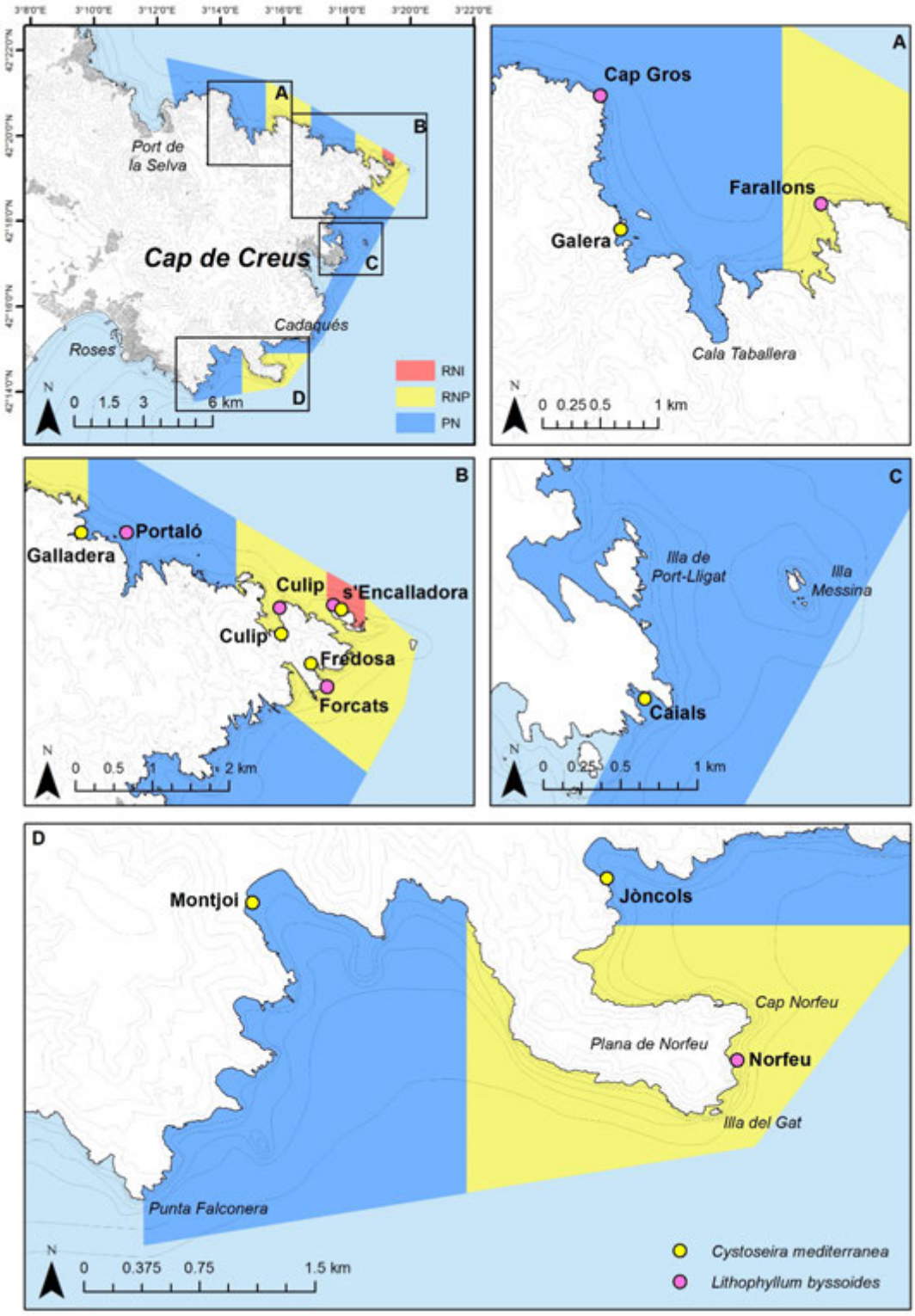


Figura 5. Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2019. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Metodologia de mostreig

Carpodesmia mediterranea

El mostreig de *C. mediterranea* es va dur a terme durant el mes de juny del 2019 període de màxim desenvolupament d'aquestes comunitats (Figura 6).

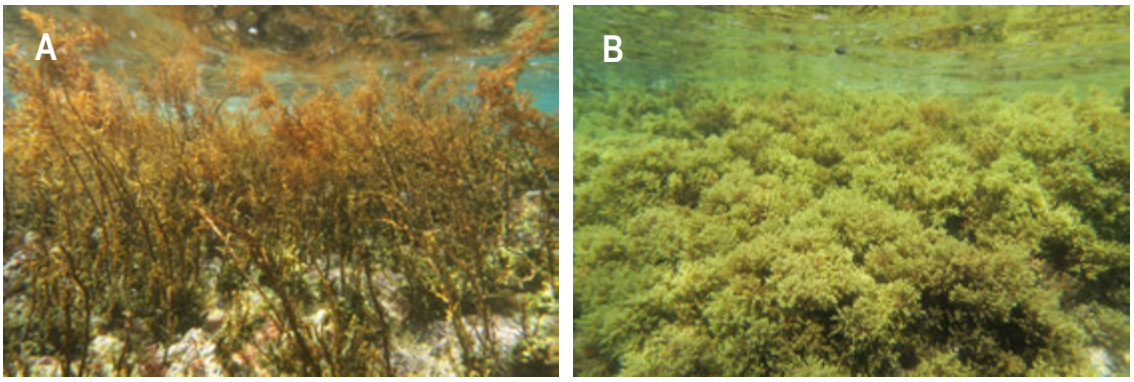


Figura 6. Exemples de d'individus (A) i bosc (B) de *C. mediterranea* ben desenvolupats.

Per a determinar les zones de mostreig, es va recórrer tot el litoral dels Parcs Naturals, identificant les zones on hi havia la presència de hàbitats dominats per *C. mediterranea*. D'aquests, es va fer una selecció de les zones on aquests hàbitats ocupaven una extensió abundant o formant petites terrasses, i suficient com per a poder monitoritzar-les (Figures 4 i 5).

Un cop establertes, cada zona de mostreig es van subdividir en 4 subzones amb presència abundant de *C. mediterranea* dins de cales o properes a elles, o bé zones on l'activitat humana és present, com el trepig o l'arribada al lloc mitjançant petites embarcacions com caiacs o petites embarcacions pneumàtiques.

Cadascuna d'aquestes subzones es va mostrejar mitjançant 5 quadres de 25 x 25 cm distribuïts a l'atzar (Figura 7). De cada quadre es mesurava:

- **Cobertura:** percentatge (%) d'alga que recobria el quadre.
- **Densitat:** nombre d'individus dins el quadre.
- **Alçada (en cm)** de l'individu més gran dins del quadre.
- **Fondària (en cm)** en la que es trobava el quadre.

A més, es va mesurar l'extensió total i amplada de cadascuna de les subzones escollides amb una cinta mètrica, buscant els límits de la comunitat.

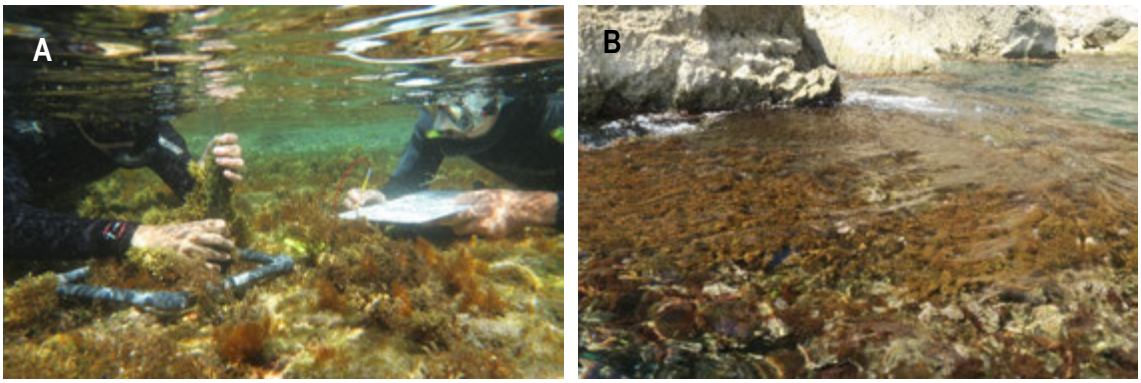


Figura 7. A) mètode de mostreig de *C. mediterranea*; mesura de l'alçada. B) exemple d'una terrassa de *C. mediterranea* a la subzona seleccionada pel mostreig de *C. mediterranea* a la cala del Baix de Cols.

Lithophyllum byssoides

Un cop trobats els punts de mostreig, es subdividia cadascun d'aquests en tres subzones, on es feia un total d'unes 20 fotografies per subzona amb quadrats d'acer inoxidable de 25 x 25 cm, iguals que els emprats per a mostrejar *C. mediterranea*, però amb un regle en un dels costats com a referència poder fer els anàlisis posteriors.

Degut a que a les tenasses hi ha un gradient marcat entre la part més exposada, on hi ha una major proporció de *Ellisolandia elongata* i espècies de l'infralitoral superior, degut a la major humectació, i la part més propera a la roca, on hi ha menys humectació i les espècies de l'infralitoral hi són menys representades, les fotografies en cada localitat es varen fer a la part mitja de cada tenassa per evitar la possible variabilitat degut a aquest gradient.

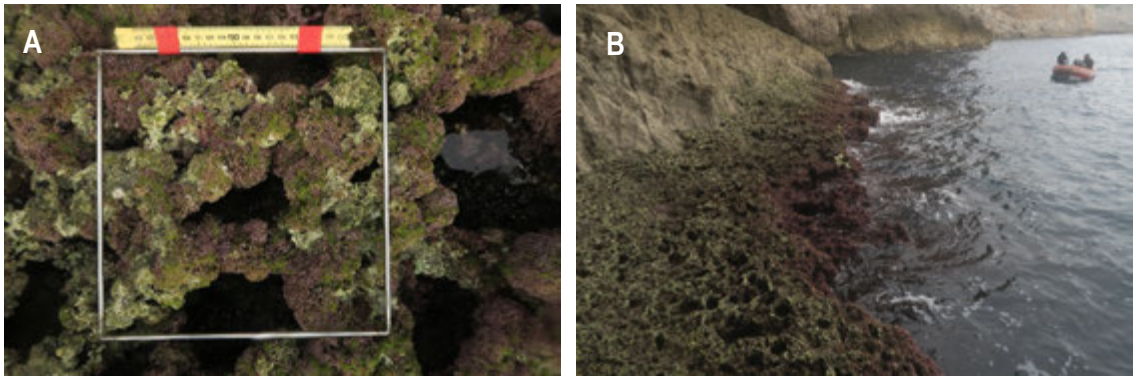


Figura 8. Mètode de mostreig de *Lithophyllum byssoides*. A) quadre d'acer inoxidable amb regle incorporat com a referència. B) Tenassa o trottoir de *L.byssoides*.

Les imatges es van analitzar mitjançant el programa Photoshop (CS4) d'Adobe calculant les àreesque ocupaven cada una de les següents categories:

- *Lithophyllum byssoides*
- *L. byssoides* blanquejat
- *L. byssoides* trencat
- Altres algues calcàries incrustants
- Altres algues calcàries blanquejades
- *Ellisolandia elongata*
- Algues no calcàries
- Animals sèssils

Resultats

Carpodesmia mediterranea

Densitats

Els valors de densitats de *C. mediterranea* al Parc Natural del Cap de Creus no han variat significativament en la majoria de les estacions mostrejades enguany respecte el 2017; sí que ho fa, però, l'estació de Caials (PN), on el 2017 presentava el valor més alt de densitat (16 individus per quadre), mentre que aquest any ha disminuït significativament (11 individus per quadre). Galera segueix sent l'estació on hi ha més densitat d'individus (Figura 9A, Taula 3).

D'altra banda, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter trobem tres estacions on la densitat ha patit una caiguda significativa de densitats: Meda Petita (RNP), que passat de 13 a 8 individus/25cm^2, Salpatxot (RNP), que passa d'un valor de 12 a un de 7 individus/25cm^2, i Falaguer (PN), on el 2017 hi havia 13 individus/25cm^2 i enguany n'hi ha 8 (Figura 9B, Taula 3).

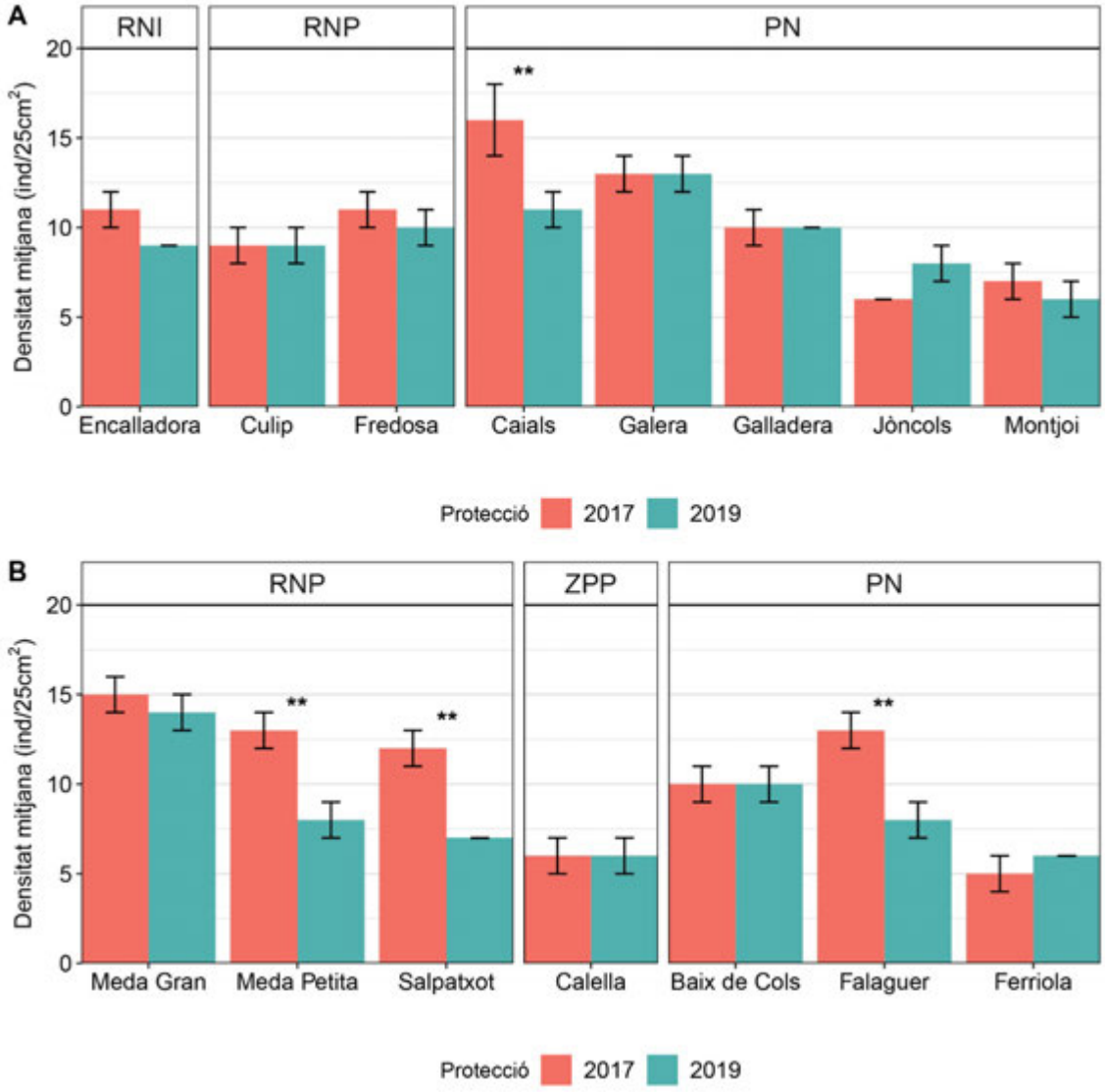


Figura 9. Densitat de *Carpodesmia mediterranea* (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions; RNI: Reserva Natura Integral, RNP: Reserva Natura Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Taula 3. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Carpodesmia mediterranea* els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**s'Encalladora**	3,10	0,07
	RNP	**Culip**	0,26	0,61
		Fredosa	0,02	0,89
	PN	**Galera**	0,02	0,88
		Galladera	0,06	0,80
		Caials	**5,38**	**<0,05**
		Jòncols	1,54	0,21
		Montjoi	0,08	0,79
Medes i Montgrí	RNP	**Salpatxot**	**14,67**	**<0,05**
		Meda Gran	0,26	0,61
		Meda Petita	**16,02**	**<0,05**
	ZPP	**Calella**	0,10	0,75
	PN	**Baix de Cols**	0,004	0,95
		Ferriola	0,02	0,90
		Falaguer	**10,86**	**<0,05**

Cobertura

Pel que fa a la cobertura, es pot observar que els majors percentatges de cobertura es troben a les estacions de Cap de Creus, sent cala Galladera (PN) la que presenta un valor més elevat i significativament més alt que el 2017 (94% enguany enfront el 77% de fa dos anys) i Montjoi (PN) la que té un valor més baix (tot i que segueix sent elevat), patint una disminució significativa respecte el 2017 (passant d'un 77% de cobertura en el mostreig anterior a un 64% el d'aquest any). L'illa de l'Encalladora (RNI) presenta una valors de cobertura significativament superiors als del 2017, passant d'un 74% a un 91% aquest 2019. La resta d'estacions no presenten valors significativament diferents als de fa dos anys (Figura 10A, Taula 4).

En quant al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, hi ha també tres estacions amb variacions significatives respecte el 2017, en aquest cas totes representen un augment de la cobertura: Meda Gran (RNP), que passa de presentar un valor del 70% a un del 89%, Meda Petita (RNP), que tenia un 56% de cobertura el 2017 i enguany en te un 76%, i Baix de Cols (PN), que ha passat d'un 41% a un 63%. La resta d'estacions no han variat respecte el 2017 i aquesta any és Ferriola la que presenta una cobertura més baixa (54%; l'any 2017 era Baix de Cols) i Meda Gran la que presenta un valor més elevat (Figura 10B, Taula 4).

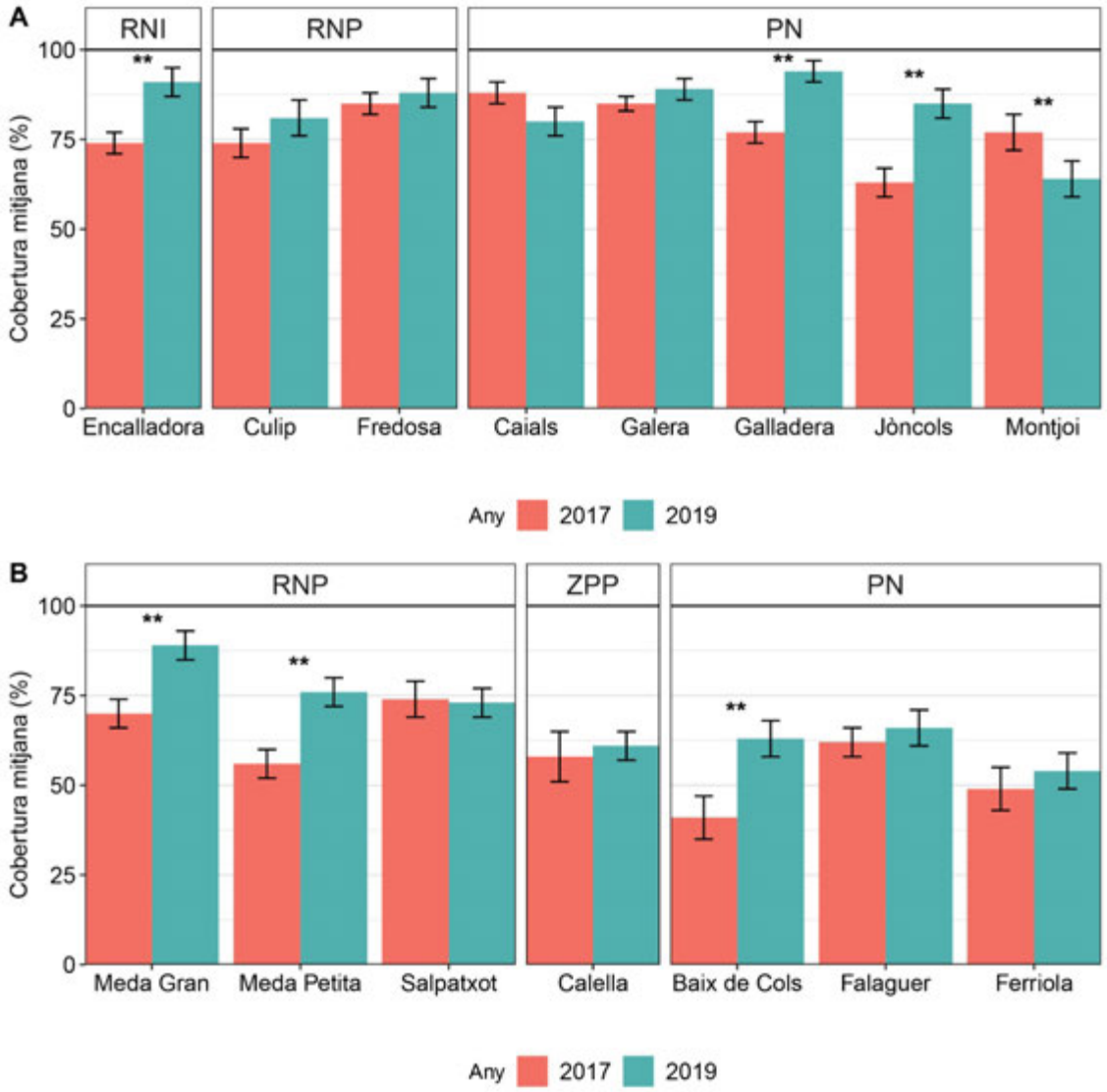


Figura 10. Cobertura de *C. mediterranea* (mitjana ± error estàndard) calculades per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions; RNI: Reserva Natura Integral, RNP: Reserva Natura Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Taula 4. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de *C. mediterranea* els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**s'Encalladora**	**14,56**	**<0,05**
	RNP	**Culip**	2,94	0,09
		Fredosa	1,77	0,18
	PN	**Galera**	3,02	0,08
		Galladera	**17,74**	**<0,05**
		Caials	2,06	0,15
		Jòncols	**11,98**	**<0,05**
		Montjoi	**4,33**	**<0,05**
Medes i Montgrí	RNP	**Salpatxot**	0,15	0,70
		Meda Gran	**12,71**	**<0,05**
		Meda Petita	**8,92**	**<0,05**
	ZPP	**Calella**	0,19	0,66
	PN	**Baix de Cols**	**6,04**	**<0,05**
		Ferriola	0.16	0,69
		Falaguer	0,82	0,37

Extensió

Els valors de l'extensió de les terrasses de *C. mediterranea* no han patit cap mena de variació respecte l'any 2017, ni al Parc Natural del Cap de Creus ni al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. S'observa, però, que al Cap de Creus les terrasses són més grans que al Montgrí-Medes. Mentre que el valor més elevat del primer és d'uns 25 metres a cala Jòncols (PN), el valor més elevat del segon és d'uns 12 m a Meda Petita (RNP) (Figura 11A i B, Taula 5).

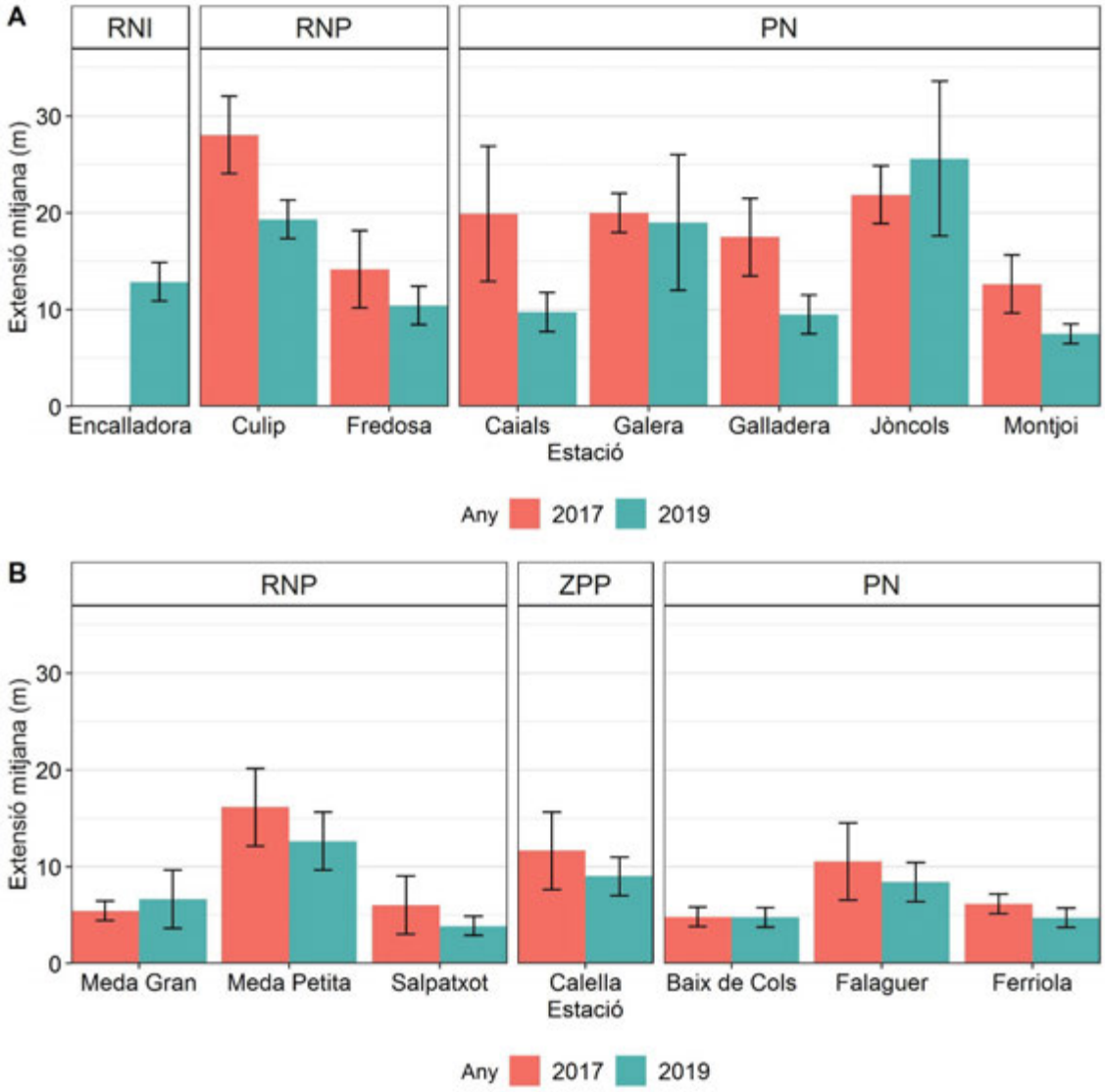


Figura 11. Extensió de les terrasses de *C. mediterranea* (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions; RNI: Reserva Natura Integral, RNP: Reserva Natura Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Taula 5. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les extensions de les terrasses de *C. mediterranea* els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**s'Encalladora**	-	-
	RNP	**Culip**	0,50	0,48
		Fredosa	0,08	0,77
	PN	**Galera**	2,18	0,14
		Galladera	0,08	0,77
		Caials	0,75	0,39
		Jòncols	0	1,00
		Montjoi	0,33	0,56
Medes i Montgrí	RNP	**Salpatxot**	0,08	0,77
		Meda Gran	2,00	0,16
		Meda Petita	0,75	0,39
	ZPP	**Calella**	0,33	0,56
	PN	**Baix de Cols**	0,08	0,77
		Ferriola	2,19	0,14
		Falaguer	0,75	0,39

Lithophyllum byssoides

Parc Natural de Cap de Creus

Al cap de Creus, *Lithophyllum byssoides* es distribueix principalment a la mar d'amunt, on és més abundant i arriba a formar cornises, però no de forma contínua. No obstant, aquestes cornises tenen en general una amplada moderada en comparació a les de la costa del Montgrí i les Illes Medes, amb una bona cobertura de *L. byssoides*, a més d'altres espècies d'algues calcàries incrustants.

La cobertura de *Ellisolandia elongata* (sin. *Corallina elongata*) que era força elevada l'any 2017, ha patit enguany una regressió generalitzada. Sobretot a les estacions de l'Encalladora i Farallons és on ha estat significativament marcada (Figura 12). En alguns punts s'ha pogut observar un cert creixement d'aquesta alga per sobre de la cornisa.

S'ha pogut observar també que la proporció d'altres algues, aquest any, ha mostrat un patró invers al de *E. elongata* augmentant la seva cobertura en la majoria de les estacions (Figura 12).

També s'ha observat que *L. byssoides* ha sofert nous esdeveniments blanquejament en la majoria de les estacions analitzades i en les algues calcàries incrustants s'ha reduït, generalment, la superfície blanquejada en relació al 2017 (Figures 13 i 14).

En comparació amb l'estudi realitzat al 2017, s'ha observat l'augment de les cobertures de *L. byssoides* en totes les estacions de Parc Natural del Cap de Creus, sent l'estació de Farallons l'única on la diferència de l'increment interanual no és estadísticament significativa.

Pel que fa a les algues calcàries incrustants s'ha observat l'efecte invers a l'anterior amb *L. byssoides*. Aquest grup d'algues ha sofert una reducció dràstica respecte la cobertura que ocupava l'any 2017 en totes les estacions estudiades. Per exemple, l'estació de Cap Gros, la més afectada per aquest fet, ha experimentat una reducció del 42%; passant del 45% que ocupava l'any 2017 al 2,87% que ocupa enguany.

La categoria d'altres algues mostra un augment significatiu en totes les estacions exceptuant les de l'Encalladora i Culip, que es mantenen amb uns valors similars als del 2017.

Respecte *Ellisolandia elongata* no s'han observat canvis significatius enguany exceptuant les estacions de l'Encalladora i Farallons que veuen reduïda la seva cobertura.

Finalment, els animals sèssils han vist augmentada la seva cobertura en totes les estacions al 2019; sent estadísticament significatiu aquest augment a l'Encalladora, Farallons, Norfeu i Cap Gros (Figura 12).

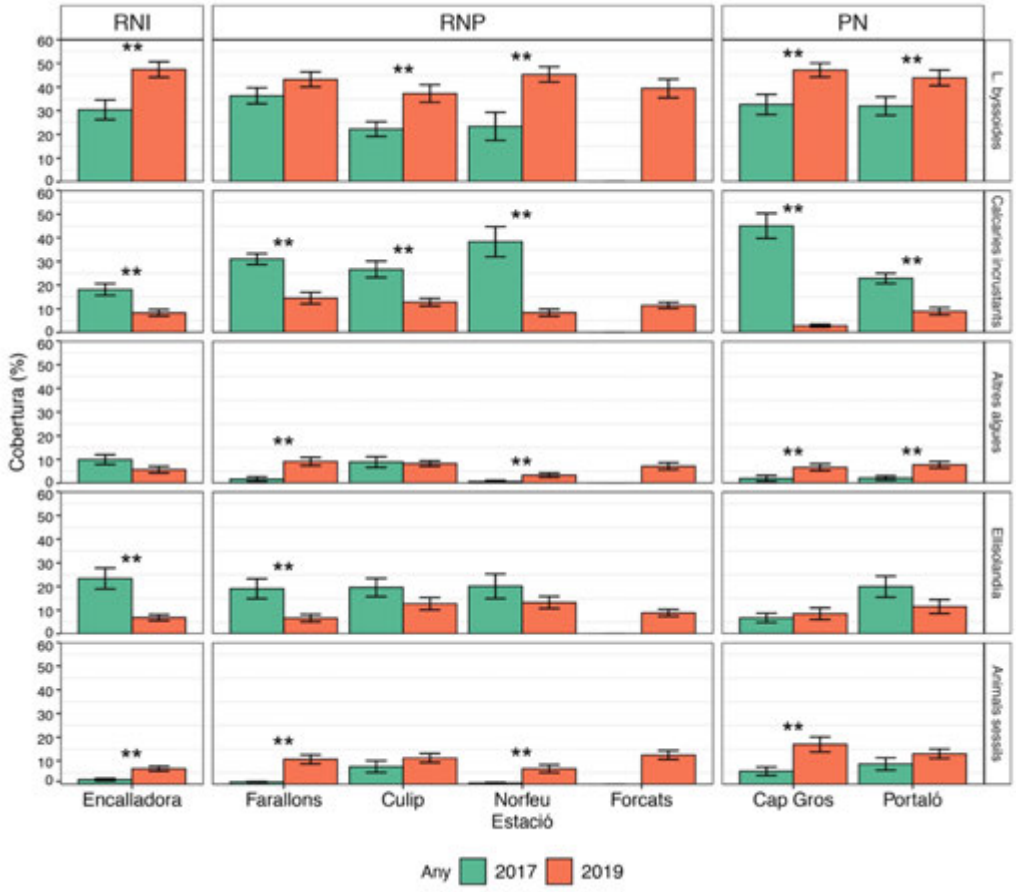


Figura 12. Valors de cobertura de *L. byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Cap de Creus. Enguany hem afegit l'estació de "Forcats" i és per això que els valors corresponents al 2017 són nuls. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 6. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de cada categoria de la comunitat els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	*L. byssoides*		Calcàries incrustants		Altres algues		*Corallina*		Animals sèssils	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**8,13**	**<0,05**	**13,60**	**<0,05**	3,49	0,06	**10,12**	**<0,05**	**12,52**	**<0,05**
	RNP	**Farallons**	2,17	0,14	**13,88**	**<0,05**	**13,99**	**<0,05**	**8,27**	**<0,05**	**24,10**	**<0,05**
		Culip	**5,88**	**<0,05**	**12,01**	**<0,05**	0,21	0,64	2,71	0,09	3,52	0,06
		Norfeu	**8,01**	**<0,05**	**15,08**	**<0,05**	**5,64**	**<0,05**	1,38	0,24	**14,75**	**<0,05**
		Forcats	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PN	**Cap Gros**	**8,65**	**<0,05**	**23,43**	**<0,05**	**8,65**	**<0,05**	0,03	0,87	**12,96**	**<0,05**
		Portaló	**4,44**	**<0,05**	**15,90**	**<0,05**	**9,27**	**<0,05**	2,81	0,09	3,64	0,06

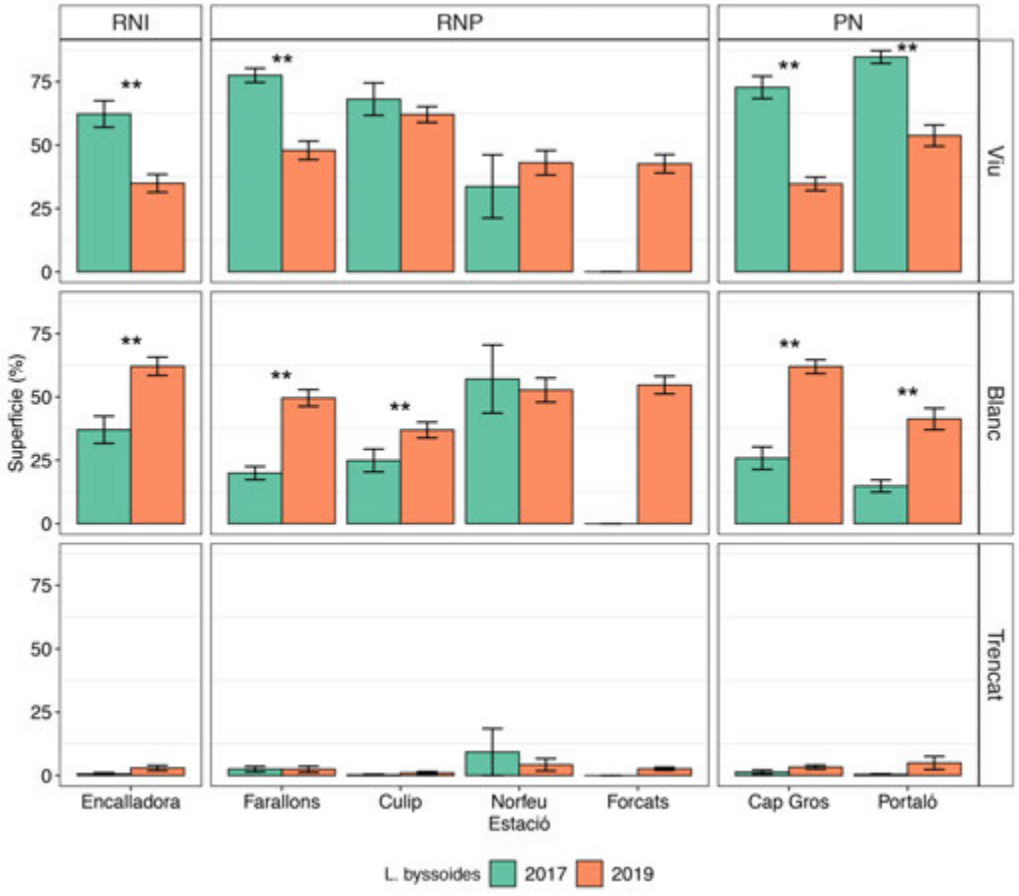


Figura 13. Percentatge de la superfície sana, blanquejada i trencada de *L. byssoides* (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural de Cap de Creus. Enguany hem afegit l'estació de "Forcats" i és per això que els valors corresponents al 2017 són nuls. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 7. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant l'estat de les superfícies de *Lithophyllum byssoides* els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta

Parc	Protecció	Estació	Viu		Blanc		Trencat	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**12,95**	**<0,05**	**10,89**	**<0,05**	0,47	0,49
	RNP	**Farallons**	**20,54**	**<0,05**	**22,14**	**<0,05**	0,71	0,40
		Culip	2,71	0,09	**4,81**	**<0,05**	0,08	0,77
		Norfeu	1,47	0,22	0,28	0,60	0,23	0,63
		Forcats	-	-	-	-	-	-
	PN	**Cap Gros**	**21,56**	**<0,05**	**19,67**	**<0,05**	2,76	0,09
		Portaló	**18,01**	**<0,05**	**16,57**	**<0,05**	0,39	0,53

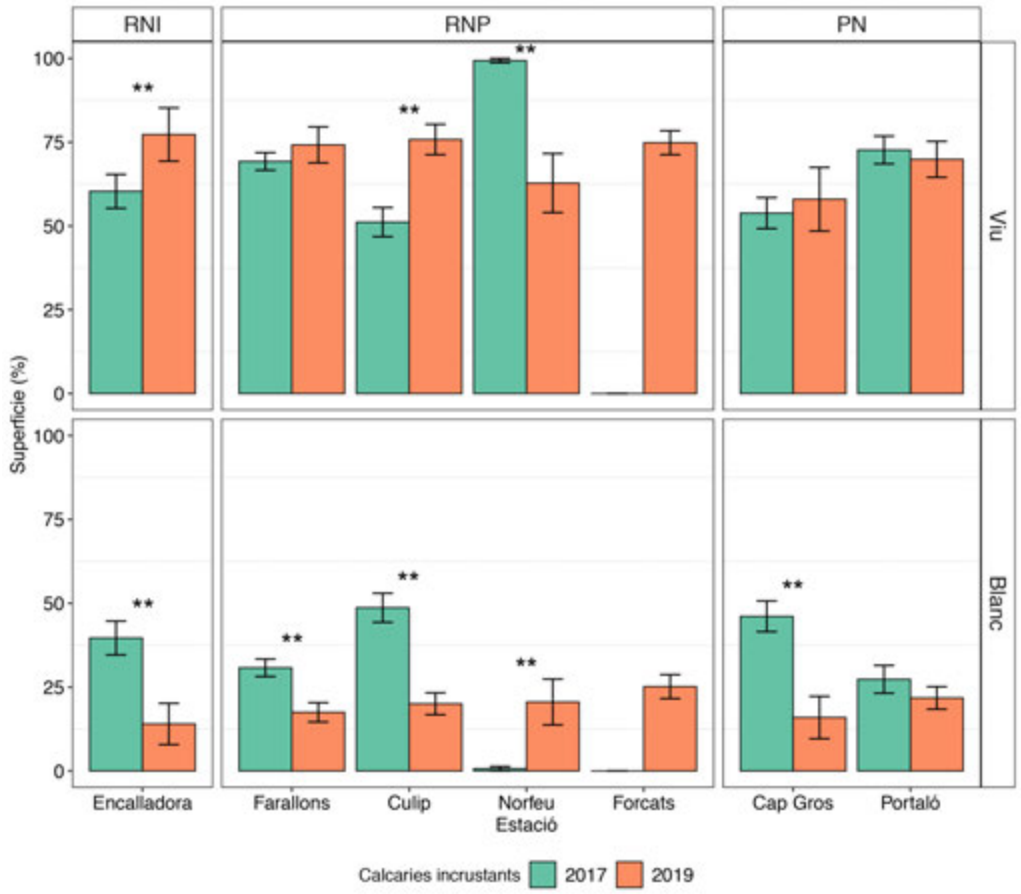


Figura 14. Percentatge de superfície sana i blanquejada d'algues calcàries incrustants (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc natural del Cap de Creus. Enguany hem afegit l'estació de "Forcats" i és per això que els valors corresponents al 2017 són nuls. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 8. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant l'estat de les superfícies d'algues calcàries incrustants els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Protecció	Estació	Viu		Blanc	
			KS	p-valor	KS	p-valor
Cap de Creus	RNI	**Encalladora**	**7,87**	**<0,05**	**14,22**	**<0,05**
	RNP	**Farallons**	3,32	0,06	**7,25**	**<0,05**
		Culip	**12,64**	**<0,05**	**15,94**	**<0,05**
		Norfeu	**7,59**	**<0,05**	**4,07**	**<0,05**
		Forcats	-	-	-	-
	PN	**Cap Gros**	1,09	0,30	**14,94**	**<0,05**
		Portaló	0,03	0,86	0,48	0,49

L'estació de l'**Encalladora** mostra unes tenasses ben desenvolupades però molt determinades pel relleu del substrat. En zones on la paret és més vertical es desenvolupa en menor mesura i, tot i que hi ha presència de *L. byssoides*, no arriba a formar cornises i hi trobem el límit ben definit entre la distribució de *E. elongata* i la formació de *L. byssoides*. Per altre banda, en les zones de menys pendent, el creixement de *E. elongata* és més important i n'observem el creixement per sobre les frondes de *L. byssoides*.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 47,4% (Figura 12), el qual representa un augment significatiu respecte l'anterior estudi (Taula 6), amb una superfície viva del 35%, blanquejada del 62,1% i trencada del 3% (Figures 13 i 14). Això suposa una disminució en la superfície viva significativa i un augment de la superfície blanquejada, també significativa, respecte el 2017 (Taula 7). La cobertura de les calcàries incrustants és del 8,3%, la qual ha disminuït significativament respecte el 2017, amb una superfície viva del 77,3% i blanquejada del 14%. Per tant, igual que amb el *L. byssoides*, això suposa una disminució en la superfície viva significativa i un augment de la superfície blanquejada, també significatiu, respecte el 2017 per les calcàries incrustants (Taula 8). La cobertura de *E. elongata* ha disminuït significativament enguany, passant del 23,4% al 6,9%.

L'estació de **Farallons** mostra també un creixement força limitat de la cornisa, que es concentra en les infructuositats de la roca, sempre en zones exposades.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 43,2%, sense diferències amb la de l'anterior estudi, amb una superfície viva del 47,9%, blanquejada del 49,6% i trencada del 2,5%. Respecte al 2017, la superfície viva de *L. byssoides* ha disminuït (de un 77,5% el 2017 a un 47,9% el 2019), i la blanquejada ha augmentat (del 20% el 2017 al 49,6% el 2019). Les calcàries incrustants han disminuït significativament la seva cobertura, sent enguany del 14,5% i també han disminuït la superfície blanquejada significativament. La cobertura de *E. elongata* també ha disminuït significativament, davallant del 19% al 6,7%.

L'estació de **Culip** mostra una tenassa força estreta i limitada a les zones on la roca es més plana (Figura 15).

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 37,3%, mostrant un augment significatiu respecte l'any 2017, amb una superfície viva del 62%, blanquejada del 36.9% i trencada del 1%. La superfície blanquejada ha sofert un augment significatiu enguany. Les calcàries incrustants han disminuït significativament la seva cobertura, sent enguany del 12,8% i també ha disminuït significativament la superfície blanquejada. Per altra banda la superfície viva ha augmentat significativament passant d'un 51,2% el 2017 al 75,8% el 2019.

La cobertura de *E. Elongata* és força important, no s'ha observat cap canvi significatiu respecte l'any 2017.

Figura 15. Imatges de la tenassa estudiada a l'estació de Culip, Parc Natural del Cap de Creus

La cornisa de *L. byssoides* a **Cap Norfeu** és l'estació amb característiques més diferents de la resta degut, provablement, a la seva situació geogràfica, tot i que es distribueix també a les zones més exposades.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 45,3%, la qual ha augmentat significativament respecte l'any 2017 (amb un 23,4%), amb una superfície viva del 43%, blanquejada del 52,7% i trencada del 4,3%. Aquesta ha estat l'estació amb un major augment de la cobertura de *L.* byssoides. Les superfícies blanquejades i trencades s'han mantingut sense canvis aparents. La cobertura de *E. elongata*, del 13,3% enguany, tampoc ha canviat significativament parlant.

L'estació de **Forcats**, incorporada aquest 2019, ha mostrat un 39,4% de cobertura de *L. byssoides*, amb una superfície viva del 42,6%, blanquejada del 54,7% i trencada del 2,7%. La cobertura d'algues calcàries incrustants ha estat del 11,4% amb un 74,8% de superfície viva i un 25,2% de superfície blanquejada. La cobertura de *E. elongata* ha estat del 8,9% (Figura 16).

Figura 16. Imatge de l'estació de Forcats incorporada enguany, Parc Natural del Cap de Creus.

La cornisa de *L. byssoides* a l'estació de **Cap Gros** es troba sota una paret força vertical, i adopta una forma molt delimitada i una amplada limitada.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 47,2%, ha augmentat significativament respecte l'any 2017, amb una superfície viva del 34,7%, blanquejada del 62% i trencada del 3,3%. Això ha determinat una disminució significativa en la superfície viva d'aquest rodòfit, passant del 72,8% viu al 2017 al 34,7%, i un augment significatiu de la superfície blanquejada, sent del 25,9% al 2017 i del 62% enguany. Les calcàries incrustants han vist reduïda significativament la seva superfície blanquejada, passant del 46,1% del 2017 al 15,9% enguany. La cobertura de *E. elongata* és del 8,52%, per tant, no presenta canvis significatius.

El **Portaló**, era l'estació que havia mostrat una proporció menor de blanquejament de *L. byssoides* l'any 2017. Enguany ha augmentat significativament la superfície blanquejada i ha perdut aquest atribut, quedant en segona posició respecte aquest factor. Tot i això, la proporció de *L. byssoides* i altres algues calcàries incrustants és similar a la resta d'estacions.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 43,9%, la qual ha augmentat significativament respecte l'any 2017, amb una superfície viva del 53,7%, blanquejada del 41,3% i trencada del 5%. Per tant, s'ha observat una disminució significativa de la superfície viva i un augment, també significatiu, de la superfície blanquejada respecte l'anterior estudi. Les calcàries incrustants han sofert una disminució significativa de la cobertura respecte el 2017. En aquestes algues, no s'han observat canvis significatius en quant a les superfícies vives o blanquejades. Tampoc s'ha observat un canvi significatiu en la cobertura de *E. elongata*.

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Les tenasses *de L. byssoides* a la costa del Montgrí i les Illes medes estan molt més desenvolupades que al cap de Creus, formant en moltes àrees un cinturó continu amb una amplada i potència de les cornises elevada, i en zones molt desenvolupades. Degut a aquest important desenvolupament de les cornises, en aquesta zona ha estat més dificultós distingir les diferents espècies d'algues calcàries incrustants, de forma que l'any 2017 es van categoritzar conjuntament.

Enguany, 2019, hem aconseguit separar-les en els mateixos grups analitzats al Cap de Creus. Per tal de comparar-les, les hem agrupat en les mateixes categories que al 2017 i a més, hem representat els mateixos valors amb les noves categories per tal de representar de forma més visual l'estat actual del parc. Això ens permetrà en futurs anàlisi comparar directament cada categoria individualment (Figures 17 i 19).

En línies generals podem dir que no s'han observat gaire canvis significatius en les cobertures dels diferents grups entre l'any 2017 i el 2019, en comparació amb el Parc Natural del Cap de Creus (Taula 9).

En el grup de algues calcàries juntament amb el *Lithophyllum byssoides*, només hi hagut canvis significatius en les estacions de Cap Castell i Utrera. Aquestes han sofert una disminució estadísticament significativa respecte les cobertures de l'any 2017. El mateix passa amb la categoria d'altres algues, on s'ha observat disminucions significatives en les cobertures de les estacions de Pota del Llop i Tres coves i un augment significatiu a l'estació de Cap Castell (Figura 18).

En la categoria de *Corallina* (*Ellisolandia elongata*) no s'ha observat cap canvi significatiu entre els estudis de 2017 i els del 2019.

Per últim, enguany, en la categoria d'animals sèssils, les estacions de Salpatxot, Tres Coves, Cap Castell i Utrera han sofert un augment significatiu en relació amb l'any 2017.

En referència a la mortalitat, el percentatge de blanquejament de *L. byssoides* en aquesta àrea va ser major al 2017, sent ara major al Cap de Creus per menys d'1% de diferència; 50,69% i 51,33% respectivament (Taula 10).

El percentatge de blanquejament d'algues calcàries incrustants també ha estat major al Cap de Creus que a les illes Medes, amb una mitjana de 19,28% i 4,08% respectivament. Per contra, la cobertura de *E. elongata* va ser menor al 2017 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter però aquest 2019 ha estat major al Parc Natural del Cap de Creus. (Figura 20).

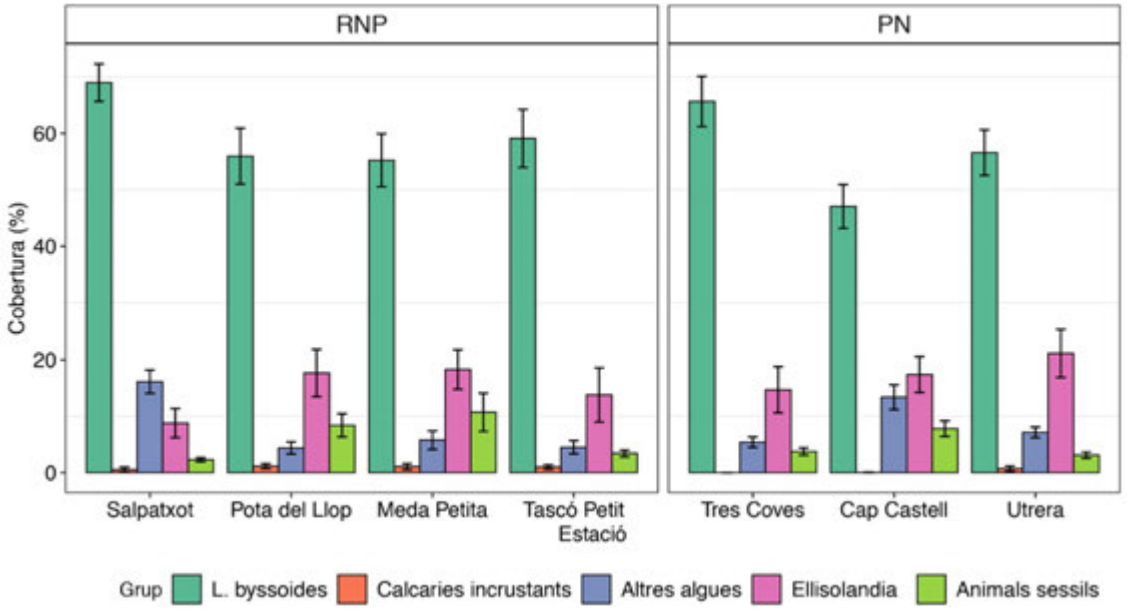


Figura 17. Valors de cobertura de *L. byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana ± error estàndard) per estació l'any 2019 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

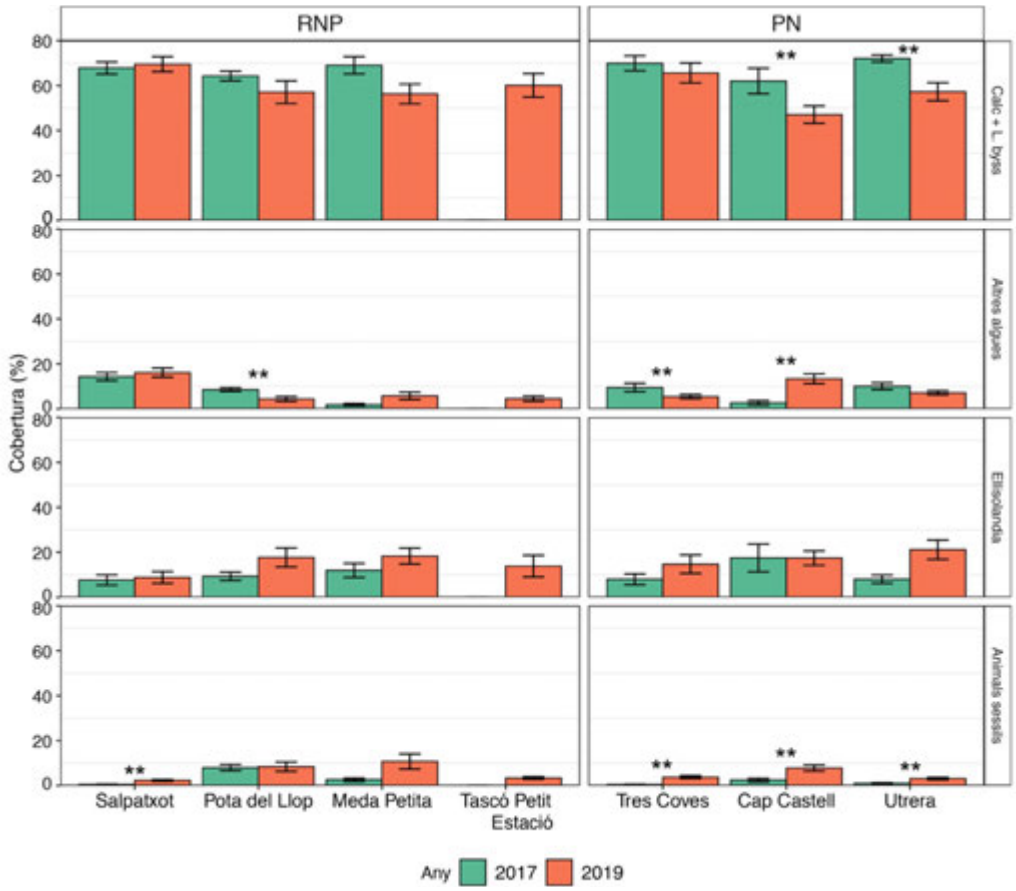


Figura 18. Valors de cobertura de *L. byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

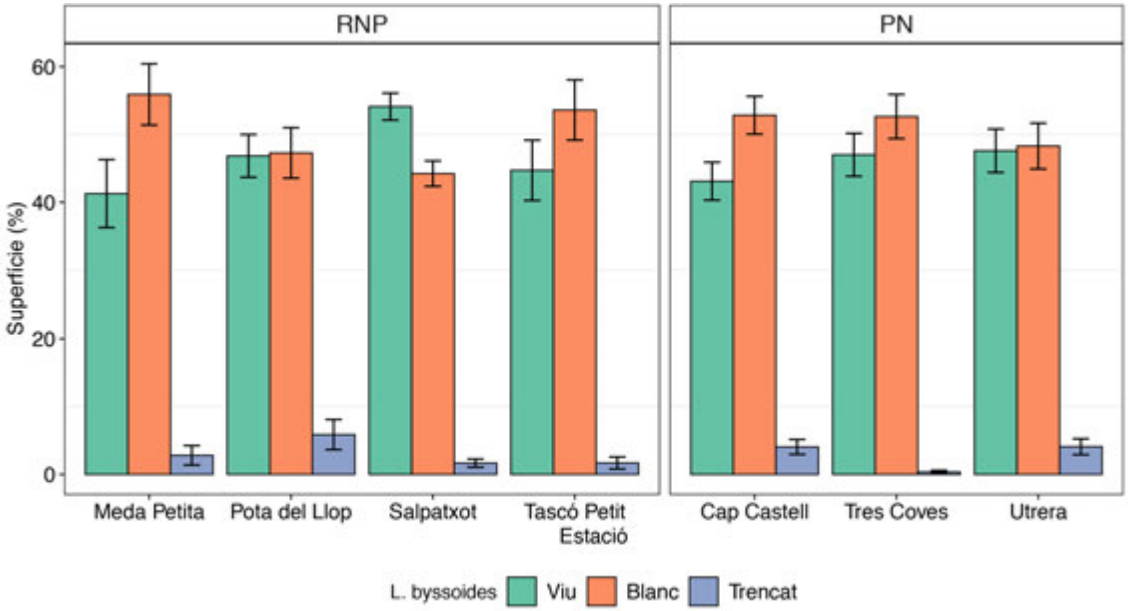


Figura 19. Percentatge de la superfície sana, blanquejada i trencada de *L. byssoides* (mitjana ± error estàndard) per estació enguany, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

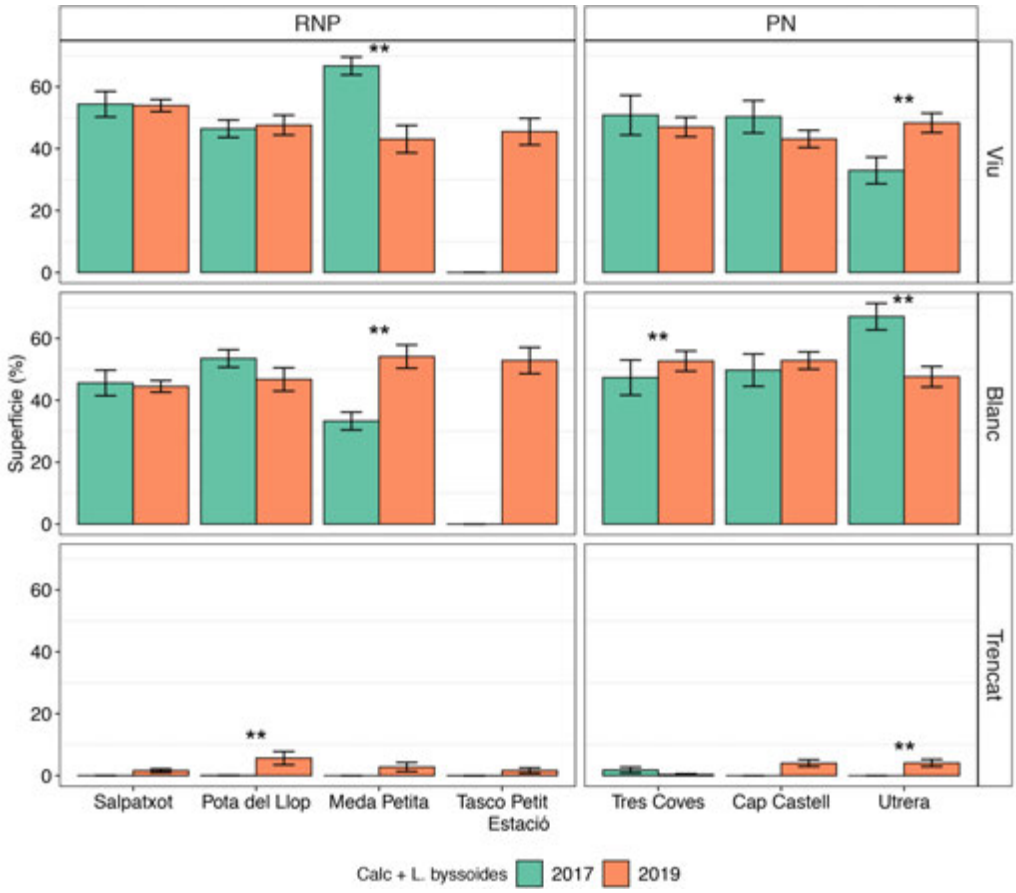


Figura 20. Percentatge de superfície sana i blanquejada d'algues calcàries incrustants (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017 i 2019) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els dos anys. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Taula 9. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de cada categoria de la comunitat els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Prot	Estació	*L. byssoides* + Calcàries incrustants		Altres algues		*Corallina*		Animals sèssils	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Medes i Montgrí	RNP	**Salpatxot**	1,02	0,31	0,37	0,54	0,003	0,95	**7,90**	**<0,05**
		Pota del Llop	0,78	0,76	**11,36**	**<0,05**	2,21	0,14	0,42	0,52
		Meda Petita	3,48	0,06	3,84	0,05	1,62	0,20	3,15	0,07
		Tascó Petit	-	-	-	-	-	-	-	-
	PN	**Tres Coves**	0,16	0,69	**4,49**	**<0,05**	0,61	0,44	**12,67**	**<0,05**
		Cap Castell	**4,69**	**<0,05**	**16,30**	**<0,05**	1,24	0,26	**11,69**	**<0,05**
		Utrera	**7,22**	**<0,05**	0,93	0,33	3,15	0,07	**9,18**	**<0,05**

Taula 10. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant l'estat de les superfícies de *Lithophyllum byssoides* juntament amb les calcàries incrustants, els anys 2017 i 2019 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

Parc	Prot	Estació	Viu		Blanc		Trencat	
			KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Medes i Montgrí	RNP	**Salpatxot**	0,003	0,95	0,12	0,73	2,74	0,09
		Pota del Llop	0,06	0,81	1,58	0,21	**11,11**	**<0,05**
		Meda Petita	**11,16**	**<0,05**	-	-	**8,34**	**<0,05**
		Tascó Petit	-	-	-	-	-	-
	PN	**Tres Coves**	2,56	0,11	**2,25**	**<0,05**	3,11	0,07
		Cap Castell	1,37	0,24	0,28	0,60	-	-
		Utrera	**6,27**	**<0,05**	**8,38**	**<0,05**	**11,60**	**<0,05**

Al **Salpatxot**, la cornisa de *L. byssoides* és contínua a les zones més exposades, i forma un cinturó continu resseguint la orografia en les zones més exposades. Tot i ser una de les zones més freqüentades de les Medes, no hem identificat tal·lus morts o signes de deteriorament (Figura 21).

Al 2019, la cobertura d'algues calcàries incrustants es de 69,5%, de les quals un 69% és *L. byssoides*, amb un 54,4% viu, un 45,5% blanquejat i un 1,6% trencat. La cobertura de *E. elongata* és del 8,8%. No s'ha observat canvis significatius en la comparació interanual, a excepció d'un augment significatiu en la cobertura d'animals sèssils.

Figura 21. Imatge de la tenassa de l'estació del Salpatxot, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

L'estació de la **Pota del Llop** mostra una tenassa molt desenvolupada, que és contínua pràcticament en tota la costa Nord-Est de la Meda gran. En ocasions arriba a tenir més d'un metre d'amplada, amb una complexitat tridimensional molt elevada amb multitud de infructuositats i cubetes.

Enguany, la cobertura d'algues calcàries incrustants es de 57,1% (de les quals un 56% és *L. byssoides*) amb un 46,4% viu, un 53,5% blanquejat i un 5,9% trencat. La cobertura de *E. elongata* és del 17,7%. No s'han observat canvis significatius de les cobertures en la comparació entre ambdós anys, a excepció d'una disminució significativa en la cobertura d'altres algues. S'ha vist un augment significatiu en la superfície trencada de algues calcàries incrustants, que passen del 0,1% al 5,9%.

L'estació de la **Meda Petita**, a la zona Nord-Est, també es forma una tenassa continua de *L. byssoides*, que en alguns punts, especialment a les raconades, pot arribar a tenir més d'un metre d'amplada. És l'estació que presenta la disminució més rellevant de superfície viva d'aquesta espècie (Figura 22).

En aquesta zona es va poder observar taques grans de blanquejament d'algues calcàries incrustants (*Lithophyllum* spp.) a la part superior de la tenassa, en els extraploms que formen la roca erosionada a ran d'aigua.

Aquest any, la cobertura d'algues calcàries incrustants es de 56,3% (de les quals un 55,2% és *L. byssoides*) amb un 66,7% viu, un 33,3% blanquejat i un 2,8% trencat, i la cobertura de *E. elongata* ha estat del 8,8%.

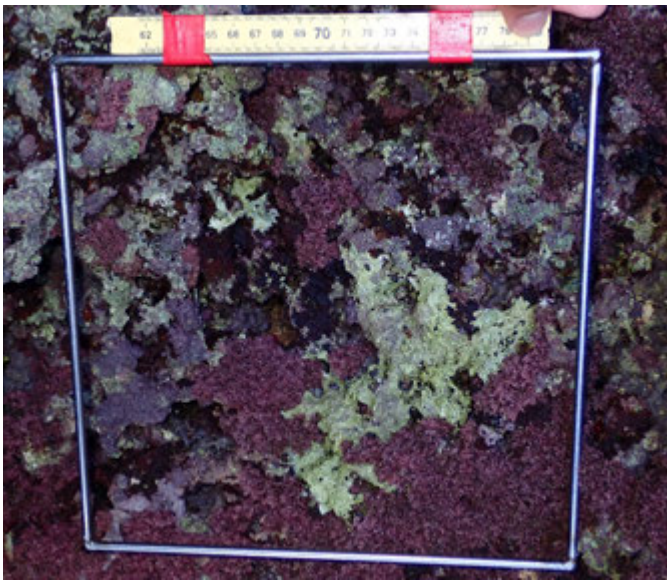


Figura 22. Imatge de l'estació de Meda Petita, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on s'observa la superfície blanquejada de *L. byssoides*.

L'estació de **Tascó Petit**, incorporada aquest any, ha mostrat valors similars de cobertures que la resta d'estacions (Figura 23). La cobertura de *L. byssoides* ha estat del 59,1%, amb una superfície viva del 44,7%, blanquejada del 53,6% i trencada del 1,7%. Les calcàries incrustants han representat una cobertura de l'1%. La cobertura de *E. elongata* ha estat del 13,8%.

Figura 23. Imatge de la tenassa de l'estació del Tascó Petit, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, incorporada enguany.

La tenassa de la zona de la punta de les **Tres Coves** és més irregular, més ample en cantonades, mentre que es fa més estreta en les zones més exposades.

Enguany, la cobertura d'algues calcàries incrustants es del 65,7% (tot és *L. byssoides*) amb un 50,8% viu, un 47,3% blanquejat i un 1,8% trencat. La cobertura de *E. elongata* ha estat del 14,7%. L'únic canvi significatiu observat, ha estat l'augment de la superfície blanquejada de les algues calcàries incrustants.

Cap Castell mostra també una tenassa contínua en tota la franja més exposada al mar, amb zones d'una amplada considerable, superiors al metre.

Aquest any, la cobertura d'algues calcàries incrustants es del 47,1% (de les quals un 47% és *L. byssoides*) amb un 50,3% viu i un 49,7% blanquejat. La cobertura de *E. elongata* ha estat del 17,4%. No s'han observat canvis significatius en la mortalitat de les superfícies entre anys.

Les tenasses de **Cap d'Utrera** també formen cinturons continus en tota la seva extensió, i en algunes zones, on el pendent de la roca és menor, la seva amplada pot arribar a ser de més de dos metres (Figura 24).

Enguany, la cobertura d'algues calcàries incrustants es del 57,3% (de les quals un 56.6% és *L. byssoides*) amb un 33% viu, un 67% blanquejat i un 4,1% trencat. La cobertura de *E. elongata* ha estat del 21,1%. Tot i que s'ha observat una disminució significativa en la cobertura d'aquestes algues, s'ha observat també un augment significatiu en la superfície viva i una disminució significativa de la superfície blanquejada. També s'ha observat un augment significatiu en la superfície trencada, tot i que no assoleix un valor gaire elevat.

Figura 24. Imatge de la tenassa de l'estació del Cap d'Utrera, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. S'observa una amplada superior als 2 metres en aquesta cornisa.

Discussió

Carpodesmia mediterranea

Enguany, les dades de densitats, cobertures i extensions de les terrasses de *C. mediterranea* ens han servit per poder comparar-les amb les obtingudes el 2017. En general, es pot observar que les dades mostren que *C. mediterranea* es troba en millor estat al Parc Natural del Cap de Creus que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Pel que fa el Cap de Creus, en general les densitats no han variat significativament respecte el 2017. N'és una excepció, però, l'estació de Caials, en la que es detecta una disminució significativa del nombre de colònies per quadrat mostrejat; tot i això, la cobertura en aquesta estació no ha quedat afectada. Aquesta disminució de densitats podria ser deguda a l'impacte humà, degut a que és una localització força exposada a aquest tipus de pressions.

En quant a les cobertures mitjanes es pot observar que totes les estacions presenten uns valors molt elevats d'aquest paràmetre, arribant a quasi el 100% en alguns casos, amb alguna variació en algunes estacions respecte el 2017 (Encalladora, Galladera i Jòncols). L'extensió mitjana de les terrasses de *C. mediterranea* al Cap de Creus sembla no haver variat significativament des del 2017, malgrat això, sí que podem observar que la tendència és que aquesta disminueix en algunes cales, com per exemple a Caials o Galladera.

Analitzant els resultats obtinguts al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, s'observa que les densitats de *C. mediterranea* han disminuït significativament en tres de les estacions mostrejades (Meda Petita, Salpatxot i Falaguer) baixant, en tots els casos, a menys de 10 colònies per quadre.

En quant al paràmetre de la cobertura mitjana es pot veure com, en general, els valors són força inferiors als observats a Cap de Creus, exceptuant l'estació de la Meda Gran, que presenta un valors similars. Respecte els valors de 2017, s'han trobat un augment en algunes estacions (Meda Gran, Meda Petita i Baix de Cols). En general, les estacions de dins de la reserva presenten una major cobertura que les que es troben fora d'aquesta. L'extensió de les comunitats de *C. mediterranea* dins aquest parc és menor que les de Cap de Creus, i no mostren diferències respecte el 2017. No obstant, la variació en el paràmetre de cobertura mitjana és molt variable segons el període de mostreig i el grau de desenvolupament de les comunitats.

La disminució en les densitats de *C. mediterranea* podria ser deguda a les intenses activitats turístiques que es realitzen en aquesta àrea, ja que aquestes zones són de fàcil accés per als visitants que poden accedir-hi a nedant o mitjançant caiac o altres embarcacions que, en alguns casos, avaren sobre aquestes comunitats. En el cas del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes

i el Baix Ter, malgrat que la zona emergida de les Medes sigui Reserva Integral i segons la normativa no es pot desembarcar, durant les campanyes de seguiment s'ha pogut observar reiteradament caiacs i altres embarcacions avarades sobre comunitats de *C. mediterrània*, a més de persones accedint-hi sense problemes. En altres estacions, com al Falaguer (PN), es va poder observar l'impacte directament, ja que la zona d'estudi mostrava roca pelada, inclòs amb restes de pintura *antifouling*.

Cal posar alerta en aquest resultat, ja que fins al moment l'impacte del trepig i avarament d'embarcacions no s'havia estudiat i, tal com es mostra en aquest informe, té un efecte negatiu notable sobre les comunitats mediolitorals.

Aquest descriptor va començar a aplicar-se en el seguiment dels Parcs Naturals de Catalunya. Degut a que va ser el primer control que es va dur a terme, en aquell primer informe no es tenia cap referència prèvia de l'estat de les poblacions de *C. mediterranea*. No obstant, es varen observar certes diferències entre els parcs naturals del cap de Creus i el Montgrí, i entre les estacions del Montgrí i les illes Medes. Aquests canvis es varen atribuir a les diferències ambientals entre les diferents zones. En aquest segon informe hem pogut constatar una disminució de les densitats de *C. mediterranea* en algunes estacions respecte el primer control del 2017, causats per impactes físics degut a l'avarada de caiacs i altres embarcacions i el trepig per part de banyistes.

Aquest estudi fa evident que aquestes són comunitats molt sensibles al trepig i als usos de banyistes i de petites embarcacions. Cal remarcar, a més, que aquestes comunitats, a part del seu valor intrínsec, tenen una important funció ecològica, com l'aportació de matèria orgànica al sistema, i són hàbitats fonamentals per a moltes espècies, ja que proporcionen refugi i aliment per a moltes espècies d'invertebrats i de peixos, especialment en les seves fases larvàries i processos de reclutament.

És per aquest motiu que es recomana aplicar noves mesures de gestió que minimitzin aquest impacte, ja sigui a través de la informació als diferents usuaris que potencialment poden malmetre aquestes comunitats, com augmentar les mesures de control per a fer respectar la normativa que impedeix l'avarament i trepig de les comunitats mediolitorals en el cas de les illes Medes.

Aquestes mesures poden ser molt efectives no només per a minimitzar els impactes i la degradació d'aquestes comunitats, sinó que permetria la seva recuperació. Hi ha estudis que demostren que la mitigació d'impactes locals pot millorar molt la capacitat de recuperació de les poblacions de *Carpodesmia* (*sensu lato*) (Strain *et al.* 2015).

Per altra banda, no s'han observat altres impactes degut a l'excés d'herbivoria, episodis de contaminació o efectes del canvi climàtic.

No obstant, caldrà estar alerta perquè els efectes del temporal Gloria ocorregut l'hivern de 2020 pot haver causat efectes importants en aquestes comunitats, especialment al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i els Baix Ter, ja que aquest temporal va fer baixar molta aigua del riu Ter amb una gran quantitat de troncs d'arbres i altre objectes flotants que es poden haver acumulat en les petites cales i racons, que juntament amb l'onatge d'aquell i els temporals següents poden haver causat una erosió física sobre aquestes comunitats.

Lithophyllum byssoides

Aquest 2019, les dades de cobertura i mortalitat de *Lithophyllum byssoides*, ens han permès fer la comparació amb les que es van obtenir l'any 2017. El patró mostrat en l'estudi de les tenasses *de L. byssoides* també està marcat per una diferència entre els dos Parcs Naturals estudiats, probablement degut a factors ambientals, com l'exposició o el tipus de roca, ja que aquesta espècie, i la comunitat que forma, es desenvolupa millor sobre substrat calcari (Ballesteros et al. 2013).

Al Parc Natural de Cap de Creus on, tot i que és present en totes les zones exposades, només forma tenasses a les zones del mar d'Amunt, i cap Norfeu, formant tenasses discontínues, no massa amples, alternades amb zones amb presència de l'espècie però sense desenvolupar tenasses. Contràriament, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter aquestes tenasses estan més ben desenvolupades, amb una distribució contínua i una amplada i potència considerable (Hereu et al. 2018).

Una de les pertorbacions que més directament degraden aquestes comunitats, és l'erosió física a causa del trepig o pel contacte amb embarcacions o objectes flotants. En aquest sentit, no es va detectar un efecte important d'aquest tipus de pertorbació l'any 2017 però enguany, s'ha vist incrementada la superfície afectada per aquesta pertorbació en algunes estacions d'ambdós Parcs Naturals. Tot i que segueixen representant poca superfície, a les estacions de **Pota del Llop** i **Utrera**, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix ter, aquest augment ha estat significatiu estadísticament. A més a més, s'ha d'assumir que amb la metodologia que hem seguit, probablement estem subestimant aquest efecte, ja que no podem comptabilitzar les frondes que han desaparegut, emmascarant, provablement, valors més alts de frondes trencades.

Les altres amenaces per aquesta comunitat són els efectes del canvi climàtic, més difícils de gestionar des dels Parcs Naturals, però no per això menys importants i necessaris de tenir en compte.

En primer lloc, l'augment del nivell del mar, que es podria observar amb l'augment de l'estatge de l'infralitoral superior com *Ellisolandia elongata* sobre les tenasses de *L. byssoides* pot afectar aquesta comunitat. Tot i que han mostrat certa variació, els valors de cobertura de *E. elongata* d'ambdós parcs s'han mantingut, ja que el 2017 es va observar un promig de cobertura d'aquesta alga del 18,1% i del 10% al Parc Natural del Cap de Creus un al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter respectivament, mentre que enguany s'ha quantificat uns valors de 15,97% i 9,78% en ambdós parcs. Encara ens falten sèries temporals de dades més extenses per acabar d'entendre aquestes fluctuacions i veure si aquest fenomen atén algun patró o tendència. D'altra banda, l'any 2017, es va poder observar una important proporció de blanqueig de la superfície d'aquesta espècie, i d'altres algues calcàries incrustants associades a l'hàbitat que formen. Una part d'aquest blanqueig es podria considerar com un procés natural de creixement i decreixement d'aquesta espècie, que està sotmesa a condicions ambientals extremes, ja que en períodes d'altes pressions i alta insolació poden patir certa mortalitat. No obstant, en els últims anys s'ha pogut

observar un augment de la mortalitat d'algues calcàries incrustants per factors encara desconeguts però probablement lligats al canvi climàtic (Hereu i Kersting, 2016; Hereu et al., 2018b). En aquest informe, s'ha observat com aquests fenòmens de blanquejament han adoptat major protagonisme, sobretot en les espècies d'algues calcàries incrustants. L'esdeveniment de blanquejament més marcat, ha estat al Parc Natural del Cap de Creus, on la majoria d'estacions mostrejades han augmentat significativament la seva superfície blanquejada.

En el seguiment d'enguany, hem pogut observar un alt percentatge d'emblanquiment de la superfície de *L. byssoides* i altres espècies d'algues calcàries incrustants, amb un valor promig del 35,31% i 50,24% de la superfície blanquejada a cap de Creus i Montgrí respectivament, en el cas de cap de Creus notablement superior als anteriors valors observats en el seguiment de l'any 2017; que eren del 32,2%, mentre que al Montgrí es mantenen uns valors similars, amb un 49,4%. Aquests valors difereixen molt dels obtinguts al seguiment de l'any 2015, on eren del 18% (Pozo *et al*. 2015). Aquest augment del blanqueig es corrobora amb observacions anteriors, on es va poder determinar un augment de la mortalitat de diverses espècies d'algues calcàries incrustants a diverses fondàries i hàbitats (Matamalas i Hereu, 2016; Hereu et al., 2018).

Aquest fet és preocupant, ja que les algues calcàries són espècie enginyeres que amb el seu creixement formen hàbitats allotjant així una gran diversitat d'espècies associades, com és el cas de les tenasses de *L. byssoides*. A més a més, tot i que encara no tenim una relació clara, tot apunta cap a que les causes d'aquest deteriorament estiguin determinades pels efectes del canvi climàtic, una pertorbació que s'escapa de la gestió a nivell local d'aquests ecosistemes. No obstant, tot i que no es pot evitar l'efecte del canvi climàtic, sí que es pot intervenir en altres pertorbacions que poden actuar de forma sinèrgica, com el trepig o la contaminació (Hereu *et al*. 2018). Aquesta espècie i els hàbitat que forma té una certa resiliència, ja que aquesta alga té un creixement relativament elevat i una certa capacitat de recuperació, i de recolonització del substrat (Verlaque 2010). No obstant, quan aquestes pertorbacions són molt freqüents, i a més, s'alteren les condicions ambientals, aquesta espècie perd probablement la seva capacitat de recuperació i es pot produir una degradació irrecuperable. És per aquest motiu que recomanem prendre especial atenció en evitar l'efecte erosiu sobre aquesta comunitat a través de disminuir, en la màxima mesura possible, la interacció de les persones o embarcacions en aquest hàbitat, a més d'això, prendre especial atenció en els episodis puntuals de contaminació, especialment per hidrocarburs de les barques que en les èpoques d'estiu són molt freqüents en aquestes àrees.

En resum, podríem dir que pel que fa al Cap de Creus, aquest 2019, s'ha observat un augment generalitzat en les cobertures de *L. byssoides* i dels animals sèssils acompanyat d'un descens, també generalitzat, de les cobertures de les altres algues calcàries incrustants. Però aquest augment en la cobertura de *L.* byssoides ha anat de la mà amb un descens de la seva superfície viva i un augment de la superfície blanquejada. En canvi en les calcàries incrustants, s'ha observat l'efecte invers. Tot i haver disminuït la seva cobertura han mantingut en general i, fins i tot augmentat, la superfície viva i reduït, també de forma generalitzada, la superfície blanquejada.

En relació a les illes Medes i la costa del Montgrí, podem concloure que les cobertures de *L. byssoides* i calcàries incrustants s'han mantingut força estables, exceptuant les estacions de Cap Castell i Utrera que han sofert una regressió significativa. Les cobertures de *E. elongata* s'han mostrat sense canvis significatius i les cobertures d'animals sèssils han augmentat de forma

significativa en la majoria d'estacions. Els valors de superfície viva de *L. byssoides* i calcàries incrustants s'han mantingut força estables, exceptuant les estacions de Meda Petita, que ha sofert una disminució significativa, i Utrera que ha augmentat significativament. En quant a la superfície blanquejada, també s'ha mantingut estable exceptuant l'augment significatiu a les estacions de Meda Petita i Tres Coves i la disminució significativa a l'estació d'Utrera.

Per finalitzar, caldria esmentar que els efectes del temporal Glòria, ocorregut durant l'hivern de 2020, pot haver causat el despreniment de grans blocs de *L. byssoides* amb tota la seva comunitat inclosa i, fins i tot, haver trencat part de les tenasses estudiades degut a l'impacte de les grans onades. A més, degut a que el mateix temporal va provocar una gran descàrrega d'aigua i restes vegetals pel riu Ter, aquestes restes flotants poden haver afectat de forma significativa aquestes comunitats, molt sensibles a l'erosió física. Per a poder quantificar aquest impacte, s'hauria de tenir en compte i fer censos específics amb la finalitat de descriure i eventualment quantificar els efectes real d'aquest temporal sobre aquestes comunitats .

Conclusions

El primer mostreig de les comunitat de *C. mediterranea* dut a terme l'any 2017 ha servit com a punt de referència que ha permès avaluar l'evolució d'aquestes comunitats.

Enguany s'ha observat una regressió en la densitat de *C. mediterranea* en una estació del Parc Natural del Cap de Creus (Caials) i en tres estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Meda Petita, Salpatxot i Falaguer), dues d'elles a les Illes Medes.

Aquesta disminució de les densitats és atribuïble al trepig per banyistes i avarament embarcacions, ja que son zones amb una elevada freqüentació per aquestes activitats.

Es recomana aplicar mesures de gestió per a minimitzar aquest impacte, com potenciar la informació als usuaris de la fragilitat d'aquestes comunitats, i augmentar la vigilància específicament en aquests ambients per a fer respectar la normativa.

Les tenasses de *Lithophyllum byssoides* presenten un major grau de desenvolupament a la costa del Montgrí i les illes Medes, probablement degut a factors ambientals, com ja s'havia observat anteriorment.

Tot i que no s'ha detectat un increment important en l'efecte de les pertorbacions físiques que malmetin les tenasses de *L. byssoides*, si que s'ha vist un augment significatiu de superfícies trencades en dues estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Tot i això, la metodologia emprada podria estar subestimant aquest efecte.

S'ha observat un augment significatiu en el percentatge de blanqueig, de les algues calcàries incrustants, respecte els anteriors informes del 2015 i 2017. Tot indica que aquest blanqueig pot estar augmentant i posant en perill la viabilitat d'aquest hàbitat tant característic.

Tot i que han mostrat certa variació, els valors de cobertura de *E. elongata* d'ambdós parcs s'han mantingut amb valors similars respecte el 2017.

Caldrà avaluar els efectes del temporal Glòria, especialment al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter degut a l'important aportament de restes vegetals flotants procedents del riu Ter que poden haver malmès aquestes comunitats per l'erosió física.

Bibliografia

Airoldi, L., Balata D., Beck, M. W. (2008). The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 366:8–15.

Airoldi, L., Beck, M.W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. Oceanography and Marine Biology, 45:345–405.

Ballesteros, E. (1984). Els estatges supralitoral i mediolitoral de les illes Medes. In Ros, J., Olivella, I., Gili, J.M. (édits.), Els sistemes naturals de les illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. pp. 647-658.

Ballesteros, E. (1988). Estructura y dinámica de la comunidad de Cystoseira mediterranea Sauvegeau en Mediterraneo noroccidental. Investigación Pesquera, 52 (3): 313-334.

Ballesteros, E. (1992). Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen la seva distribució. Institut d'estudis catalans.

Ballesteros E., Torras, X., Pinedo, S. García, M., Mangialajo, L., de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 55: 172–180.

Boudouresque, C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros, 20, 97-146.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., Ballesteros, B., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglia, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwage, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., de la Cuadra, C.M.L.F., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D.,Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., Vicente, C.S., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. PLoS ONE, 5:e11842.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387:253–260.

Crain, C., Kroeker, K., Halpern, B. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. Ecology Letters, 11:1304–1315.

Harley, C.D.G., Hughes, A.R., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F. Tomanek, L., Williams, S.L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters, 9:228–241.

Hereu, B., Kersting, D.K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. Coral Reefs, 35:713.

Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, C., Pagès, M., Rovira, G., Sánchez, S., Linares, C. (2018). Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Hereu, B., Aspillaga, E., Ortega, J., Rovira, G., Linares, C. (2018). Seguiment de comunitats i espècies sensibles al canvi climàtic. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp. 207–232.

Laborel, J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. Scientific Reports Port-Cros Nationall Park, 13:97-126. Dégradation récente des formations construites superficielles à Lithophyllum lichenoides Philippi dans la Réserve marine de Scandola. Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr., 41:19-23.

Laborel, J., Morhange, C., Laborel-Deguen, F. (1993). Dégradation récente des formations construites superficielles à Lithophyllum lichenoides Philippi dans la Réserve marine de Scandola. Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr., 41 : 19-23.

Laborel J., Laborel-Deguen, F. (1994). Biological indicators of relative sea-level variations and of co-seismic displacements in the Mediterranean region. Journal of Coastal Research, 10(2): 395- 415.

Matamalas, N., Hereu, B. (2016). Seguiment de les algues coral·lines incrustants al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.

Mangialajo, L., Chiantore, M., Cattaneo-Vietti, R. (2008). Loss of fucoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. Marine Ecology Progress Series, 358:63–74.

Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A.A. (2013). Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities. PLoS ONE, 8:e79889.

Morhange C., Laborel-Deguen, F., Sartoretto, S., Laborel, J. (1992). Recherches sur les bioconstructions à Lithophyllum lichenoides en Méditerranée occidentale. Méditerranée, Fr., 3- 4: 67-71.

Olabarria, C., Arenas, F., Viejo, R.M., Gestoso, I., Vaz-Pinto, F., Incera, M., Rubal, M., Cacabelos, E., Veiga, P., Sobrino, C. (2013). Response of macroalgal assemblages from rockpools to climate change: Effects of persistent increase in temperature and CO2. Oikos, 122:1065–1079.

Pozo, M., Verger., X., Viladrich, N., Reviriego, B., Llop, J. (2015). Seguiment de la Biodiversitat Marina al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus 2015. Memòria de resultats 2015. Expedient nº AG-2015-510 amb la Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Servei de Parcs. Centre Balear de Biologia Aplicada, Mallorca.

Rodriguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F., Alfonso-Carrillo, J. (2013). Guia de las macroalgas y fanerogamas marinas del Mediterraneo Occidental. Ed. Omega.

Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F. Ballesteros, E. (2011). Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus Cystoseira (Fucales, Heterokontophyta). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 92:347–357.

Strain, E.M.A., Van Belzen, J., Van Dalen, J., Bouma, T.J., Airoldi, L. (2015). Management of local stressors can improve the resilience of marine canopy algae to global stressors. PLoS ONE, 10:1–15.

Strain, E.M.A., Thomson, R.J., Micheli, F., Mancuso, F.P., Airoldi, L. (2014). Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. Global Change Biology, 20:3300–3312.

Thibaut, T., Blanfuné, A., Markovic, L., Verlaque, M., Boudouresque, C.F., Perret-Boudouresque, M., Matic, V., Bottin, L. (2014). Unexpected abundance and long-term relative stability of the brown alga Cystoseira amentacea, hitherto regarded as a threatened species, in the northwestern Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin, 89:305–323.

Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Verlaque, M. (2015). Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: The harbinger of future extinctions? Mediterranean Marine Science, 16:206–224.

Verlaque, M. (2010). Field methods to analyse the condition of Mediterranean Lithophyllum byssoides (Lamarck) Foslie rims. Scientific Reports of Port-Cros National Park, 24, 185-196.

Prospeccions del fons marí de la costa est del Cap de Creus

Graciel·la Rovira, David Casals, Júlia Ortega, Bernat Hereu

- S'han dut a terme prospeccions en 7 zones del cap de Creus compreses entre punta de s'Alqueira i Punta Figuera.
- Aquesta zona mostra uns perfils rocosos relativament suaus amb fondàries relativament somes de fins a 25-30 metres de fondària.
- Les comunitats bentòniques estan dominades per comunitats d'algues esciòfiles i precoral·ligen, sent la comunitat de coral·ligen escassa només present Punta Figuera.

- S'ha identificat colònies de la gorgònia vermella en algunes estacions a molt poca fondària, així com colònies petites de coral vermell.
- En diverses estacions s'ha pogut observar diversos individus de llagosta, fet que permetrà prendre aquests punts com a referència per aquest descriptor.
- En la majoria de les localitats prospectades s'han trobat arts de pesca perduts sobre el fons.
- Els efectes del canvi climàtic son evidents en totes les estacions en totes les espècies sensibles.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Rovira, G., Casals, D., Ortega, J., Hereu, B. (2020). Prospeccions del fons marí de la costa est del Cap de Creus. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 133–150.

Introducció

Conèixer l'estructura i funcionalitat dels ecosistemes és imprescindible per a la gestió i conservació del medi natural. Les espècies i els hàbitats responen de forma diferent a les pertorbacions, així que tot impacte o ús que l'home exerceix sobre el medi ha de ser analitzat tenint en compte les particularitats de cada sistema natural. En aquest sentit, l'estudi de la distribució d'habitats i espècies singulars o d'interès i la detecció d'impactes són una eina essencial per a obtenir informació sobre la qual definir les mesures de gestió i conservació del patrimoni natural.

No obstant això, no n'hi ha prou amb conèixer el patrimoni natural i la seva distribució a l'espai; també cal dur a terme mesures de control i monitorització regulars amb l'objectiu de detectar possibles canvis o per avaluar l'efecte de les mesures de gestió aplicades. Aquests estudis serveixen per a establir característiques ecològiques de referència per a espècies i hàbitats, a partir de les quals poder detectar canvis en l'estructura dels ecosistemes i en la dinàmica de les poblacions, ja siguin derivats de pertorbacions naturals o degudes als diferents usos o accions de gestió i restauració del medi.

Tot i ser molt àmplia en comparació amb altres mars del món, la major part dels coneixements sobre els fons marins mediterranis és fragmentaria i, tot sovint, poc rigorosa. Aquest no és el cas del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on durant les darreres quatre dècades s'ha concentrat un gran esforç d'investigació i monitoratge que ha proporcionat descripcions molt acurades sobre els sistemes biològics que hi trobem i el seu funcionament ecològic (Ros *et al.* 1984; Hereu i Quintana 2012). Per exemple, la distribució de les comunitats i hàbitats bentònics dins del Parc Natural ha estat cartografiada i és ben coneguda (Hereu *et al.* 2012). A més, la gran freqüentació per part de submarinistes fa que aquesta zona, especialment al voltant de les Illes Medes, estigui força controlada, fet que permet una detecció primerenca dels impactes més conspicus, no només a través del programa de seguiment sinó també per part dels bussejadors i altres usuaris de l'espai. En el cas del Cap de Creus no tenim tanta informació com a la costa del Montgrí i, per tant, dur a terme un seguit de prospeccions en aquesta zona és vital per tal d'ampliar en nostre coneixement sobre els seus hàbitats. Això ens ajudarà en un futur per tal de poder dur a terme una millor gestió d'aquest espai. A més a més, això també és una eina per poder detectar possibles impactes, com poden ser els efectes del canvi climàtic sobre les comunitats, l'arribada d'espècies invasores, o els arts de pesca abandonats per la seva posterior extracció

L'objectiu principal de les prospeccions al fons marí del nord-est del Parc Natural de Cap de Creus és descriure en detall les comunitats bentòniques en diversos punts d'aquesta zona i obtenir una diagnosi de l'estat de conservació en que es troba actualment, fent especial èmfasi en la detecció d'espècies o hàbitats d'interès, i caracteritzar els principals impactes que els afecten.

Metodologia

Les prospeccions del fons marí es varen realitzar a l'est del Cap de Creus a finals del mes de setembre i principis d'octubre del 2019. Es van seleccionar 7 estacions, totes pertanyents a la zona de Parc Natural (PN). Les estacions estaven situades en trams característics de la costa, com puntes, caps i illes. (Figura 1, Taula 1).

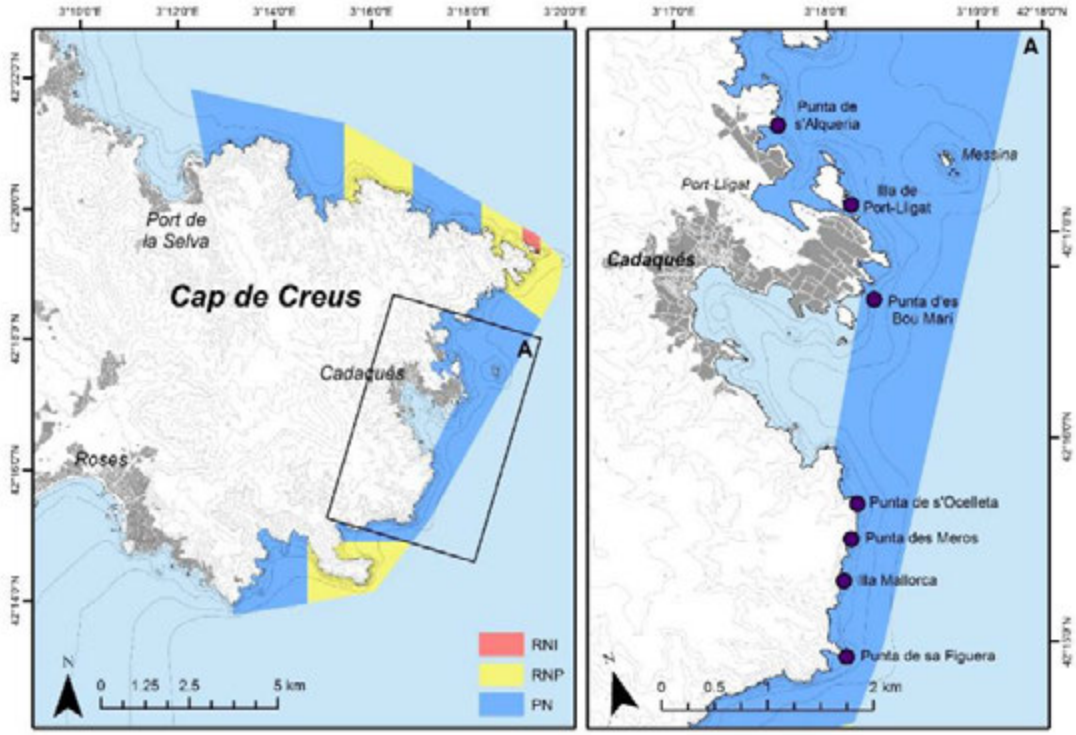


Figura 1. Mapa d'estacions de les prospeccions del fons marí al Parc Natural de Cap de Creus. Grau de protecció: Parc Natural (PN).

Taula 1. Estacions de mostreig de prospeccions mitjançant escafandre autònoma de l'any 2019. Grau de protecció: Parc Natural (PN). Les coordenades geogràfiques estan referides al fus 31N del datum ETRS89.

Parc	Protecció	Estació	Data
Cap de Creus	PN	S'Alqueria	2019-10-01
		Port-Lligat	2019-10-04
		Bou Marí	2019-09-25
		S'Ocelleta	2019-10-04
		Meros	2019-10-04
		Illa Mallorca	2019-09-30
		Punta Figuera	2019-09-30

A cada estació, un equip de dos bussejadors va dur a terme una prospecció cobrint tot el rang de fondàries, des de la superfície fins a les comunitats del circalitoral (30-40 m de fondària). Durant les immersions, es va anotar en cada fondària els tipus de substrat i la distribució de les comunitats

principals i les espècies més característiques, així com els possibles signes d'impactes o pertorbacions, com acumulacions de deixalles, restes d'arts de pesca, impactes físics, senyals de furtivisme, mortalitats d'algues i invertebrats bentònics o la presència d'espècies introduïdes. A més, també es va obtenir un registre fotogràfic com a referència i per possibles anàlisis futurs (Figura 2).

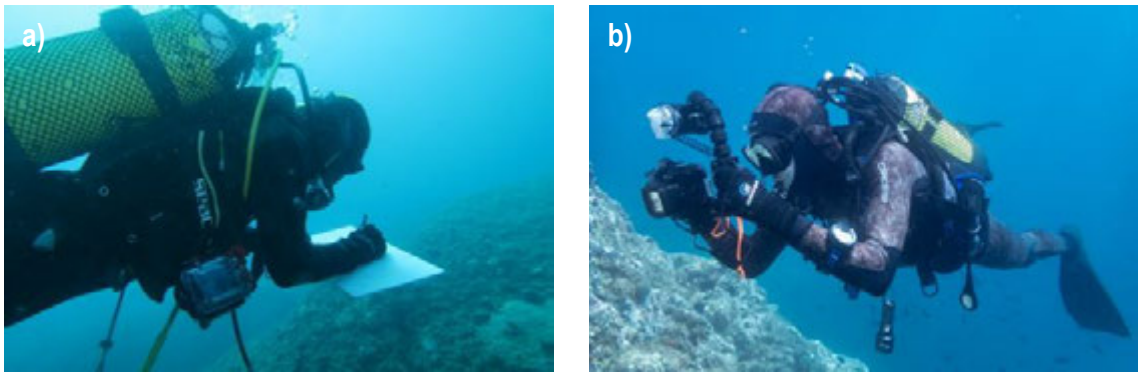


Figura 2. Mètode de mostreig de les prospeccions. a) Realització d'un esquema de la zona prospectada anotant la presència d'espècies rellevants, tipus comunitat a cada fondària, impactes produïts pel canvi climàtic i restes d'objectes abandonats per l'home tals com arts de pesca. b) Fotografia de comunitats, espècies i altres aspectes rellevants al llarg de la immersió

Resultats

S'ha fet una llegenda per poder seguir bé els esquemes realitzats de cada prospecció:

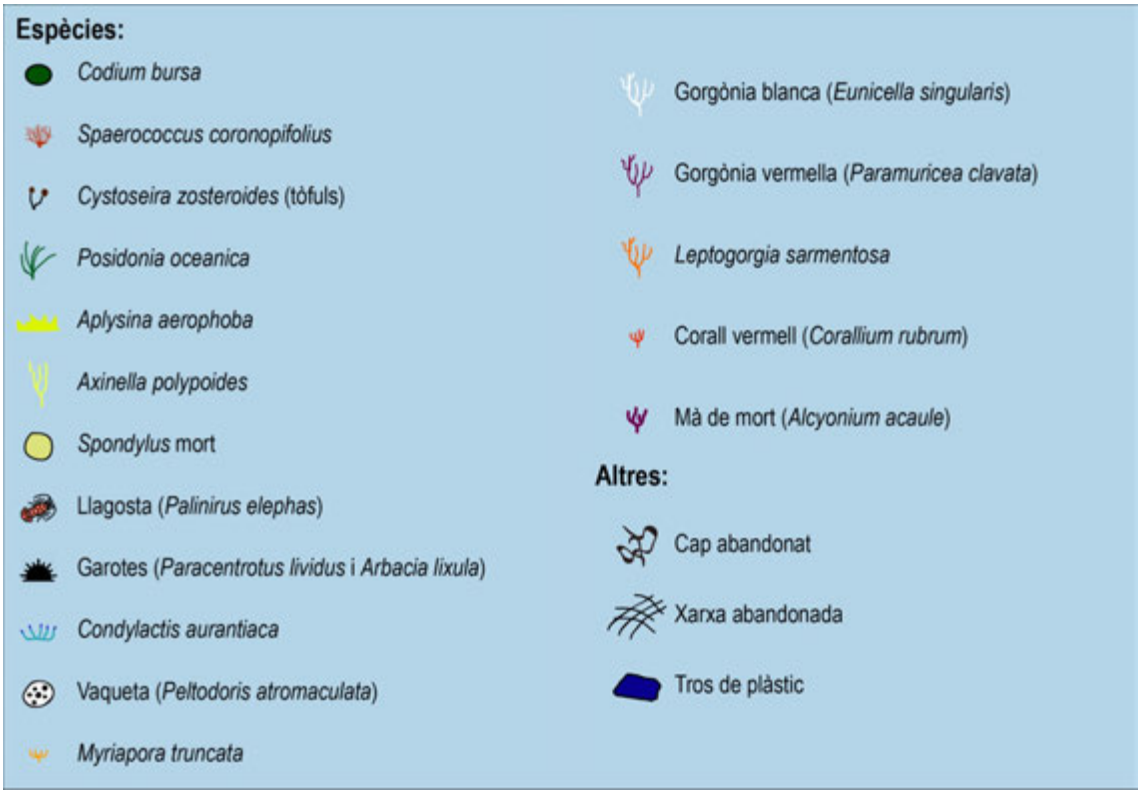


Figura 3. Llegenda d'espècies i altres ítems abandonats representats als esquemes de les prospeccions realitzades a l'est del Cap de Creus.

Punta de s'Alqueria

La prospecció es va realitzar seguint el gradient batimètric des de la Punta de s'Alqueria, just per sobre de Port-Lligat. La part més somera d'aquesta zona presenta un fons de roca base combinat amb megablocs i alguns còdols, amb una comunitat fotòfila de gespes combinada amb algues de l'espècie *Codium bursa* (Figua 4c) i *Padina pavonica*. A més, hi trobem també garotes, sobretot de l'espècie *Arbacia lixula* (Figura 4b), més que de *Paracentrotus lividus*. Als 9 metres de fondària trobem petites taques de *Posidonia oceanica* (Figura 4d), que no tornem a trobar fins els 14 metres, on les taques són més extenses i entremig de blocs i megablocs. La part superficial d'aquests queda recoberta per gespes i algues de l'espècie *Halimeda tuna* (Figura 4e) i, més a més, hi trobem també el briozou *Myriapora truncata*. A partir dels 15 metres trobem una zona amb un fons amb roca base, bloc i parts de sorra; sobre la roca i els blocs hi trobem una població de l'alga *Carpodesmia zosteroides*, amb els tòfuls ben desenvolupats (Figura 4f), fins als 20 metres (en aquesta època només trobem la part perenne de l'alga). A partir d'aquí trobem la zona del precoral·ligen combinat amb sorra, on s'observen dipositades al fons algues del gènere *Dyctiota* (Figura 4g). A més a més, s'hi troben forces individus de *Halocynthia papillosa*. Als 20,5 metres hi trobem una llagosta. La prospecció finalitza als 24,5 metres, on comença una gran extensió de sorra.

Illa de Port-Lligat

La prospecció es va realitzar a la illa de Port-Lligat, a la punta sud-est d'aquesta. Als primers 4 metres hi trobem un petit blancall amb algunes parts on s'hi troben gespes amb presència d'algues fotòfiles com *Wrangelia penicillata*, *Ellisolandia elongata* i *Laurencia sp.*, combinades amb garotes de les espècies *Arbacia lixula* i *Paracentrotus lividus*. A continuació trobem una paret de roca base amb un fons de còdols combinats amb blocs i sorra gruixuda. A la paret podem observar una població d'*Eunicella singularis* amb força mortalitat i esponges de l'espècie *Aplysina aerophoba* (Figura 5b). Als 8,6 metres hi trobem un exemplar de *Spondylus gaederopus* mort. Als 11 metres de fondària s'observa una petita taca de *Posidonia* sobre roca base (Figura 5c); en aquesta mateixa profunditat trobem un fil de pesca enredat al fons. Cap als 13 metres es troba un fons de blocs i sorra gruixuda alternats amb *Posidonia*. Als 16,5 metres de profunditat trobem *M. truncata* en densitat elevades sobre roca base (Figura 5d). Des dels 11 fins als 20 metres s'han anat trobant algues de l'espècie *Carpodesmia zosteroides* amb els tòfuls ben desenvolupats sobre roca base i blocs (Figura 5e). Tot seguit arribem a una zona de sorra fins als 20,6 metres on topem amb un fons de precoral·ligen, on hi destaquen esponges de l'espècie *Crambe crambe*, una gorgònia de l'espècie *Leptogorgia sarmentosa* (Figura 5f) i algues com *Halimeda tuna* i *Flabellia petiolata*. Als 22 metres observem dues esponges de l'espècie *Axinella polypoides* amb un alt grau de necrosi (Figura 5g). A aquesta fondària es van trobant barres de roca base perpendiculars a la costa amb comunitats de precoral·ligen combinades amb fons sorrencs. No és fins als 25 metres que apareix el fons de coral·ligen en una de les barres rocoses, i cap als 26,5 metres s'arriba a una zona amb extraploms on s'hi troben fins a 6 llagostes. La immersió acaba als 28 metres on únicament continua un fons de sorra molt extens. Cal destacar que a aquesta zona el perfil batimètric és molt suau i les zones més profundes amb comunitats de coral·ligen estan força allunyades de la costa.

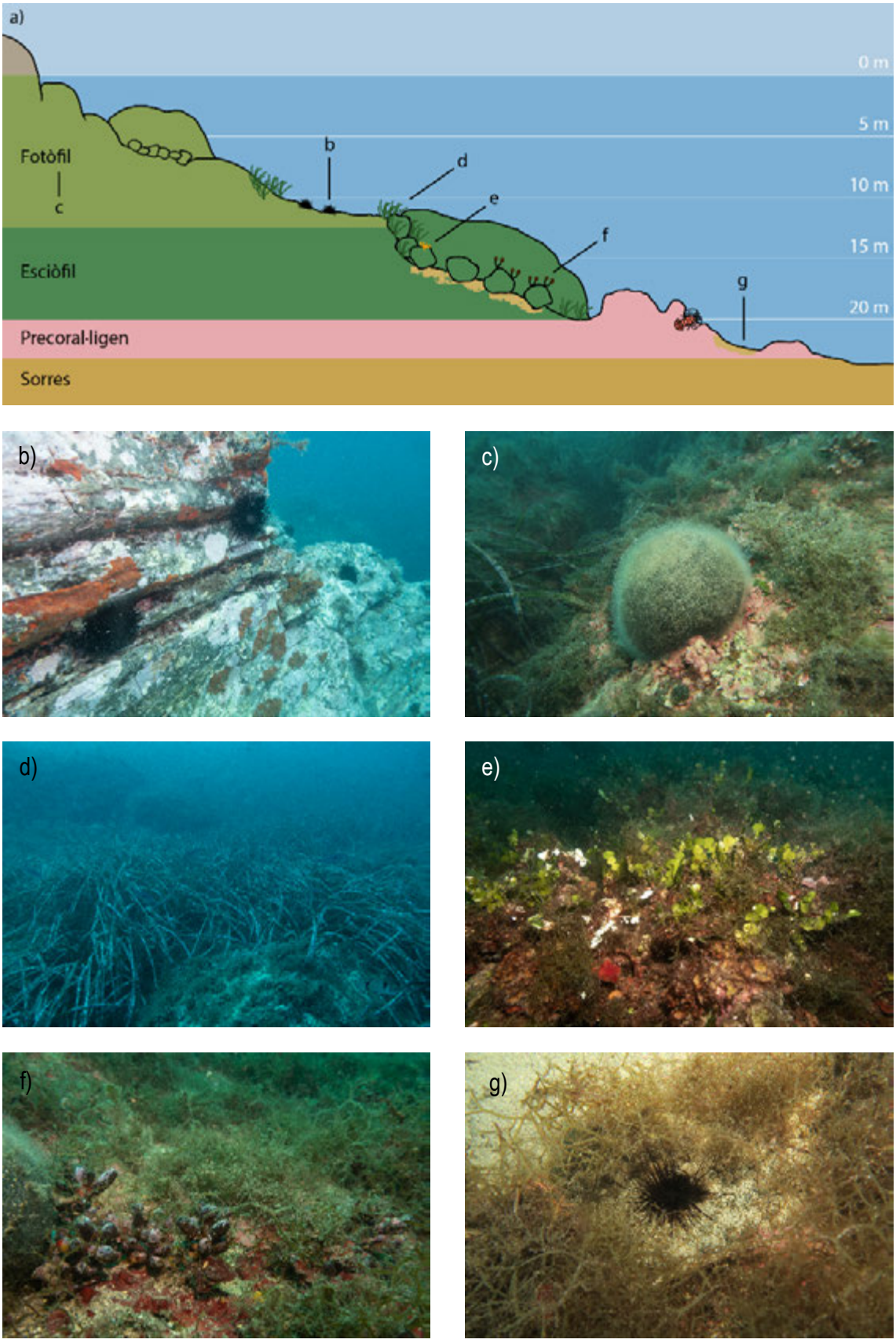


Figura 4. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de Punta de s'Alqueria. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) blancall amb *Arbacia lixula*; c) fons fotòfil amb *Codium bursa*; d) fons de *Posidonia*; e) fons esciòfil amb *Halimeda tuna*; f) tòfuls de *Carpodesmia zosteroides*; g) fons de sorra i Dyctiotals amb *Cerianthus*.

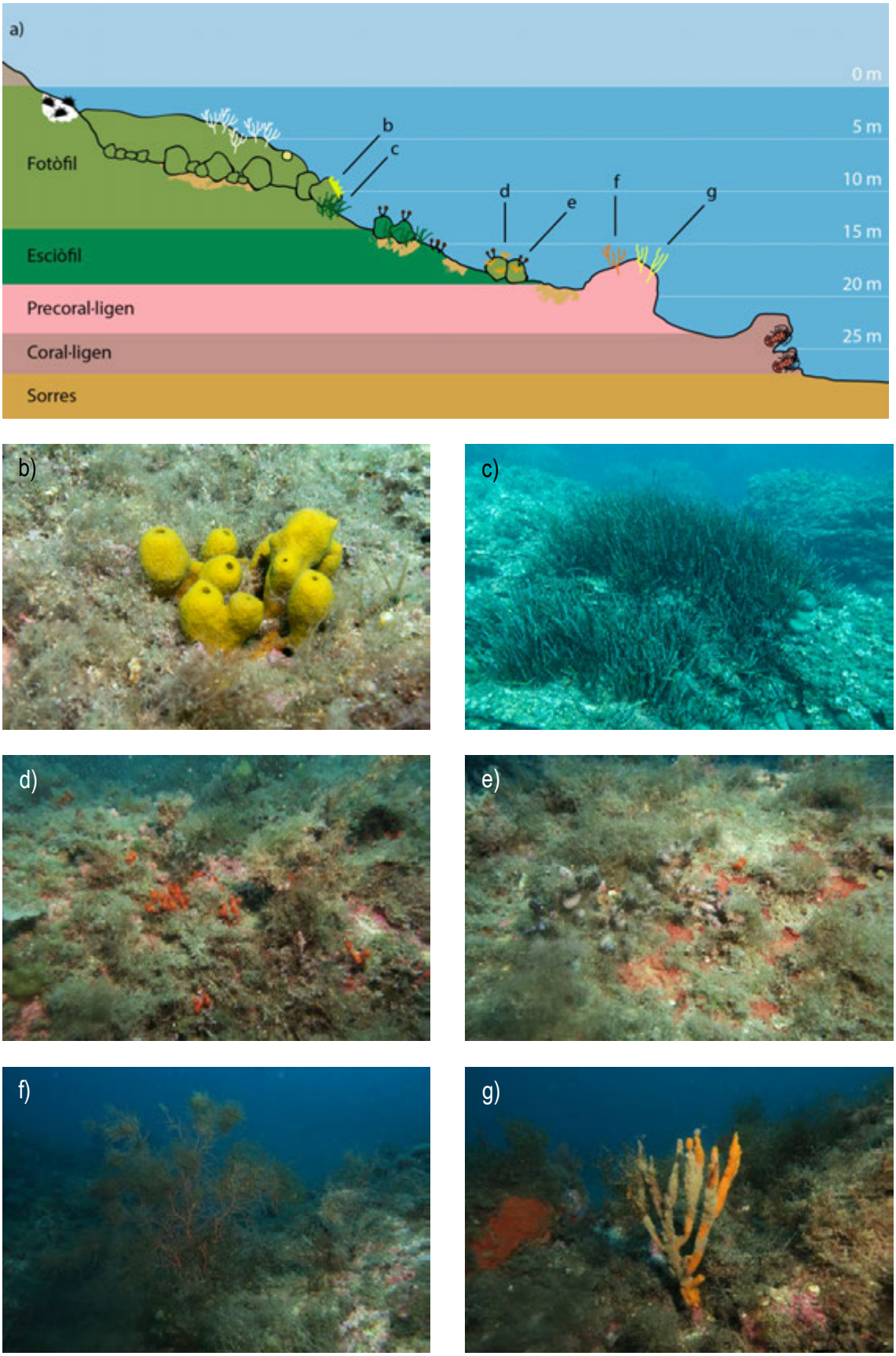


Figura 5. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de l'Illa de Port-Lligat. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) *Aplysina aerophoba*; c) fons de *Posidonia*; d) individus petits de *Myriapora truncata*; e) tòfuls de *Carpodesmia zosteroides*; f) individu de *Leptogorgia sarmentosa*; g) *Axinella polypoides* amb mortalitat.

Punta d'es Bou Marí

La prospecció es du a terme a la part nord de la badia de Cadaqués, seguin un gradient batimètric perpendicular a la línia de costa. Aquesta zona es caracteritza per un gradient batimètric força vertical, amb roca base esglaonada, alternant replans i parets verticals, fins arribar a un fons detrític amb blocs. A l'inici, a la part més soma, hi trobem una paret de roca base amb forces garotes i gespes combinades amb taques de blancall (Figura 6b), amb algues fotòfiles com *Ellisolandia elongata* i *Wrangelia penicillata*. Als 8 metres trobem dos individus de *Spondylus gaederopus* (Figura 6c) morts i una mica més endavant, a la part vertical de parets rocoses, comença una població d'*E. singularis* amb una mortalitat aproximada d'entre el 30 i el 40% (Figura 6d). Als 13 metres tornem a trobar 4 exemplars de S. *gaederopus* morts. Fins als 15 metres dominen les comunitats fotòfiles, i entre aquesta fondària i els 20 metres, i també en paret vertical, trobem una altra població de *E. singularis* amb menys mortalitat que l'anterior (15-20%). Al fons d'aquesta paret, a uns 20 metres de fondària, es troba un fons de blocs combinats amb detrític. És a partir d'aquesta profunditat on comença la comunitat de precoral·ligen, i continua amb una part amb molts extraploms on hi observem 8 llagostes entre els 22 i els 24 metres (Figura 6e). Als 26 metres comença un fons detrític amb grans blocs dominats per la comunitat del coral·lígen. En aquestes grans estructures de coral·ligen hi trobem espècies com ara el corall vermell (*Corallium rubrum*) (Figura 6g). Podem observar també la presència d'un cap enredat als 26,4 metres (Figura 6f). Als 27 metres, comença una gran extensió de sorra.

Punta de s'Ocelleta

Aquesta prospecció es va realitzar a la part sud de l'entrada a la badia de Cadaqués. A la part més somera hi ha una zona fotòfila de gespes sobre roca base. Tot seguit, als 5 metres, apareix una paret vertical amb una part de blancall dominat per garotes de l'espècie *Arbacia Lixula* (Figura 7b). Després d'aquesta paret comença un fons de grans blocs amb algues fotòfiles com *Ellisolandia elongata*, *Laurencia sp.*, *Padina pavonica* (en molta quantitat) i *Wrangelia pencicillata*, juntament amb *A. lixula* i algunes colònies de gorgònia blanca (*Eunicella singularis*) (Figura 7c), fins als 10 metres. A partir d'aquesta fondària comença un fons de blocs, on trobem un tresmall enredat al fons (Figura 7d), amb més *E. singularis* i algues esciòfiles. A més a més trobem força *Codium bursa* i un exemplar de *Spondylus gaederopus* mort. A partir dels 24 metres de fondària comença un fons de sorra amb algues dyctiotals mortes dipositades. Als 25 metres topem amb una formació rocosa de precoral·ligen dominada per algues esciòfiles, com ara *Halimeda tuna* o *Flabellia petiolata*, amb *Halocynthia papillosa* alguna colònia de *Myriapora truncata* i *Alcyonium acaule* (Figura 7e), així com abundants esponges de l'espècie *Axinella polypoides*, algunes amb necrosi (Figura 7f). Trobem també una gorgònia de l'espècie *Leptogorgia sarmentosa* (Figura 7g). Als 28 metres comença un fons de sorra molt extens, on acaba la prospecció.

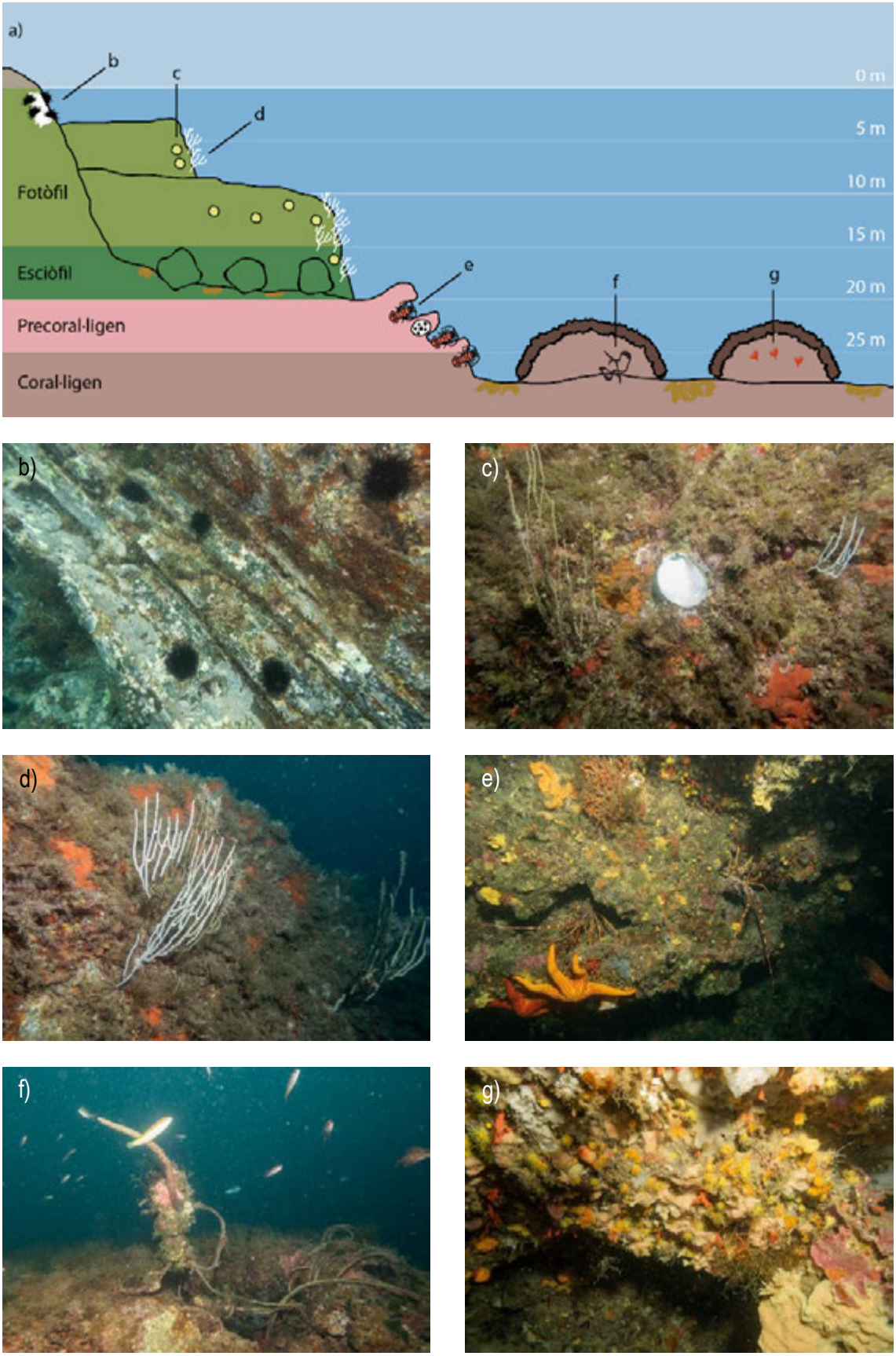


Figura 6. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de Punta d'es Bou Marí. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) fons de blancall amb *Arbacia lixula*; c) *Spondylus gaederopus* mort; d) *Eunicella singularis*; e) dos individus de llagosta; f) cap enredar al fons de coral·ligen; g) fons de coral·ligen amb colònies petites de corall vermell.

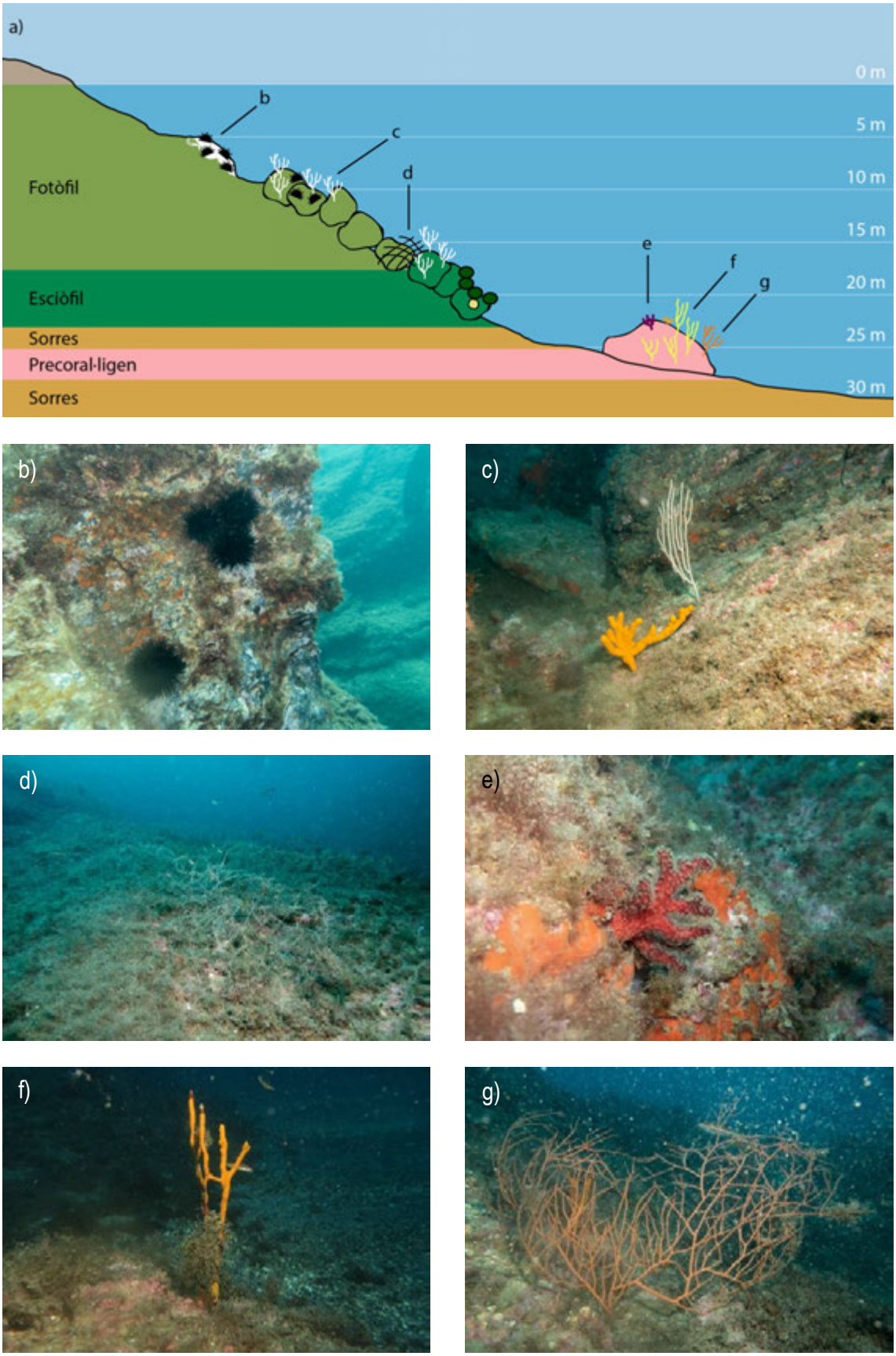


Figura 7. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de Punta de s'Ocelleta. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) blancall amb *Arbacia lixula* c) *Eunicella singularis;* d) fons fotòfil amb una xarxa enganxada; e) *Alcyonium acaule*; f) *Axinella polypoides* amb necrosi; g) *Leptogorgia sarmentosa*.

Punta des Meros

La prospecció s'inicia a un gran megabloc recobert d'algues fotòfiles, majoritàriament del gènere *Padina*, acompanyades de *Laurencia*, *Cladostepus* i *Wrangelia* (Figura 8b). Aquest megabloc presenta una part desplomada on, a uns 5 metres de fondària, hi ha una població de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*), amb les colònies amb força mortalitat, sobretot recent (necrosi) però també per antiga (epibiosi) (Figura 8c). Tot seguit s'inicia un fons de blocs (Figura 8d) amb algues fotòfiles amb alguna colònia de *M. truncata*, fins els 8 metres de fondària, on els blocs passen a ser més petits i estan recoberts de l'alga *Sphaerococcus* coronopifolius (Figura 8e). Entre els 8 metres de fondària i fins els 12 metres hi ha una població *de Eunicella singularis* amb força mortalitat antiga. A partir d'aquesta fondària trobem un fons de roca base amb una clapa de blancall amb densitats elevades de *Arbacia lixula*, algunes dictiotals, *Padina* pavonica i *Codium bursa*, i també trobem un exemplar de *Spondylus* mort. Entre els 15 i els 22 metres de fondària, hi ha un fons de blocs amb algues esciòfiles, com *Flabellia petiolata* i *Halimeda tuna*, i la presència de colònies de *Myriapora truncata*, tunicats i esponges. En aquesta zona, a més, hi trobem un tros de xarxa perduda enganxada al fons. Aquest fons de blocs finalitza amb un fons de sorra amb pedres alternat amb algunes formacions rocoses de precoral·ligen (Figura 8f); a la sorra hi trobem alguns individus de *E. singularis* (Figura 8g). A les formacions de precoral·ligen s'hi poden apreciar espècies estructurals com la gorgònia *Leptogorgia sarmentosa,* l'esponja *Axinella polypoides* o l'alga perenne *Carpodesmia zosteroides*. A més, trobem una xarxa perduda incrustada al fons. La immersió acaba als 28 metres, sense arribar a trobar la comunitat del coral·ligen.

Illa Mallorca

La prospecció comença a una paret de roca base on s'hi troben gespes combinades amb *Padina pavonica* i algunes esponges de l'espècie *Aplysina aerophoba*. En aquesta part superficial trobem també una colònia de *Paramuricea clavata* (Figura 9c). Als 8 metres trobem una població de *Eunicella singularis* amb força mortalitat (40% aproximadament), i un exemplar de *Spondylus gaederopus* mort (Figura 9b). Als 11 metres de fondària, comença un fons de blocs i megablocs, junt a una paret de roca base, amb abundància de l'alga *Sphaerococcus coronopifolius*. Sobre els blocs trobem forces colònies de *Myriapora truncata* de mida petita, i sota d'aquests en trobem de més grans, amb mortalitat (Figura 9d); també hi trobem algues com ara *Wrangelia sp.*, *Padina pavonica* i *Flabellia petiolata*. Als 15 metres, i fins als 18 metres trobem un fons de blocs més petits amb gespes i moltes anemones (*Anemonia viridis*). En alguns dels blocs hi trobem alguna gorgònia blanca en força bon estat. A partir dels 20 metres comença un fons de còdols combinats amb sorra, i als 21 comença el fons únicament de sorra, on hi podem observar alguna anèmona de l'espècie *Condylactis aurantiaca* (Figura 9f). Trobem un parell de petites xarxes enredades als 18,5 i als 20 metres (Figura 9e), als 22 metres veiem un tros del que sembla ser una barca, i sota hi veiem organismes incrustats, com ara briozous (Figura 9g). A aquesta mateixa fondària s'acaba la immersió degut a que s'observa un fons de sorra pla homogeni.

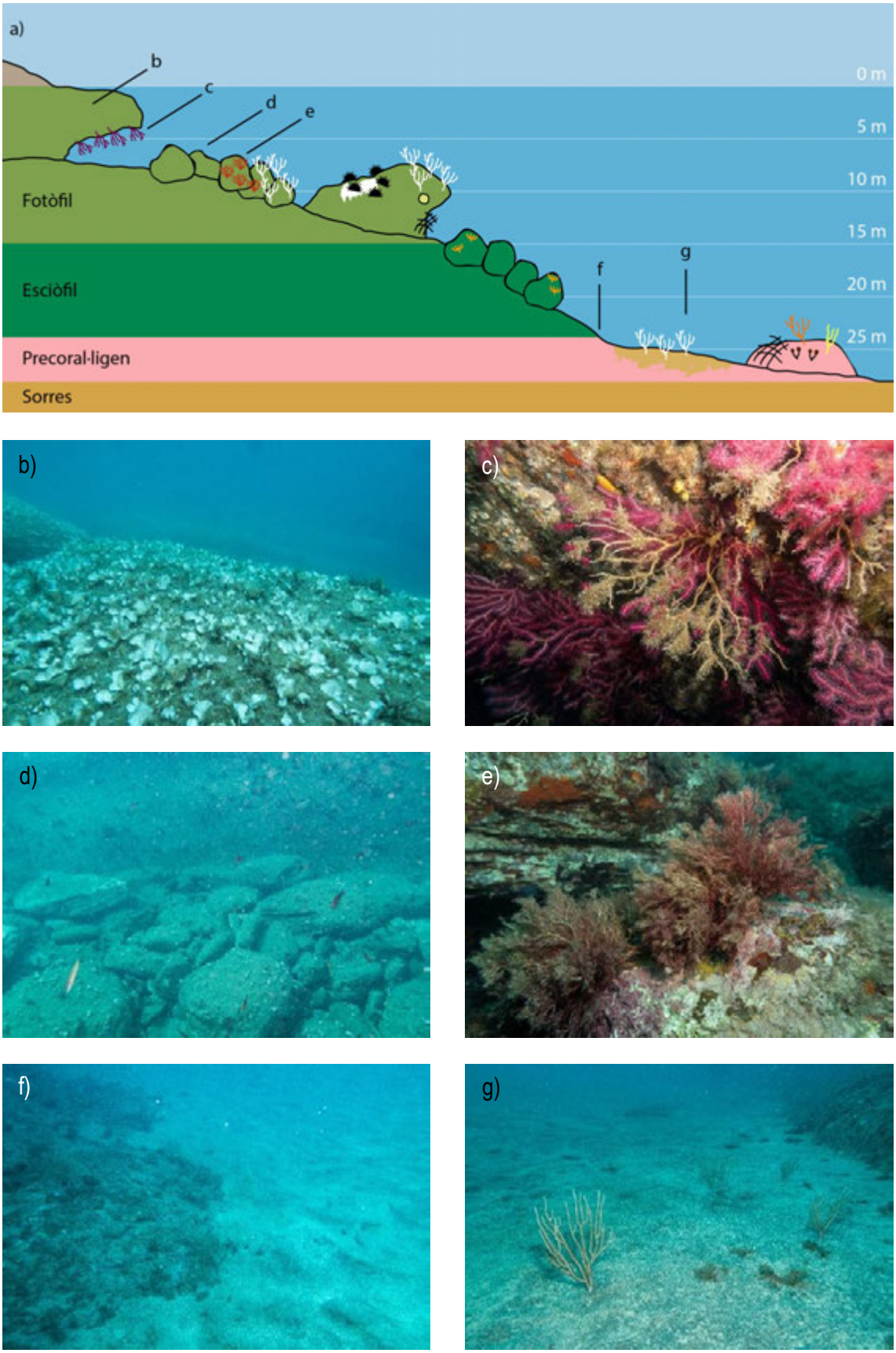


Figura 8. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de Punta des Meros. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) fons fotòfil amb predominància de *Padina pavonica*; c) *Paramuricea clavata* amb necrosi i epibiosi; d) fons fotòfil de blocs; e) *Sphaerococcus coronopifolius*; f) transició de fons de precoral·ligen a fons de sorra; g) fons de sorra amb pedres amb *Eunicella singularis*.

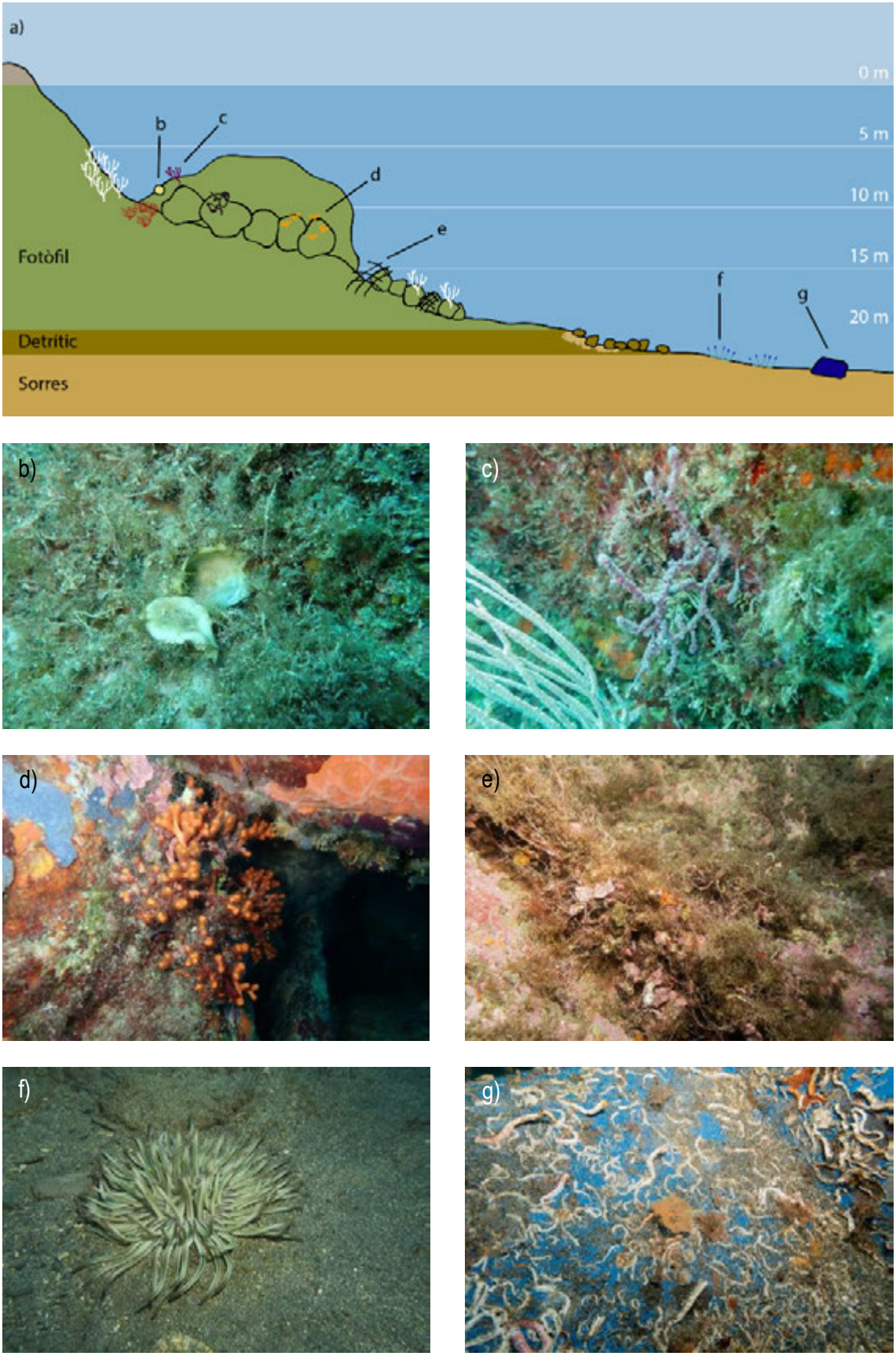


Figura 9. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de l'Illa Mallorca. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) *Spondylus* mort; c) individu petit de *Paramuricea clavata*; d) *Myriapora truncata* amb mortalitat; e) petita xarxa adherida al fons; f) *Condylactis aurantiaca* sobre fons de sorra; g) *Reteporella grimaldii* sobre un tros de plàstic.

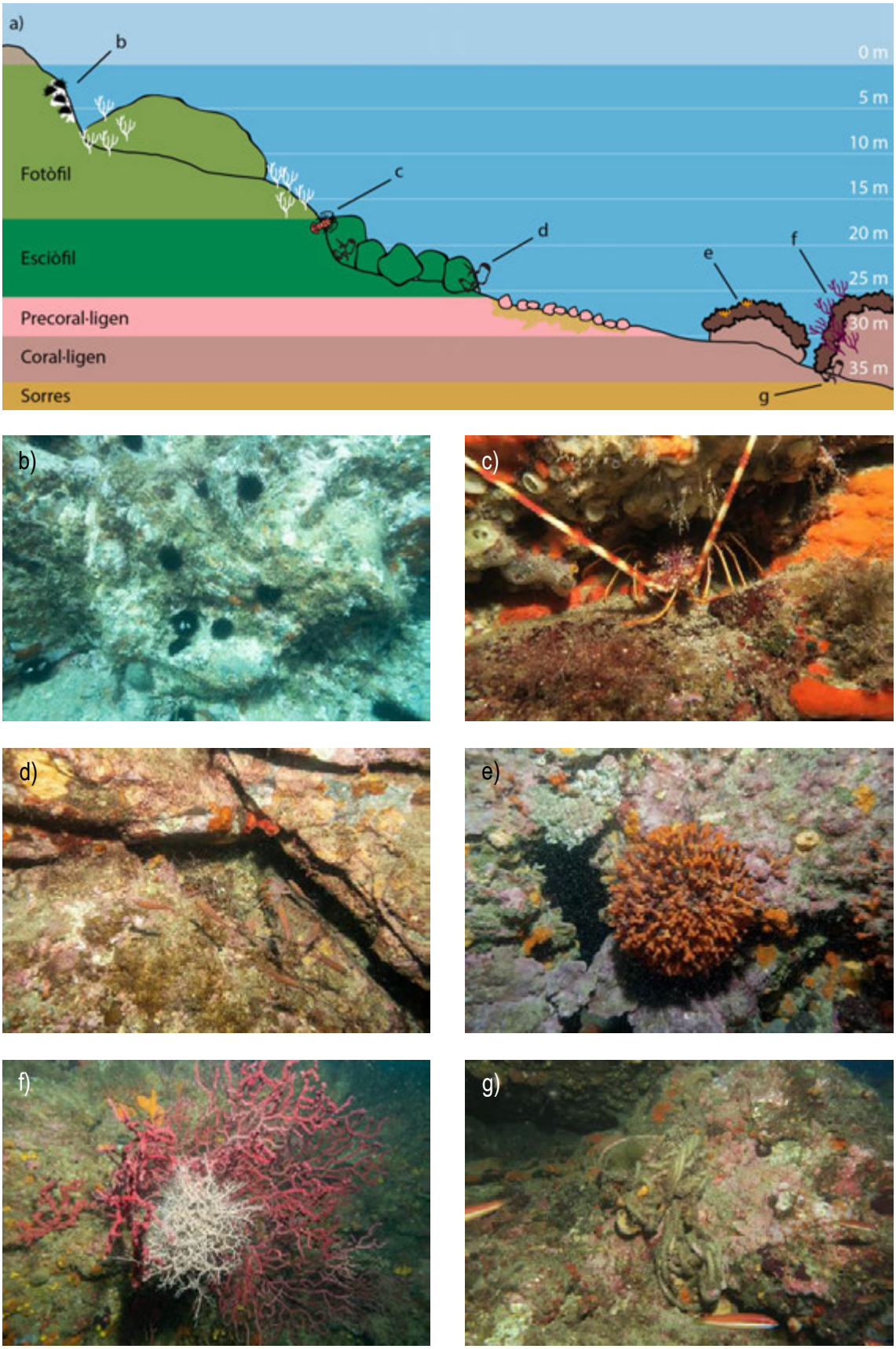


Figura 10. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció de Punta de sa Figuera. a) Perfil general del recorregut mostrant les principals comunitats, fons observats i aspectes a destacar; b) blancall amb garotes; c) individu de llagosta (*Palinurus elephas*); d) petita xarxa al fons; e) *Myriapora truncata*; f) *Paramuricea clavata* amb un individu de *Astrospartus mediterraneus*; g) cap enganxat al fons.

Punta de sa Figuera

La prospecció s'inicia a un fons de roca base amb petits blancalls i forces garotes fins als 5 metres (Figura 10b). Tot seguit comença un fons amb gespes amb algues fotòfiles com *Wrangelia penicillata*, *Laurencia* sp. i *Ellisolandia elongata*, entre d'altres. Als 7 metres de fondària comença una població de gorgònia blanca (*Eunicella singularis*) amb molta mortalitat (80-100%) combinada amb l'alga *Sphaerococcus coronopifolius* i alguns individus de *Arbacia lixula*. A partir dels 9 metres continua la comunitat fotòfila, aquest cop dominat per *Padina pavonica* i *Halopteris scoparia*, on trobem 2 exemplars de *Spondylus gaederopus* morts. Entre els 17 i els 26 metres de fondària, hi ha un fons de blocs i megablocs recoberts d'algues esciòfiles, on hi observem un individu de llagosta (*Palinurus elephas*) (Figura 10c). Dels 26 als 30 metres trobem el precoral·ligen, amb un fons detrític de còdols i sorra amb gespes i alguna colònia del briozou *Reteporella* sp. Un cop més, trobem una petita xarxa perduda enganxada al fons (Figura 10d). A partir de 30 metres de fondària hi ha un tombant de roca base amb grans blocs dominat per la comuitat de coral·ligen. En aquest hi trobem *Myriapora truncata* (Figura 10e), *Eunicella verrucosa* i *Axinella pollypoides*. Als 33 metres aproximadament hi trobem una paret de *Paramuricea clavata* (gorgònia vermella) amb molts individus de l'equinoderm *Astrospartus mediterraneus* a sobre (Figura 10f), a més de corall vermell i colònies del briozou *Pentapora fascialis*. Als 34 metres trobem un cap enredat al fons (Figura 10g). La prospecció finalitza als 34,5 metres, on comença un fons de sorra continu.

Discussió

Les prospeccions del fons marí de l'est del Parc Natural de Cap de Creus ens proporcionen un millor coneixement dels seus hàbitats i comunitats, així com dels impactes que pateix aquesta zona, dins la franja batimètrica compresa entre la superfície i els fons circalitorals. A més a més, ens permeten tenir una visió general del seu estat de conservació.

El Cap de Creus presenta una gran diversitat d'hàbitats al llarg de tota la seva costa. Enguany s'ha mostrejat tota la part est, des de Punta de s'Alqueria (just al nord de Port-Lligat) fins a Punta de sa Figuera. En general aquesta zona prospectada del cap de Creus mostra una orografia més suau que altres zones com la mar d'amunt, amb un substrat combinat de roca base i blocs i grans blocs, que no arriben a molta fondària, ja que el fons basal sedimentari comença a uns 25-30 metres excepte Punta Figuera, que va ser la única estació a la que es va poder prospectar a més de 30 metres. És per aquest motiu que la comunitat del coral·ligen en aquesta zona no està ben representada, sent Punta Figuera i Punta d'es Bou Marí les dues úniques estacions a les que es va arribar a un fons amb formacions d'aquesta comunitat ben definides.

Cal destacar, però, la presència de diverses espècies i comunitats interessants. Per una part, s'ha pogut constatar la presència de comunitats ben desenvolupades de l'alga de fondària *Carpodesmia zosteroides* en la zona de Punta de s'Alqueira i l'illa de Port-Lligat. Aquesta alga és escassa en altres zoes del Cap de Creus, excepte a l'illa de la Messina on també hi ha comunitats d'aquesta espècie ben desenvolupada. Aquesta espècie és especialment sensible a les pertorbacions físiques com les xarxes i arts de pesca abandonats. Aquesta distribució fa pensar que aquestes comunitats són abundants en aquesta zona, entre Port-Lligat i l'Illa de Messina.

Cal destacar també la presència de colònies de *Paramuricea clavata* en fons relativament soms, com les trobades a Punta des Meros o la illa Mallorca. Aquestes colònies, no obstant, mostren una forta necrosi deguda a l'escalfament de l'aigua, probablement degut a la seva distribució a tan poca fondària. A més de *P. clavata*, cal destacar la presència de poblacions de *Eunicella singularis*, i especialment colònies de *Leptogorgia sarmentosa*, algunes d'elles també amb signes de mortalitat.

També s'ha pogut observar colònies de corall vermell en algunes estacions en fondàries relativament somes, com a la punta d'es Bou Marí, tot i que la mida d'aquesta colònies és molt petita i mostren en general signes de sobrepesca (veure capítol de corall).

La presència de *Astrospartus mediterraneus* és també destacable. En els darrers anys s'ha pogut observar un increment d'aquesta espècie a tot el cap de Creus.

Una altra espècie que hem trobat abundant en aquesta zona és la llagosta, *Palinurus elephas*, ja que ha estat present i en nombres relativament abundants en la majoria d'estacions prospectades, i a fondàries relativament somes, com a Punta de s'Alqueira (un individu a 20 metres de fondària), illa de Port-Lligat (6 individus a 26,5 metres), punta d'es Bou Marí (8 individuis entre 22 i 24 metres de fondària) i Punta Figuera (1 individu a 20 metres de fondària). En els informes anteriors, el descriptor d'aquesta espècie mostrava unes densitats molt baixes, especialment de individus de talles més grans (Diaz et al., 2018). Tal com s'indica a les conclusions d'aquell informe, és clau conèixer on són els punts calents d'agregació d'aquesta espècie, que mostra un fort declivi, però això és molt complex d'esbrinar, tot i que caldria fer un esforç en aquest sentit. En aquestes prospeccions, doncs, hem pogut identificar algunes zones amb densitats relativament elevades que es podràn integrar en els futurs seguiments d'aquesta espècie.

En aquest mostreig també s'han pogut identificar diferents tipus d'impactes. Un d'ells van ser els arts de pesca abandonats. Enguany s'han trobat menys xarxes que les que es varen trobar el 2018, però tot i així a pràcticament tots els llocs mostrejats es van trobar petites xarxes, caps i fils de pesca perduts. Aquest fet ja s'ha vist els altres anys de mostreig i, per tant, es pot afirmar que el Cap de Creus és una zona amb molt impacte per arts de pesca perduts. El projecte "Evitem la pesca fantasma" s'encarrega de retirar aquests aparells abandonats als fons marins de la costa catalana, així que aquestes localitzacions han estat enregistrades per a futures accions de restauració dins el marc d'aquest projecte.

Tot i això, el major impacte que s'ha identificat en aquest mostreig ha sigut el del canvi climàtic, ja que s'han observat diferents espècies afectades per aquest fenomen. D'una banda, s'han trobat forces individus de *Spondylus gaederopus* morts, sent la Punta d'es Bou Marí la localitat on més se'n van trobar. Les gorgònies són uns altres organismes que també n'han quedat afectats de forma molt generalitzada. En aquesta zona l'espècie que presentava més mortalitat ha estat *E. singularis.* Per aquesta espècie s'ha pogut observar una vegada més que les poblacions més somes presenten percentatges més elevats de mortalitat, mentre que les de més fondària, en aigua més freda, estan millor conservades. S'han observat altres espècies de gorgònies amb mortalitat, com ara la població de *Paramuricea clavata* de 5 metres de fondària de Punta des Meros, o alguns individus de *Leptogorgia sarmentosa* a altres estacions. A més a més, s'han trobat alguns individus d'esponges, en especial d'*Axinella polypoides*, també amb força mortalitat.

Les prospeccions dutes a terme al llarg de l'est del Cap de Creus ens han permès ampliar el nostre coneixement de la zona, de la distribució d'hàbitats i espècies d'especial interès per a la conservació i el propi seguiment de la biodiversitat d'aquest parc, així com dels impactes que rep. Algunes de les espècies que s'han anat trobant en aquestes immersions, tals com *P. clavata* o corall vermell, formen part d'altres indicadors del seguiment marí, i es tractaran més profundament en els seus respectius capítols d'aquest informe. Finalment, aquest indicador ens permet veure l'estat de conservació de les espècies i hàbitats de la zona i, d'aquesta manera, poder establir nous objectius de gestió en un futur.

Conclusions

S'han dut a terme prospeccions en 7 zones del cap de Creus compreses entre punta de s'Alqueira i Punta Figuera.

Aquesta zona mostra uns perfils rocosos relativament suaus amb fondàries relativament somes de fins a 25-30 metres de fondària.

Les comunitats bentòniques estan dominades per comunitats d'algues esciòfiles i precoral·ligen, sent la comunitat de coral·ligen escassa només present Punta Figuera.

S'ha identificat colònies de la gorgònia vermella en algunes estacions a molt poca fondària, així com colònies petites de coral vermell.

En diverses estacions s'ha pogut observar diversos individus de llagosta, fet que permetrà prendre aquests punts com a referència per aquest descriptor.

En la majoria de les localitats prospectades s'han trobat arts de pesca perduts sobre el fons.

Els efectes del canvi climàtic son evidents en totes les estacions en totes les espècies sensibles.

Bibliografia

Díaz, D., Muñoz, A., Aspillaga, E., Capdevila, P., Rovira, G., Zabala, M., Hereu, B. (2018). Seguiment de les poblacions de grans decàpodes. Seguiment del medi marí al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp. 87–104.

Hereu, B., Quintana, X. (2012). *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació*. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània. ISBN: 2013-5939.

Hereu, B., Kersting, D.K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2): 713.

Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.

Nous descriptors: identificació de *Caulerpa cylindracea* a Cala Galladera (Cap de Creus)

Bernat Hereu, Graciel·la Rovira, Julia Ortega, David Casals

Aquest capítol es fa una descripció de la presència de l'alga invasora Caulerpa cylindracea, que es va detectar per primer cop al Parc Natural del Cap de Creus, a cala Galladera, el setembre de 2019 per part del Grup de suport Marí del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya.

- **Es descriu l'extensió d'una taca de *Caulerpa cylindracea* de uns 1.500 m² a la zona més interior de la cala, cobrint substrat de mata morta de Posidònia i fons sedimentari.**
- **Es recomana el tancament de la cala per a evitar la propagació d'aquesta alga a través de les àncores d'embarcacions, estris de pesca o a través de qualsevol altra activitat humana.**
- **Es recomana fer un control en el temps d'aquesta taca per a seguir-ne la seva evolució i extensió, així com una prospecció de les zones vulnerables al Parc Natural del Cap de Creus.**

Aquest capítol ha de ser citat com:

Hereu, B., Rovira, G., Ortega, J., Casals, D. (2020). Nous descriptors: identificació de *Caulerpa cylindracea* a Cala Galladera (Cap de Creus). *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp- 151-168.

Introducció

Les espècies introduïdes són en l'actualitat una de les majors amenaces per a la conservació de la biodiversitat i dels ecosistemes naturals (Lodge 1993; Vitousek et al. 1997; Bax et al. 2003), i estan considerades per la Unió Internacional per la Conservació de la Natura (IUCN) com la segona causa més important d'extinció d'espècies, després de la destrucció dels hàbitats naturals.

Al medi marí, tot i que és un fenomen menys conegut i estudiat que en el medi terrestre, les espècies invasores han transformat hàbitats marins al voltant del món (Bax et al., 2003; Molnar et al. 2008). A nivell ecològic, les espècies invasores són capaces de desplaçar les espècies natives, canviar l'estructura de les comunitats i el funcionament de les xarxes tròfiques, i alterar processos fonamentals, com ara el cicle dels nutrients i la sedimentació. A nivell econòmic, les espècies invasores poden causar també impactes econòmics importants com efectes negatius sobre la pesca, efectes del fouling sobre embarcacions o infraestructures, o incús efectes sobre el turisme (Molnar et al., 2008; Klein i Verlaque 2008).

Els vectors de les espècies introduïdes marines són diversos, tots lligats a l'activitat humana. L'aigua de llast dels vaixells ha estat assenyalada com una de les vies principals (Carlton i Geller, 1993), tot i que altres vectors com el fouling dels vaixells, l'aqüicultura, ja sigui espècies explotades directament, o espècies associades, l'aquariologia o les grans canalitzacions transoceàniques com el canal de Suez són també importants vectors (Meinez i Hesse, 1991; Galil, 2008; Naylor et al., 2001; Verlaque 2001).

A nivell local, les petites embarcacions de pesca i esbarjo tenen clarament un alt potencial de propagació d'organismes marins, ja sigui perquè poden viure enganxades al casc (fouling), o retingudes i dispersades per material de pesca, com xarxes, boies i altres estris de pesca recreativa, productes d'esquer, àncores, o equipament recreatiu com ara equips de submarinisme (Otero et al., 2013).

A la Mediterrània, les espècies marines invasores són considerades una dels principals causes de pèrdua de biodiversitat (Galil, 2007; Coll et al., 2010), i representen un creixent problema a causa de l'elevada taxa d'introducció (Zenetos et al., 2010) i dels efectes que tenen sobre els ecosistemes i l'economia i salut humana (Galil, 2008). Aquest és un fenomen general que s'estén a totes les regions del Mediterrani (Galil, 2007, 2009; Zenetos et al., 2010).

Més del 5% de les espècies marines del Mediterrani (més de 896 espècies, 308 de les quals a la conca occidental) es consideren espècies no natives (Zenetos et al., 2012). Segons les darreres ressenyes regionals, el 13,5% d'aquestes espècies estan considerades invasores, amb els macròfits (macroalgues i mars marins) com a grup dominant al Mediterrani occidental i mar Adriàtic, i poliquets, crustacis, mol·luscs i peixos a la Mediterrània oriental i central (Galil, 2007; Zenetos et al., 2012). La gran majoria d'espècies introduïdes es troben a la Mediterrània oriental, tot i que moltes espècies també han colonitzat la conca occidental, mentre que d'altres han colonitzat tota la Mediterrània.

És probable que el canvi climàtic, a més d'afectar l'estructura de les comunitats marines locals, afavoreixi la propagació d'espècies introduïdes. En general, moltes espècies autòctones i introduïdes estan traslladant les seves àrees de distribució cap a latituds més elevades (CIESM, 2008). Degut a que la majoria d'espècies introduïdes són termòfiles d'origen tropical, la majoria són originàries de mars tropicals de l'Indo-Pacífic i Mar Roig (Galil et al., 2008; Zenetos et al., 2010), l'escalfament de les temperatures del mar afavoreix la introducció d'espècies a través del mar Roig al sud-est Mediterrània i la seva ràpida propagació cap al nord i cap a l'oest. De la mateixa manera, també ajudarà a la propagació d'espècies d'origen atlàntic tropical a la conca occidental (Otero et al., 2013). Conseqüentment, és probable que en un futur la introducció i la propagació d'espècies invasores augmenti degut a l'augment de la temperatura de l'aigua (Otero et al., 2013).

A Catalunya en l'actualitat hi ha censades unes 50 espècies marines introduïdes (EXOCAT), de les quals 17 són macroalgues (EXOCAT; Figura 1). S'observa que la costa gironina, sobretot de l'Alt i Baix Empordà, és una de les zones amb major riquesa d'espècies, amb un màxim de 11 espècies d'algues exòtiques al tram de costa entre Begur i Blanes. També destaca la costa del Cap de Creus amb 7 espècies exòtiques, la costa del Montgrí amb 6 espècies i les costes de Blanes-Pineda de Mar, Torroella de Montgrí i Portbou-Llançà amb un total de 5 espècies cadascuna.

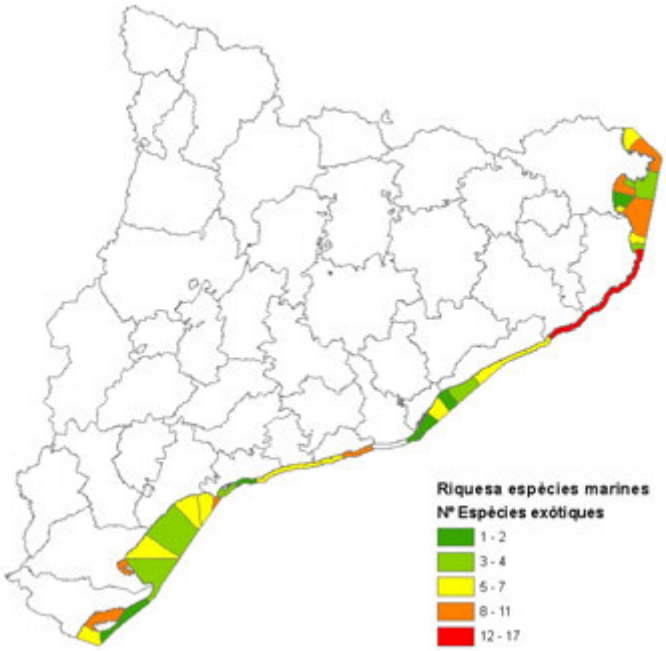


Figura 1. Riquesa de macroalgues exòtiques a les masses d'aigua costaneres de Catalunya (Andreu i Pino, 2013).

Del total de macroalgues exòtiques incloses a la base de dades, tan sols 2 són considerades actualment invasores: *Womersleyella setacea* esteses per la Costa Brava i altres punts de la costa de Barcelona i Tarragona, i *Caulerpa cylindracea* (Garcia et al., 2015; Ballesteros et al., 2017a,b).

Caulerpa cylindracea (Sonder 1845) és una alga cloròfita de l'ordre Bryopsidales pertanyents a la família Caulerpaceae. Aquesta espècie és originaria del sud-oest d'Austràlia, i va ser observada per primer cop a la mediterrània el 1990 a les costes de Libia (Nizzamudin, 1991). No és fins el 1998 que apareix a les Balears (Ballesteros, 1999), el 1999 a Castelló, el 2001 arriba a les costes d'Alacant i el 2005 arriba a les costes de la Regió de Múrcia estenent-se cap a la costa mediterrània d'Andalusia el 2009. A Catalunya es va detectar per primer cop el 2008 a les costes del Garraf, des d'on s'ha anat dispersant al sud. No obstant, la seva expansió cap al Nord havia quedat limitada i només s'havia observat a Blanes, on es va observar per primer cop el 2013 (Ballesteros et al., 2016). No és fins el 2016 que es cita la seva presència a Begur i a cala Canyelles Grosses al cap de Creus (Ballesteros et al., 2017a,b), i el 2018 s'observa per primer cop a les costes de Banyuls (Vilaweb).

C. cylindracea és una espècie anual i pseudoperenne, conserva una part del tal·lus cada nova temporada. Es reprodueix sexualment mitjançant holocarpia (tot el tal·lus participa en la formació dels gàmetes; Panayotidis i Zuljevic, 2001), i també asexualment mitjançant la formació de propàguls i per fragmentació (Renoncourt i Meinesz, 2001). Presenta una dinàmica estacional amb un màxim de creixement a l'octubre i un mínim a l'abril (Piazzi i Cinelli, 1999).

A la seva zona nativa al sud-oest d'Austràlia, *C. cylindracea* és una espècie comuna i oportunista que creix des de la zona intermareal fins a només 6 m de profunditat en zones rocoses i basses intermareals (Womersley, 1984). En canvi, a la Mediterrània es distribueix en un rang molt ampli de condicions ambientals, ja que s'ha trobat en tot tipus de substrats tous i durs com en les masses mediolitorals, en còdols, roca, mata morta de *Posidonia oceanica*, sorra, fang, fons detrítics i coral·ligen, en profunditats que oscil·len entre els 0 i els 70 m, amb una gran abundància entre 0 i 30 m (Klein i Verlaque, 2008).
Fins al moment no es coneix amb exactitud la dinàmica de les seves poblacions, ja que presenta cicles de creixement diferents segons regions, on en algunes zones s'han establert poblacions estables durant més de 17 anys, mentre que en altres zones s'ha descrit una reducció sobtada de les seves comunitats (Ballesteros et al., 2017b; Klein i Verlaque, 2008).

S'han descrit diversos efectes d'aquesta espècie sobre els ecosistemes. Per una part, degut al seu creixement en estolons, pot formar un dens tapís sobre el fons colonitzat que impedeix la difusió d'oxigen al sediment, tornant l'ambient tòxic per a multitud d'espècies epibentòniques i de la biocenosi original (Klein i Verlaque, 2008). *C. racemosa* no sembla penetrar en les praderies denses de *P. oceanica*, però sí quan la densitat és baixa o la praderia està molt fragmentada, bé de forma natural o bé per causa d'un impacte antròpic (Ceccherelli et al., 2000). Diversos estudis mostren una disminució del nombre d'espècies i disminució de la cobertura algal en les diverses comunitats afectades (revisat per Klein i Verlaque, 2008). Ballesteros i col·laboradors descriuen un nivell de biopol·lució causat per *C. cylindracea* entre feble i moderat a quatre masses d'aigua de la costa catalana (Ballesteros et al., 2017b), amb una afectació més important a les localitats de Canyelles Grosses, a Roses, on la població de *C. cylindracea* ha mostrat marcades fluctuacions en la seva cobertura, i ales costes del Garraf.

A nivell econòmic, l'impacte de *C. cylindracea* no ha estat mai quantificat. Tanmateix, s'han descrit pèrdues en el sector de la pesca degut a la obstrucció dels arts de pesca degut al creixement d'aquesta espècie (Magri et al., 2001). Per altra banda, tot i que no hi ha estudis disponibles, la modificació del paisatge a gran escala induïts pel creixement de *C. cylindracea* per sobre de les comunitats bentòniques autòctones pot reduir l'atractiu de la biota per a turisme submarí (submarinisme, apnea etc.) (Klein i Verlaque, 2008).

Objectius

En aquest capítol es fa una descripció de la presència de l'alga invasora *Caulerpa cylindracea*, que es va detectar per primer cop a cala Galladera al cap de Creus el setembre de 2019 per part del Grup de suport Marí del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya.

Amb l'objectiu de determinar amb exactitud la seva distribució, així com la gravetat d'afectació de *Caulerpa cylindracea* a Cala Galladera (Figura 2), es va realitzar una prospecció el dia 16 de gener del 2020.

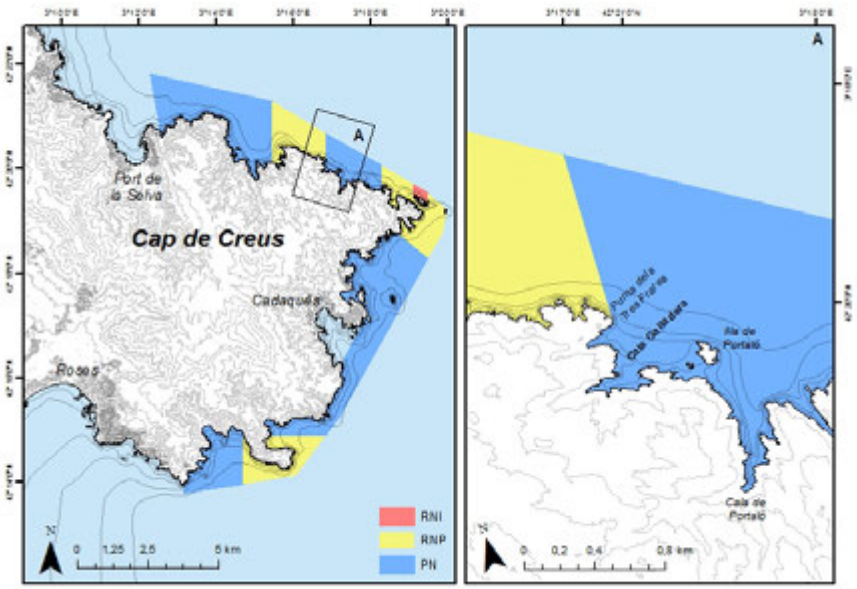


Figura 2. Situació de Cala Galladera, al nord del Parc Natural de Cap de Creus.

Aquest mostreig es va fer mitjançant escafandre autònoma, i es va fer un recorregut per tota la zona de la cala, on es va anotar i mapar la presència d'aquesta espècie, el tipus de fons i la fondària en la què estava. A més, es va fer una prospecció més enllà dels límits de les taques detectades per a comprovar altres possibles focus de creixement.

Es va poder observar una taca contínua de *C. cylindracea* d'uns 1.500 m^2 a la part més interior de la cala, entre una fondària de 0,5 metres en la part més interior i superficial, i els 7,5 metres de fondària (Figura 3).

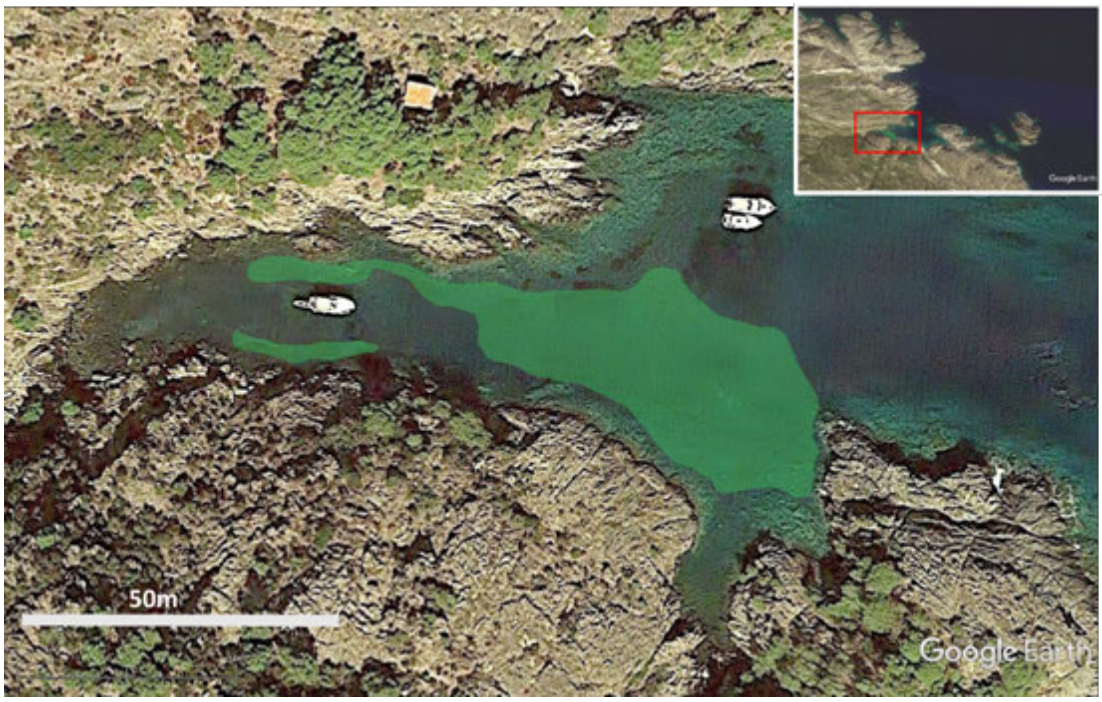


Figura 3. Mapa de l'extensió de la taca de *Caulerpa cylindracea* de Cala Galladera, al la zona de Parc Natural al nord del Parc Natural de Cap de Creus. En la fotografia es poden observar els fons rocosos somes envoltant la cala, i les taques de *Posidonia oceanica* (tonalitat més fosca) a la part superior de la taca de *C. cylindracea*.

A la part més interior de la cala, domina un fons de roca alternat amb blocs de mida petita i sorra gruixuda, amb una taca de mata morta de *P. oceanica*, on pot observar una població de *C. cylindracea* en densitat relativament baixa a banda i banda de la cala, al límit amb la roca (Figura A Annex). Aquesta taca es va estenent gradualment al mig de la cala sobre fons sedimentari (Figura B Annex), fins arribar a una zona amb acumulació de fulles mortes de *P. oceanica*, on la densitat és més alta (Figura C Annex). Seguint en direcció a mar obert, a la part occidental de la cala hi ha diverses taques de *P. oceanica* entre blocs, que finalment es converteix en una taca més gran, amb una extensió de mata morta. La taca de *C. cylindracea* ressegueix aquestes mates de *P. oceanica*, però no s'observa creixement d'aquesta alga dins les mates ni entre les fulles (Figura D Annex). En canvi, la mata morta adjacent a les mates de *Posidonia*, està completament colonitzada per *C. cylindracea* en densitat molt elevada (Figura E Annex), i que s'estén per tot l'ample de la cala. El límit inferior d'aquesta taca de *C. cylindracea* es troba coincidint amb el límit de la mata morta de *P. oceanica*, que s'acaba sobtadament formant un petit tombant que baixa

dels 5 als 7,5 metres de fondària (Figura G Annex), on comença un fons de sorra més fina i ja no hi ha presència d'aquesta alga. En aquesta àrea s'observen alguns exemplars d'holotúries cobertes per estolons de *C. cylindracea* (Figura I Annex). Per la part oriental de la cala, *C. cylindracea* ocupa tot el fons dominat de sediment (Figura F Annex) fins a trobar la roca, on domina una comunitat de blancall amb una alta densitat de garotes (Figura H Annex).

Tot i la ràpida expansió de *C. cylindracea* per la Mediterrània, a la costa catalana no havia estat tan important com en altres àrees, ja que es cita la seva presència per primer cop el 2008 al Garraf, i no és fins el 2016 que s'observa a Begur i al cap de Creus a cala Canyelles Grosses, i el 2018 a les costes de Banyuls, fora del límit del Parc Natural. No obstant, la troballa d'aquesta taca de *C. cylindracea* dins del Parc Natural del Cap de Creus mostra el procés d'expansió d'aquesta espècie per la Costa Brava.

El fet que aparegui aquesta taca aïllada fa pensar que el vector de dispersió pugui haver estat una àncora d'embarcacions d'esbarjo, ja que en aquest el fons som i arrecerat no és probable que s'hagin calat arts de pesca professionals, ni s'hagin fet altres activitats que puguin haver dispersat aquesta espècie.

Un cop establertes, pot ser gairebé impossible eliminar les espècies al·lòctones (Thresher i Kuris, 2004). Estudis experimentals d'eradicació de *C. cylindracea* segueixen sent una excepció i es limiten a petites superfícies (400–1000 cm^2). En aquestes experiències, on després d'un període de 2 i 18 mesos d'eradicació manual periòdica en intervals de 3 a 4 setmanes, encara es van trobar fragments de *C. cylindracea* en parcel·les eradicades (Ceccherelli i Piazzi, 2005; Klein, 2007). Per altra banda, la recuperació de la comunitat de macròfits després de l'eradicació de *C. cylindracea* només mostra una recuperació parcial després de 18 mesos de l'eradicació (Piazzi i Ceccherelli, 2006; Klein, 2007). Aquestes experiències fan pensar que l'eradicació manual d'aquesta taca, que ocupa uns 1.500 m^2, no sembla viable.

La mesura de gestió que sembla més viable en aquest moment és la de limitar aquesta taca, i evitar la seva possible propagació. Tot i que factors naturals no es poden evitar, com les tempestes que poden trencar i dispersar els estolons de l'alga que poden rebrotar en altres àrees, sí que es podria actuar per evitar les vies de dispersió causades per les activitats humanes. En aquest sentit, les vies de propagació més probables són la dispersió per les àncores de barques que puguin ancorar en aquesta zona, i que després ho tornin a fer en altres cales amb restes d'estolons enganxats. Tanmateix, i pel mateix mecanisme, els arts de pesca també podrien ser una forma de dispersió. Les activitats de bany, immersió i apnea també podrien ser causa de dispersió d'aquesta espècie. Per tant, es recomana evitar al màxim l'ancoratge, la pesca i altres activitats humanes en aquesta cala. Aquesta mesura es podria aconseguir tancant la cala a l'accés per embarcacions mitjançant una línia de boies a l'entrada de la cala, així com la instal·lació de cartells informatius de cara als usuaris i banyistes advertint de la problemàtica i el risc de dispersió d'aquesta espècie.

Una altra mesura que caldria prendre és el control de l'evolució d'aquesta taca, i fer un seguiment no només de l'extensió actual, sinó també fer prospeccions més exhaustives a altres cales i zones de risc de instal·lació d'aquesta espècie, incloent la colonització de fons marins més profunds, on la instal·lació d'aquesta espècie pot funcionar com a reservori de poblacions a partir de les quals colonitzi zones més somes.

Bibliografia

Agència Catalana de l'aigua. 2011. Avaluació de l'estat i el risc d'invasió per espècies exòtiques dels ecosistemes aquàtics de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya. 97 pàg.

Altamirano, M., Andreakis, N., Souza-Egipsy, V., Zanolla, M. & de la Rosa, J. (2014). First record of *Caulerpa cylindracea* (Caulerpaceae, Chlorophyta) in Andalusia (Southern Spain). Anales del Jardín Botánico de Madrid 71: 1-9.

Andreu i Pino, 2013. El projecte EXOCAT. Informe 2013. CREAF/ Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.

Ballesteros, E., Grau, M., Riera, F., 1999. Caulerpa racemosa (Forsska˚l) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears 42, 68.

Ballesteros, E., García, M., Jordana, E., Pinedo, S., Satta, M.P. Torras, X., 2017b.Seguiment de l'indicador macroalgues de la DMA (2000/60/CE) a les aigües costaneres de Catalunya per a l'obtenció de l'índex de qualitat biològica CARLIT i control d'espècies invasores bentòniques al litoral de Catalunya CTN1500528. INFORME FINAL 2016. Agencia Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.

Ballesteros, E., García, M., Jordana, E., Mariani, S., Pinedo, S., Ricart, A.M., Satta, M.P. Torras, X., 2017b. Seguiment de l'indicador macroalgues de la DMA (2000/60/CE) a les aigües costaneres de Catalunya per al càlcul de l'índex de qualitat biològica CARLIT i control d'espècies invasores per al càlcul de l'índex de Biopol·lució a les aigües costaneres i de transició de les badies del Delta de l'Ebre CTN1500528. MEMÒRIA CONTROL INVASORES 2017. Agencia Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.

Bax, N., Williamson, A., Aguero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. Marine policy, 27(4), 313-323.

Boudouresque, C.F. y Verlaque, M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin, 44: 32-38.

Carlton, J. T. (1985). Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. Oceanography and Marine Biology, 23, 313-371.

Carlton, J. T., & Geller, J. B. (1993). Ecological roulette: biological invasions and the global transport of nonindigenous. Marineorgatisms Science, 261, 78-82.

Ceccherelli, G., Piazzi, L., Cinelli, F., 2000. Response of the nonindigenous Caulerpa racemosa (Forsska˚l) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 243, 227–240.

Ceccherelli, G., Piazzi, L., 2005. Exploring the success of manual eradication of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta): the effect of habitat. Cryptogamie, Algologie 26 (3), 319–328.

EXOCAT. Sistema d'informació de les espècies exòtiques de Catalunya. CREAF/ Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya. http://exocat.creaf.cat/

García, M., Weitzmann, B., Pinedo, S., Cebrian, E., & Ballesteros, E. (2015). First report on the distribution and impact of marine alien species in coastal benthic assemblages along the Catalan coast. In: Experiences from Ground, Coastal and Transitional Water Quality Monitoring (pp. 249-270). Springer, Cham.

Galil, B., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin 55, 314–322.

Galil, B. S. (2008). Alien species in the Mediterranean Sea—which, when, where, why?. In Challenges to Marine Ecosystems (pp. 105-116). Springer, Dordrecht.

Klein, J., 2007. Impact of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) on macrophyte assemblages of the north-western Mediterranean Sea. PhD thesis, University of Aix-Marseille II, France, pp. 315.

Klein, J., & Verlaque, M. (2008). The *Caulerpa racemosa* invasion: a critical review. Marine pollution bulletin, 56(2), 205-225.

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

Magri, M., Piazzi, L., Serena, F., 2001. La presence de *Caulerpa racemosa* le long des côtes septentrionales de la Toscane et les consequences possibles sur l'activité de pêche. In: Gravez, V., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., Le Direach, L., Meinesz, A., Scabbia, G., Verlaque, M. (Eds.), Fourth International Workshop on Caulerpa taxifolia. GIS Posidonie Publisher, Marseille, France, pp. 338–344.

Meinesz, A., & Hesse, B. (1991). Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. Oceanologica Acta, 14(4), 415-426.

Minchin D, Gollasch S (2003) Fouling and ships' hulls: How changing circumstances and spawning events may result in the spread of exotic species. Biofouling 19: 111–122,

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment, 6(9), 485-492.

Naylor, R. L., Williams, S. L., & Strong, D. R. (2001). Aquaculture - A gateway for exotic species.

Nizamuddin, M., 1991. The Green Marine Algae of Libya. Elga Publisher, Bern.

Otero, M., Cebrian, E., Francour, P., Galil, B., Savini, D. 2013. Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers. Malaga, Spain: IUCN. 136 pages.

Panayotidis, P., Žuljević, A., 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. Oceanologica Acta 24 (2), 199–203.

Piazzi, L., Cinelli, F., 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsska˚ l) J. Agardh. Cryptogamie Algologie 20 (4), 295–300.

Renoncourt, L., Meinesz, A., 2002. Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. Phycologia 41, 533–535.

Thresher, R. E., & Kuris, A. M. (2004). Options for managing invasive marine species. Biological Invasions, 6(3), 295-300.

Verlaque, M. (2001). Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe. Oceanologica acta, 24(1), 29-49.

Verlaque, M., Durand, C., Huisman, JM., Boudouresque, CF., Le Parco, Y. (2003) On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). Eurpean Journal of Phycology, 38(4): 225-339.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M. i Westerbrooks, R. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology, 21(1): 1–16.

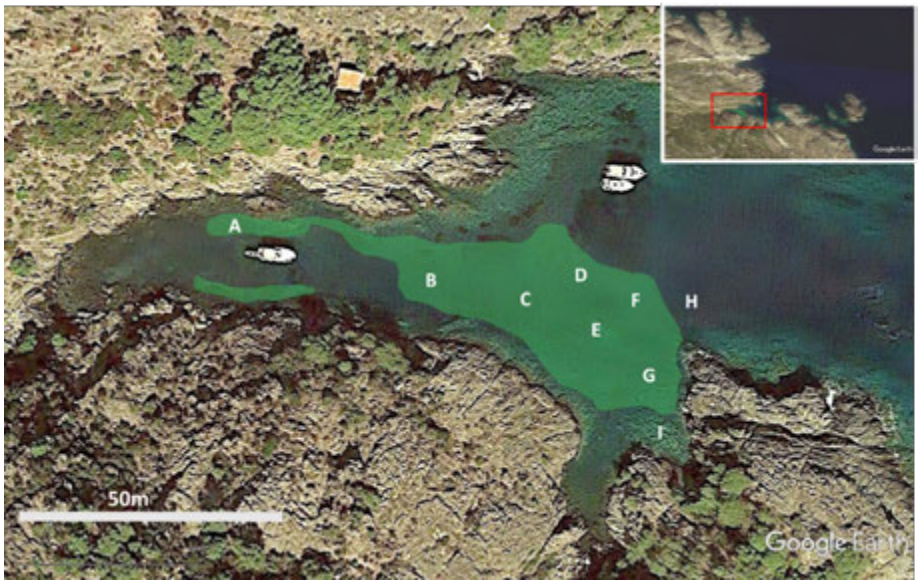
Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M. & Streftaris, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. editerranean Marine Science, 11(2), 381. doi:https://doi.org/10.12681/mms.87

Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C. & Verlaque, M. (2012). Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. Mediterranean Marine Science, 13(2), 328-352. doi:https://doi.org/10.12681/mms.327

Annex

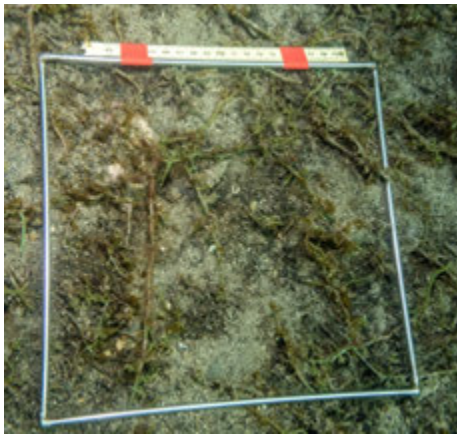
Considerem espècies introduïdes aquelles que han estat introduïdes intencionadament o sense voler en noves àrees en les que no era present, discontínues de la seva distribució original, i han establert poblacions estables a la nova regió (Carlton, 1985; UICN, 2002).

Seguint la definició de la UICN, també adoptada per la Convenció sobre Diversitat Biològica, "espècies exòtiques invasores" (UIAS en les seves sigles en anglès, i sovint abreujats a "espècies invasores") són les espècies introduïdes que s'estableixen en ecosistemes o hàbitats naturals o seminaturals i esdevenen un agent de canvi, augmentant en abundància i distribució i amenaçant la diversitat biològica autòctona (UICN, revisada el 2012).

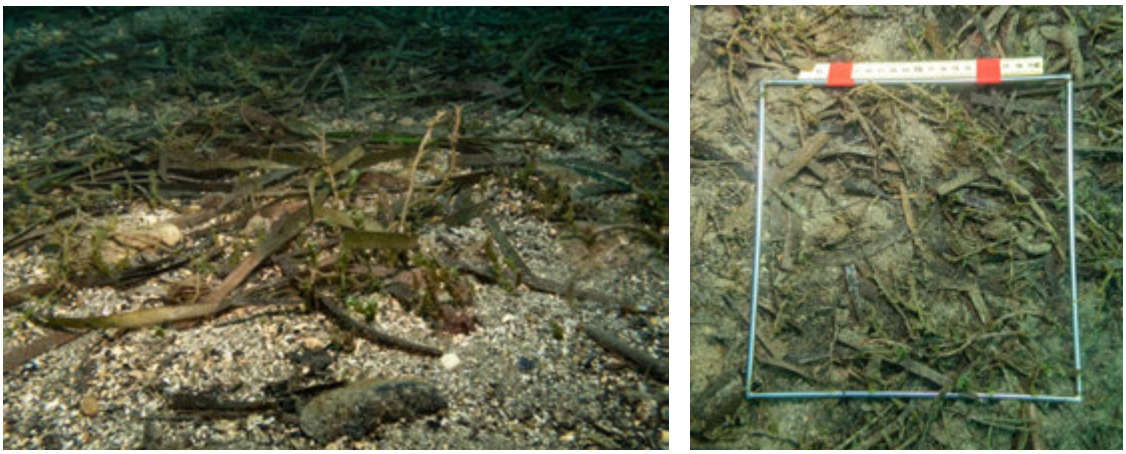


Mapa de la situació de les diferents zones descrites, de la que es mostren les fotografies a continuació.

A- Estolons de *C. cylindracea* sobre mata morta a l'interior de cala Galladera, 1m de fondària.



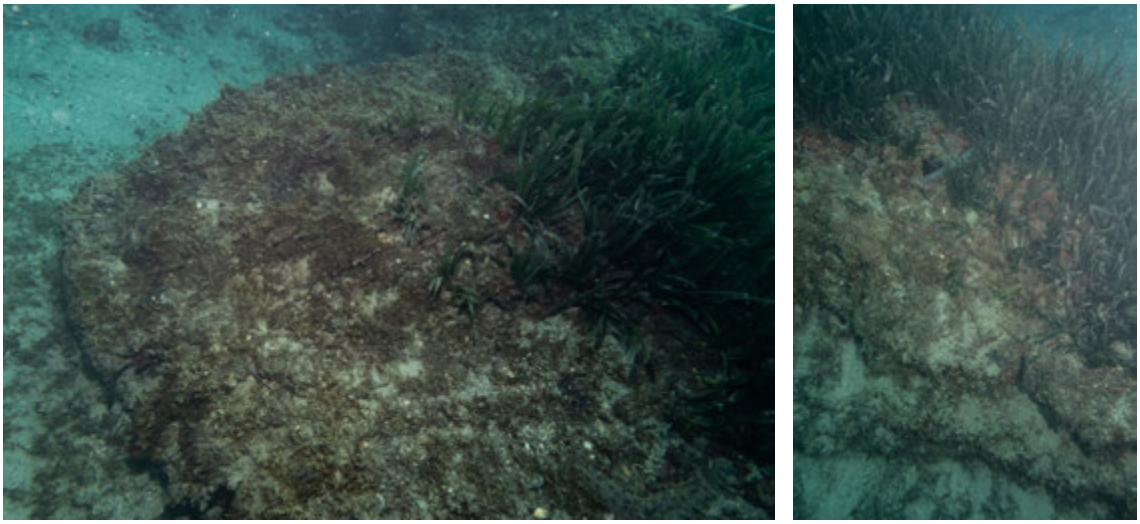
B- Esquerra: zona de fons de sorra gruixuda amb estolons de *C. cylindracea*, 3 m de fondària. Dreta: quadre de 20x20 cm^2 com a referència per a la mesura de la densitat d'estolons de *C. cylindracea*.



C- Esquerra: zona de fons de sorra gruixuda amb acumulació de fulles mortes de *P. oceanica*, amb estolons de *C. cylindracea*, 4,5 m de fondària. Dreta: quadre de 20x20 cm^2 com a referència per a la mesura de la densitat d'estolons de *C. cylindracea*.

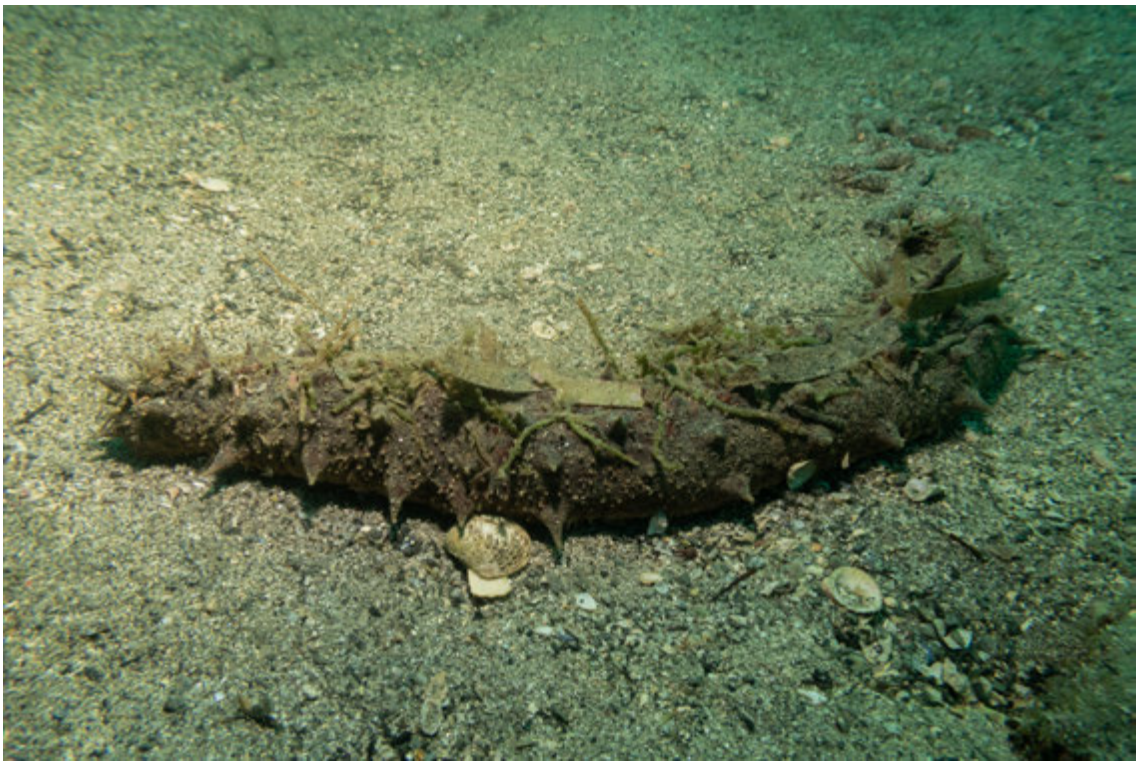
D- Límit de la mata morta i fulles d'una de les taques de *P. oceanica*, on es pot observar que els estolons de *C. cylindracea* no entren dins els feixos de *Posidonia*, 4,5 m de fondària.

E- Esquerra: zona de mata morta de *P. oceanica*, amb una densitat elevada d'estolons de *C. cylindracea*, 5 m de fondària. Dreta: quadre de 20x20 cm2 com a referència per a la mesura de la densitat d'estolons de *C. cylindracea*.



F- Límit de les taques de *P. oceanica*, on s'observa el tombant dels rizomes, que marca el límit de la distribució de *C. cylindracea*, entre 5 i 7 m de fondària.

G- Zona de sorra a la part més oriental de la cala, amb presència d'estolons de *C. cylindracea* 5 m de fondària.



H- Més enllà de la zona afectada, es poden observar exemplars de *Holothuria tubulosa* cobertes d'estolons de *C. cylindracea*, essent un possible vector de dispersió, 7,5 m de fondària.

I- La raconada oriental de la cala està formada per roca base i grans blocs, amb una alta densitat de garotes que formen una comunitat de blancall.