

Títol del treball:

Estudi de la dinàmica poblacional i de l'efecte d'un impacte puntual produït a una població de *Cystoseira crinita* al Port de la Selva

Estudiant: Miriam Teruel i Villanueva

Grau en Biologia

Correu electrònic: miriamteruel97@gmail.com

Tutor: M^a Alba Vergés

Cotutor*: Jana Verdura

Vistiplau tutor (i cotutor*):

Nom del tutor: M^a Alba Vergés

Nom del cotutor*: Jana Verdura

Empresa / institució: Universitat de Girona

Correu(s) electrònic(s): alba.verges@udg.edu i jana.verdura@udg.edu

*si hi ha un cotutor assignat

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació:

ESTUDI DE LA DINÀMICA POBLACIONAL I DE L'EFECTE D'UN IMPACTE PUNTUAL PRODUÏT A UNA POBLACIÓ DE *CYSTOSEIRA CRINITA* AL PORT DE LA SELVA



Míriam Teruel i Villanueva

Tutora: M Alba Vergés

Cotutora: Jana Verdura

4 de juny del 2019

AGRAÏMENTS

A la meua família, per el seu suport incondicional i la seva confiança en mi, fins i tot en aquells moments on jo no ho feia. A l'Alba Vergés i a la Jana Verdura, per els seus coneixements transmesos, la seva paciència, les seves ganes per fer-me gaudir del treball de camp i el seu suport al llarg de tot el transcurs d'aquest treball. Al Ramon Sánchez, per el seu assessorament i suport, sempre disponible per sentir-me parlar de la *Cystoseira Crinita*. Als meus amics i amigues, per totes les hores de biblioteca compartides, i per tots aquells moments bons i dolents que sempre han estat allà.

RESUM

Unes de les comunitats més característiques dels fons ben il·luminats dels oceans temperats són els boscos de macroalgues. En el Mediterrani aquests boscos estan formats per algues del gènere *Cystoseira*. Aquestes són les principals espècies formadores d'hàbitat en els fons rocosos infralitorals mediterranis. Actualment, els boscos de *Cystoseira* estan experimentant un descens significatiu que està afectant als serveis que ofereixen aquests ecosistemes, a causa de diversos impactes, com la destrucció de l'hàbitat, l'eutrofització o l'augment de les temperatures a causa del canvi climàtic. Aquest estudi s'ha centrat en una espècie en concret del gènere *Cystoseira*: la *Cystoseira crinita*, una espècie relict en el litoral català que habita en aigües poc profundes d'ambients amb petita acció d'ona i alta intensitat de llum. El primer objectiu del projecte ha estat estudiar la dinàmica i la reproducció d'una població de *Cystoseira crinita* durant l'any 2017, que habita en una cubeta litoral de mig metre de profunditat al Port de la Selva. Es va realitzar un mostreig mensual d'aquesta població durant els anys 2017 i 2018, on es va observar una variació estacional marcada per la intensitat de la llum i la temperatura, amb pics a la primavera i baixades a l'hivern. El segon objectiu ha estat estudiar d'una banda, l'efecte d'un impacte puntual produït al juliol de l'any 2018 en aquesta població, on la cubeta va quedar en un estat d'anòxia i va provocar la mortalitat d'una bona part de la població, i d'altra banda, les possibles causes d'aquesta perturbació. En general, es va observar una disminució significativa de la densitat d'individus en els mesos posteriors a l'impacte, però cap variació en l'estructura de talles de la població, fruit dels individus que van sobreviure situats als extrems de la cubeta. Gràcies a un registre de les temperatures de dins i fora la cubeta que es va realitzar durant l'any 2017 i 2018 es va observar que la mortalitat detectada va coincidir amb un augment de les temperatures extremes degudes al canvi climàtic, un augment de la concentració de nutrients i una poca renovació de l'aigua, essent els factors culpables de l'impacte. Finalment, per tal de veure com evolucionarà la població en un futur, s'ha fet una previsió de com podria perjudicar un escenari de canvi climàtic en el que ens trobem a l'espècie estudiada, i al conjunt de la biodiversitat marina.

RESUMEN

Unas de las comunidades más características de los fondos bien iluminados de los océanos temperados son los bosques de macroalgas. En el Mediterráneo estos bosques están formados por algas del género *Cystoseira*. Estas son las principales especies formadoras de hábitat en los fondos rocosos infralitorales mediterráneos. Actualmente, los bosques de *Cystoseira* están experimentando un descenso significativo que está afectando a los servicios que ofrecen estos ecosistemas, debido a varios impactos, como la destrucción del hábitat, la eutrofización, el sobrepastoreo de herbívoros o el aumento de las temperaturas debido al cambio climático. Este estudio se ha centrado en una especie en concreto del género *Cystoseira*: *Cystoseira crinita*, una especie relict en el litoral catalán que habita en aguas poco profundas de ambientes con poco oleaje y alta intensidad de luz. El primer objetivo del proyecto ha sido estudiar la dinámica y la reproducción de una población de *Cystoseira crinita* durante el año 2017, que habita en una cubeta litoral de medio metro de profundidad en el Port de la Selva. Se realizó un muestreo mensual de esta población el año 2017 y 2018, donde se observó una variación estacional marcada por la intensidad de la luz y la temperatura, con picos en primavera y bajadas en invierno. El segundo objetivo ha sido estudiar, por una banda el efecto de un impacto puntual producido en julio del año 2018 en esta población, donde la cubeta quedó en un estado de anoxia y provocó la mortalidad de una buena parte de la población, y las posibles causas de esta perturbación. En general, se observó una disminución significativa de la densidad de individuos en los meses posteriores al

impacto, pero ninguna variación en la estructura de tallas de la población, fruto de los individuos que sobrevivieron situados en los extremos de la cubeta. Gracias a un registro de las temperaturas de dentro y fuera de la cubeta que se realizó durante el año 2017 y 2018 se observó que la mortalidad detectada coincidió con un aumento de las temperaturas extremas debidas al cambio climático, un aumento de la concentración de nutrientes y una poca renovación del agua, siendo los factores culpables del impacto. Finalmente, a fin de ver cómo evolucionará la población en un futuro, se ha hecho una previsión de cómo podría perjudicar un escenario de cambio climático en el que nos encontramos en la especie estudiada, y al conjunto de la biodiversidad marina.

ABSTRACT

Some of the most characteristic communities of well-lit backgrounds of temperate oceans are macroalgae forests. In the Mediterranean these forests are formed by algae of the genus *Cystoseira*. These are the main habitat-forming species in Mediterranean deep-sea rocky beds. Currently, *Cystoseira forests* are experiencing a significant decline that is affecting the services offered by these ecosystems, due to various impacts, such as habitat destruction, eutrophication or the rise in temperatures due to climate change. This study has focused on a specific species of the genus *Cystoseira*: *Cystoseira crinita*, a relict species on the Catalan coast that inhabits in shallow waters of environments with small wave action and high intensity of light. The first objective of the project was to study the dynamics and reproduction of a population of *Cystoseira crinita* during the year 2017, which lives in a coastal basin of half a meter deep in Port de la Selva. A monthly sampling of this population was carried out during the years 2017 and 2018, where a seasonal variation marked by the intensity of light and temperature was observed, with peaks in spring and falls in winter. The second objective was to study, on the one hand, the effect of a punctual impact produced in July of 2018 in this population, where the basin was in a state of anoxia and caused the mortality of a Much of the population, and on the other hand, the possible causes of this disturbance. In general, there was a significant decrease in the density of individuals in the months after the impact, but no variation in the size structure of the population, as a result of the surviving individuals located at the ends of the cuvette. Thanks to a record of the temperatures inside and outside the cuvette that was carried out during the year 2017 and 2018 it was observed that the mortality detected coincided with an increase in extreme temperatures due to climate change, coinciding with the increase in the concentration of nutrients and the little renovation of the water were the causes of the impact. Finally, in order to see how the population will evolve in the future, there has been a forecast of how it could harm a climate change scenario in which we find the species studied, and the whole of marine biodiversity.

ÍNDEX

1. INTRODUCCIÓ.....	5
1.1 BOSCOS MARINS.....	5
1.2 IMPACTES GENERALS.....	6
1.3 CYSTOSEIRA CRINITA	7
2. OBJECTIVES	8
3. MATERIALS I MÈTODES.....	9
3.1. ZONA D’ESTUDI.....	9
3.2 ESTUDI DE LA DINÀMICA POBLACIONAL	9
3.2.1 EPISODI DE MORTALITAT	10
3.3 ANÀLISI DE LES DADES.....	11
3.4 CRITERIS ÈTICS	11
4. RESULTATS	12
4.1 DINÀMICA DE LA POBLACIÓ 2017	12
4.2 IMPACTE	15
5. DISCUSSIÓ DELS RESULTATS	21
5.1 DINÀMICA POBLACIONAL.....	21
5.2 EPISODI DE MORTALITAT	22
5.3 PREVISIONS DE LA VIABILITAT FUTURA DE LA POBLACIÓ	23
6. CONCLUSIONS	25
7. BIBLIOGRAFIA	27

1. INTRODUCCIÓ

1.1 BOSCOS MARINS

Unes de les comunitats més característiques dels fons ben il·luminats de les costes temperades són els boscos de macroalgues. Aquests paisatges submarins són constituïts per algues brunes dels ordres laminarials i fucals. A la Mediterrània, tot i que hi ha representants dels dos ordres, amb algunes espècies que poden assolir pocs metres d'alçada, hi predominen espècies on l'alçada de les capçades es mesura en centímetres; són boscos en miniatura (Ballesteros et al., 2013). Aquests boscos en miniatura estan formats per les algues del gènere *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta), que són les principals espècies formadores d'hàbitat dels fons rocosos infralitorals mediterranis (Sales i Ballesteros, 2012). Aquests boscos generen una elevada producció primària implicada en el manteniment de nivells tròfics diversificats i proporcionen refugi i aliment a moltes altres espècies (Blanfuné et al., 2016). Aquests productors primaris d'elevada longevitat estan entre les espècies més productives a tot el món (Thibaut et al., 2016). La distribució d'aquests boscos està influenciada per factors ambientals com la llum, la turbulència i els nutrients. Tanmateix, la comprensió de la dinàmica poblacional de les algues marines és molt complicada, ja que els seus cicles de vida són complexos i es produeixen en entorns costaners complexos i variables (Schiel i Foster, 2006).

Les algues del gènere *Cystoseira* presenten gametangis masculins i femenins allotjats, junt a paràfisis, en petites cavitats anomenades conceptacles. Aquests s'agrupen en receptacles de 2-10 mm de llargada (Fig. 1.B), situats en els extrems de les branques i disposats compactament (Rodríguez-Prieto et al., 2013).

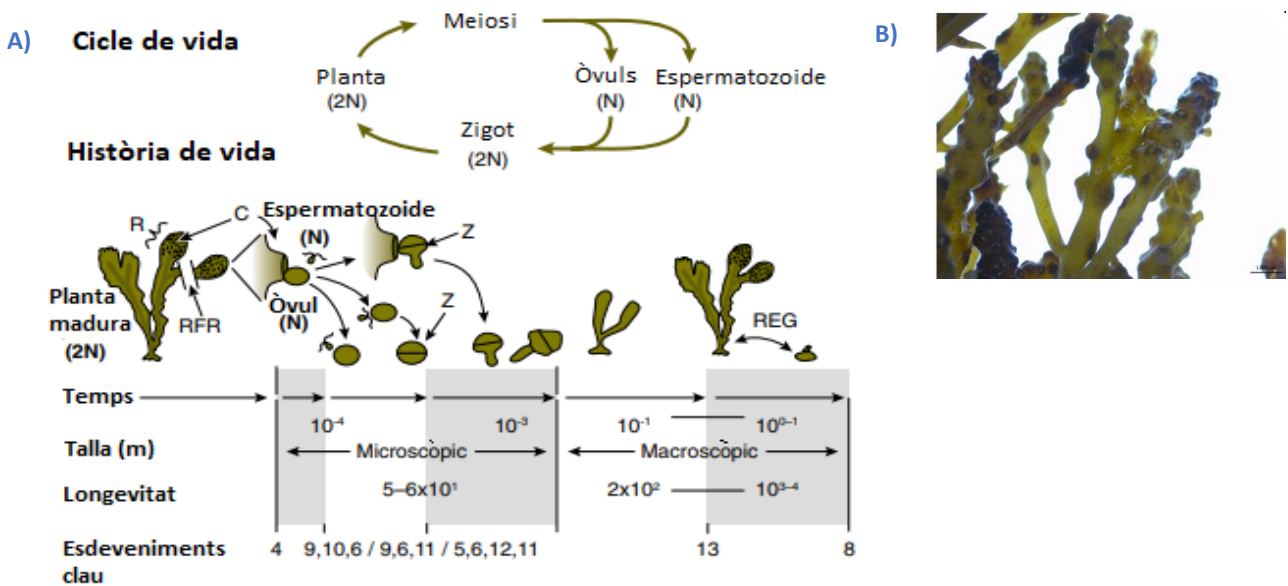


Figura 1.A. Cicle vital amb èmfasi en etapes, mides (longitud de la planta), longevitats i esdeveniments especialment rellevants per a la dinàmica de la població. El cicle de vida ens mostra que la planta (2N) per meiosi produeix gàmetes. La fecundació és externa. La història de vida il·lustra tres possibles seqüències que van des de la producció de gàmetes fins al zigot. C, conceptacle. R, receptacle. REG, regeneració. RFR, alliberament de la fronda reproductiva (en algunes fucals). Z, zigot. 4, producció de gàmetes; 5, dispersió dels espermatozoides; 6, fecundació; 7, desenvolupament dels esporangis; 8, mortalitat; 9, dispersió dels espermatozoides i òvuls; 10, assentament dels òvuls; 11, assentament del zigot; 12, dispersió del zigot; 13, desenvolupament dels gametangis. Figura modificada de (Schiel i Foster, 2006). **Figura 1.B)** A la dreta, imatge d'un receptacle fèrtil, on s'hi poden apreciar els conceptacles. (Font: www.marineforest.com).

1.2 IMPACTES GENERALS

Actualment, els boscos de macroalgues dominats per *Cystoseira* spp estan disminuint en diverses costes del Mar Mediterrani a conseqüència de la destrucció d'hàbitat causada pel desenvolupament costaner (Beck i Airoldi, 2010; Mangialajo et al., 2008; Thibaut et al., 2005), l'eutrofització, la contaminació de les aigües i el sobrepastoreig dels herbívors (Sales et al., 2011). Les principals causes documentades de les regressions de boscos han estat l'alteració de l'hàbitat, la contaminació i l'escalfament global.

La contaminació és una de les principals amenaces per a la biodiversitat marina a tot el món (Lotze et al., 2006) degut al nombre i varietat de contaminants presents a les aigües (Sales et al., 2011). A més a més, l'elevada concentració pot provocar canvis en la composició d'espècies i en l'estructura de les comunitats litorals (McGlathery et al., 2007) ja que espècies oportunistes es veuen afavorides, mentre que espècies de llarga longevitat, com ara les macroalgues perennes (p. e. *Cystoseira* spp), disminueixen gradualment (Pinto et al., 2003).

El ràpid creixement econòmic basat en el consum massiu a nivell planetari dels recursos energètics fòssils està ocasionant un augment gradual en la concentració de gasos com el CO₂, el qual provoca un augment de la temperatura mitjana del planeta (Rodríguez-Prieto et al., 2013). Es preveu que el canvi global modifiqui el règim i la intensitat de les pertorbacions en els ecosistemes marins de tot el món (Easterling et al., 2000; Jentsch et al., 2007) i que els esdeveniments extrems, com les onades de calor, cada cop siguin més freqüents i intensos (Coll et al., 2010). Aquest escenari podria provocar una crisi de pèrdues de biodiversitat marina (Garrabou et al., 2009).

Al mar Mediterrani s'han observat esdeveniments de mortalitat massiva de diferents espècies d'invertebrats bentòniques durant les últimes dècades (Garrabou, 2003; 2009; Rossi, et al., 2004) vinculats a registres concurrents de condicions anòmales d'elevada temperatura (Harvell et al., 1999; Lesser et al., 2007; Garrabou et al., 2009). D'altra banda, però, no hi ha estudis que reportin regressions de boscos de macroalgues del Mediterrani degudes a l'efecte d'elevades temperatures. Tot i així, hi ha evidències del seu efecte negatiu en individus reclutes de *Cystoseira* (Capdevila et al., 2018). En canvi, a altres regions sí que s'han reportat casos de mortalitat de macroalgues degut a elevades temperatures, per exemple a la zona temperada d'Àustràlia, on boscos de macroalgues temperades van patir una reducció de l'abundància de l'espècie estructural (Wernberg et al., 2013), provocant canvis en l'estructura i la funció d'aquestes comunitats (Grebmeier et al., 2006; Nelson et al., 2014). El mateix es va observar amb poblacions de *Scytothalia dorycarpa*, on un esdeveniment d'escalfament extrem va provocar el declivi d'aquestes poblacions que proporcionaven hàbitat al llarg de 3000 km de línia de la costa temperada d'Àustràlia (Smale i Wernberg, 2013).

No obstant això, també s'han descrit episodis de mortalitat de macroalgues com a conseqüència de les tempestes excepcionals d'alta intensitat. Aquests fets inusuals condueixen a una mortalitat puntual elevada de les plantes grans, provocant una neteja del dosser i, al seu torn, permeten polsos intensos de reclutament (Navarro et al., 2011).

Actualment, els esdeveniments climàtics extrems estan augmentant en freqüència i intensitat com a conseqüència del canvi climàtic (Smale i Wernberg, 2013). La majoria de les espècies afectades es caracteritzen per una alta longevitat i una lenta dinàmica de població amb un nivell baix de taxes de creixement, com és el cas de *Cystoseira* spp. (Coma et al., 2004; Zabala et al., 2008).

Aquestes macroalgues, quan estan sota l'efecte d'una pertorbació, tenen una taxa de recuperació natural molt lenta (Thibaut et al., 2016). A més a més, la baixa connectivitat entre poblacions aïllades, juntament amb la

seva baixa dinàmica fa que sigui molt sensible a les pertorbacions (Thibaut et al., 2005). Com a resultat, ecosistemes altament estructurats són substituïts per ecosistemes molt més simples estructuralment dominats per algues filamentoses o blancalls dominats per algues incrustants i eriçons de mar (Blanfuné et al., 2016). A causa de la seva sensibilitat cap als impactes antropogènics, s'utilitzen com a indicadors de bona qualitat de l'aigua en l'aplicació de la directiva marc de l'aigua de la UE (Marques et al., 2009).

1.3 CYSTOSEIRA CRINITA



Figura 2 Individu de *C. crinita* al Port de la Selva. Font: Jana Verdura

Cystoseira crinita Duby (1830) és una espècie endèmica distribuïda principalment a l'occidental Mediterrani i el mar Adriàtic (Ribera et al., 1992). És una planta cespitosa perenne de 25 – 30 cm d'alçada, formada per una base discoïdal de la qual en surten fins a 20 cauloides erectes. Aquesta espècie viu en aigües poc profundes d'aproximadament 0,5 m de profunditat (Blanfuné et al., 2016), en llocs amb petita acció d'ona i alta intensitat lumínica (Gomez-Garreta et al., 2001). És una alga molt exigent en quant a la qualitat de l'aigua, tot i que suporta molt bé l'abrasió i la presència de sediments arenós (Ballesteros et al., 2014). Pel fet de tenir totes aquestes característiques i ser una espècie d'elevada longevitat, les seves poblacions constitueixen un bon model per estudiar l'efecte de l'impacte humà (Thibaut et al., 2005).



Figura 3. Població de *C. crinita* a les Illes Balears. Font: Jana Verdura

A causa de l'hàbitat poc profund (Fig. 3), *C. crinita* és particularment vulnerable a la contaminació de la superfície del mar, destrucció de l'hàbitat, trepig i a la sobrepastura de grans herbívors (Blanfuné et al., 2016). Aquests boscos han sofert una importantíssima regressió arreu del mediterrani, i també en el litoral Català, de manera que la seva distribució es limita a petites cales molt arrecerades, cubetes protegides de l'onatge i altres substrats de roca molt somers amb abundant presència de sorra. Apareix també en cubetes litorals amb elevada renovació d'aigua. A les basses de les roques està sovint acompanyada per altres espècies del mateix gènere (Ballesteros et al., 2014).

Històricament, les zones protegides i superficials han estat zones preferides per als assentaments humans, que han modificat profundament aquestes àrees. Això, juntament amb la relativament alta sensibilitat de *C. crinita* a les diferents pressions humanes, les fa especialment vulnerables (Sales et al., 2011). Per exemple, l'any 1970, la construcció del port de Banyuls, va provocar l'eliminació d'algunes poblacions de *C. barbata* i *C. crinita* i també va provocar canvis en les poblacions de *Cystoseira* a la badia de Banyuls.

2. OBJECTIVES

In one of the four relict populations of *Cystoseira crinita* on the Catalan coast, a monitoring has been carried out since 2012 to the present day. It is located in a coastal basin situated in Port de la Selva. In July of the year 2018 an occasional episode of mortality was detected, for this reason we wanted to identify the impacts suffered in this population, with the following objectives:

- ❖ To study the dynamics and phenology of *Cystoseira Crinita* over the course of 2017, year before impact.
- ❖ To determine the magnitude of the impact on the viability of the population, trying to characterize the disturbance that caused the impact and its implications on the population.
- ❖ To determine the possibility of regeneration of this population in the long term and predict how climate change may affect the viability of this population in the future.

En una de les quatre poblacions relictas de *Cystoseira crinita* a la costa catalana s'ha realitzat un seguiment des de l'any 2012 fins l'actualitat. Es troba situada en una cubeta litoral ubicada al Port de la Selva. El mes de juliol de l'any 2018 es va detectar un episodi ocasional de mortalitat, per aquest motiu es van voler identificar els impactes soferts en aquesta població, amb els següents objectius:

- ❖ Estudiar la dinàmica i la fenologia de *Cystoseira crinita* durant l'any 2017, any previ a l'impacte.
- ❖ Determinar la magnitud de l'impacte en la viabilitat de la població, caracteritzant la pertorbació que va causar l'impacte i les seves implicacions sobre la població.
- ❖ Determinar la possibilitat de regeneració d'aquesta població a llarg termini i predir com el canvi climàtic pot afectar la viabilitat d'aquesta població en un futur.

3. MATERIALS I MÈTODES

3.1. ZONA D'ESTUDI

La població estudiada es tracta d'una població de *C. crinita*, una de les 4 poblacions relictas que hi ha en el litoral català (Enric Ballesteros, 2006), que habita en una cubeta litoral, una piscina rocosa de aproximadament mig metre de profunditat, localitzada en l'àrea costanera del municipi del Port de la Selva, àrea ubicada a la comarca de l'Alt Empordà, a la Costa Brava, Catalunya (Fig. 4).

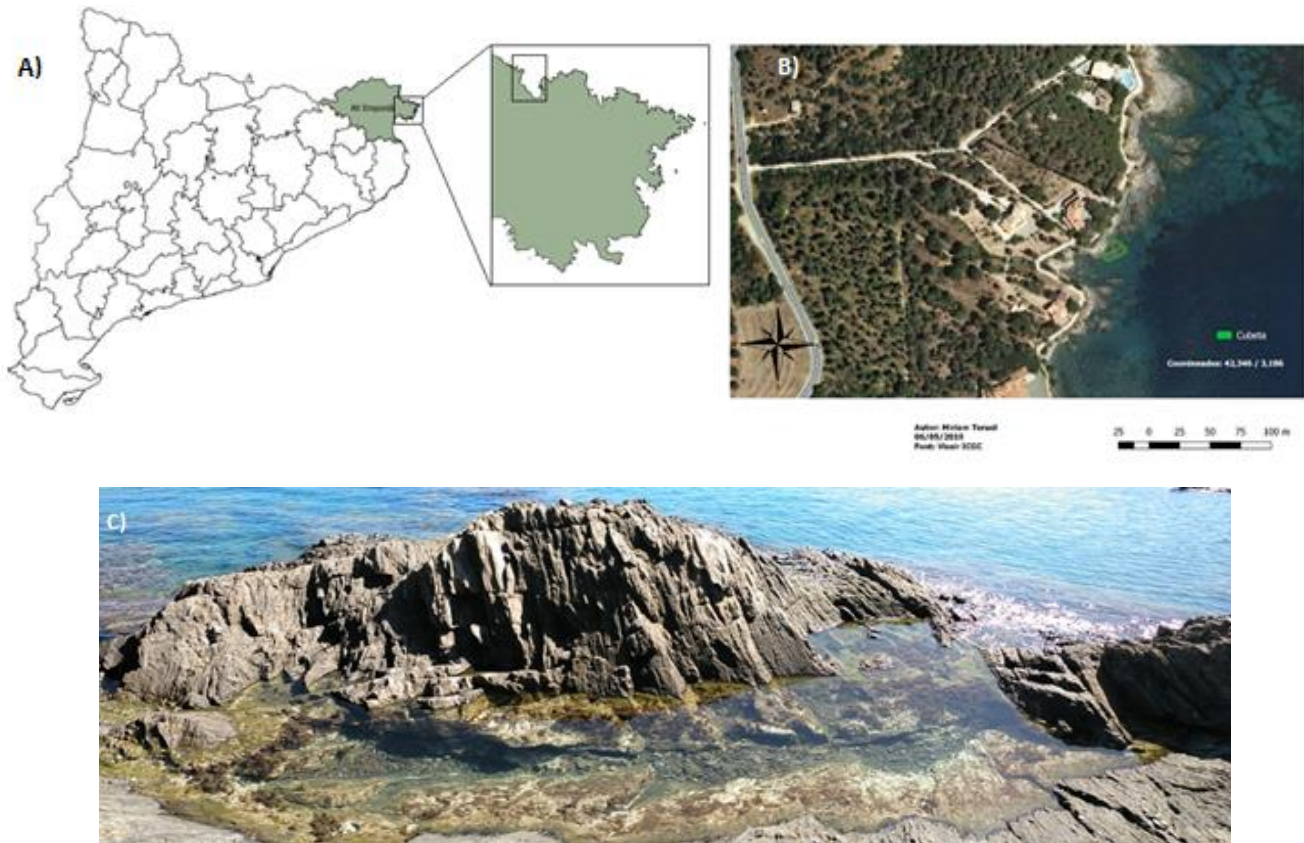


Figura 4. Mapa de la zona d'estudi i localització del mostreig (A) i punt de mostreig (B) i (C). Les coordenades del punt de mostreig són 42,346 / 3,186.

3.2 ESTUDI DE LA DINÀMICA POBLACIONAL

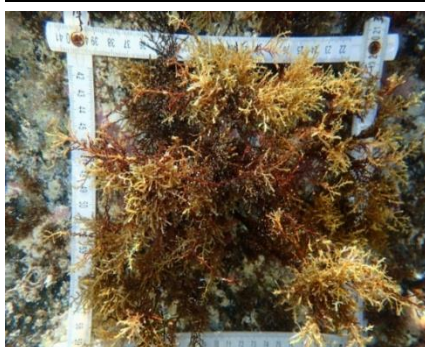


Figura 5. Col·locació del quadrat en la zona d'estudi, sobre *Cystoseira Crinita*. Font: Pròpia

Amb l'objectiu d'estudiar la dinàmica poblacional es va realitzar un mostreig mensual de la població de *Cystoseira crinita* durant l'any 2017 i 2018, en els quals, es van recollir dades de densitat i estructura de talles de la població mitjançant quadrats de 20 x 20 cm (aproximadament 10 rèpliques per mostreig; Fig. 5 i 6).

D'altra banda, per tal de determinar els mesos de l'any que la població presenta una major capacitat reproductora, a cada mostreig també es va determinar el percentatge d'individus fèrtils de la població i la proporció d'estructures reproductores que presentava cada individu, on a cada se li assignava un valor de fertilitat (valors entre 0 i 4) en funció del percentatge de branques fèrtils (Taula 1).



Figura 6. Metodologia utilitzada durant el mostreig. Font: pròpia.

Taula 1: Valors segons el percentatge de branques fèrtils.

Valor	Percentatge de branques fèrtils
0	Cap branca
1	0 / 25%
2	25 / 50%
3	50 / 75 %
4	+ 75%

Per últim a cada mostreig, es van recollir receptacles fèrtils de 5 individus a l'atzar que es van guardar al congelador en bosses de plàstic i sense aigua pel seu posterior processament. Un cop obtingudes totes les mostres es van analitzar al laboratori. Es van treure les mostres dels receptacles fèrtils dels 5 individus de cada mes del congelador i es van descongelar amb aigua de mar (Fig. 7.1).

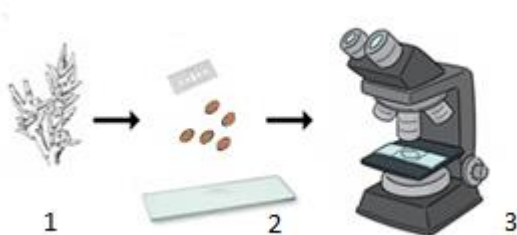


Figura 7. Procediment realitzat al laboratori per a l'anàlisi de les mostres.

Posteriorment, a cada receptacle se li van realitzar 5 talls transversals de forma que quedessin el màxim fins possibles. Un cop obtinguts els talls, amb l'ajuda d'un portaobjectes i un cobreobjectes es van col·locar al microscopi òptic. (Fig. 7.2 i 7.3). Aquest, connectat al programa Zenblue Live Gràfic, va permetre veure a l'ordinador les diferents mostres en directe i realitzar fotografies per a poder classificar-les posteriorment.

A partir de les fotografies realitzades amb el microscopi, les mostres es van classificar segons el següent criteri:

- ❖ Mostres no fèrtils: presentaven poca o gens quantitat de cèl·lules reproductores.
- ❖ Mostres immadures: presentaven cèl·lules reproductores, però aquestes no eren madures.
- ❖ Mostres fèrtils: presentaven cèl·lules reproductores madures.

Tot i mostrejar l'any 2017 i 2018, per fer l'estudi de la dinàmica poblacional i fenologia es van escollir només les dades del 2017.

3.2.1 EPISODI DE MORTALITAT

Gràcies al seguiment a llarg termini de la població de *C. crinita*, el mes de juliol de l'any 2018, es va detectar un episodi de mortalitat dels individus de la població degut a una pertorbació puntual. Per veure com va afectar aquest impacte a la població, es van comparar les dades de densitat d'individus, estructura de talles i

fenologia que es van obtenir durant els mesos abans i després de l'impacte amb les dades que havíem obtingut de l'estudi de la dinàmica de la mateixa població durant l'any 2017.

La presa de dades i la obtenció de mostres pels mesos anteriors (abril, maig i juny) i posteriors (juliol, agost, setembre i novembre) a l'impacte es va realitzar la mateixa metodologia descrita anteriorment.

Per tal de descriure la pertorbació es van obtenir mesures *in situ* de pH, i oxigen dissolt a l'aigua de dins i de fora de la cubeta en el moment que es va detectar la mortalitat. D'altra banda, al gener del 2017 es van instal·lar sensors de temperatura per tenir registres de la temperatura de l'aigua *in situ* de l'interior de la cubeta (HOBO Water Temp Pro v2). Les dades de temperatura del 2017 i el 2018 es van analitzar per tal d'estudiar si la temperatura podria haver estat un dels causants de l'impacte. Es van comptabilitzar els dies que va haver-hi episodis de calor que superaven els 25 graus de temperatura, tenint en compte les temperatures mitjanes i les temperatures màximes i considerant tots els dies de l'estiu fins el moment de l'impacte. A més a més, es va fer una comparació entre tots els dies del juliol del 2017 i 2018 per comparar la temperatura del mes que es va detectar l'impacte entre els dos anys.

3.3 ANÀLISI DE LES DADES

Per tal de representar gràficament la dinàmica la població durant l'any 2017, es va utilitzar l'aplicació Microsoft Excel. Aquesta aplicació també es va utilitzar per estudiar les variacions de temperatura que hi va haver entre l'any 2017 i 2018, per així veure si la temperatura hauria sigut un dels causants de l'impacte.

Per tal de determinar i analitzar quin efecte ha tingut la pertorbació sobre la població de *Cystoseira crinita*, es va realitzar un anàlisi comparatiu entre les densitats de l'espècie obtingudes durant i després de l'impacte i les de l'any 2017. En aquest cas, aquells individus per sota de 0,5 cm no es van tenir en compte, ja que corresponien a individus reclutes, amb una taxa de mortalitat molt elevada i molt difícils d'identificar. Per tal de fer la comparativa, les densitats es van sotmetre al test estadístic no paramètric Kruskal Wallis, a causa de l'incompliment del supòsit d'homoscedasticitat i normalitat de les dades que requereix el test ANOVA (p -value < 0.001). Per fer el test, es van definir el factor any, que comptava amb 2 nivells (2017 i 2018) i el factor mes, que comptava amb els 12 nivells corresponents als 12 mesos de l'any, on la variable resposta va ser la densitat obtinguda d'entre 10 i 18 quadrats. Finalment, es va realitzar una comparativa mes a mes amb el test de Tuckey per veure si s'obtenien diferències significatives entre un mateix mes l'any 2017 i 2018. Tots els anàlisis estadístic s'han realitzat amb el programa RStudio utilitzant el Package Rcmdr.

3.4 CRITERIS ÈTICS

És important considerar que la biodiversitat és un dels bens més importants d'un territori, i més si l'espècie estudiada (*C. crinita*) és una espècie protegida. Per això, és necessari evitar un mostreig destructiu per tal de protegir i conservar la flora. En el transcurs d'aquest treball es va intentar realitzar el mostreig amb la màxima cura per tal de no afectar negativament a la població. Es va recol·lectar la mínima quantitat possible de mostres, exercint el mínim impacte als individus fèrtils. A més a més es van realitzar només aquells talls més necessaris per tal d'evitar l'estrès que li suposa a la planta el tall d'una branca. Per a l'obtenció de les mostres es va haver d'entrar a la cubeta, de forma que es va entrar de forma individual, intentant no trepitjar ni donar cap cop a les espècies de la població.

4. RESULTATS

4.1 DINÀMICA DE LA POBLACIÓ 2017

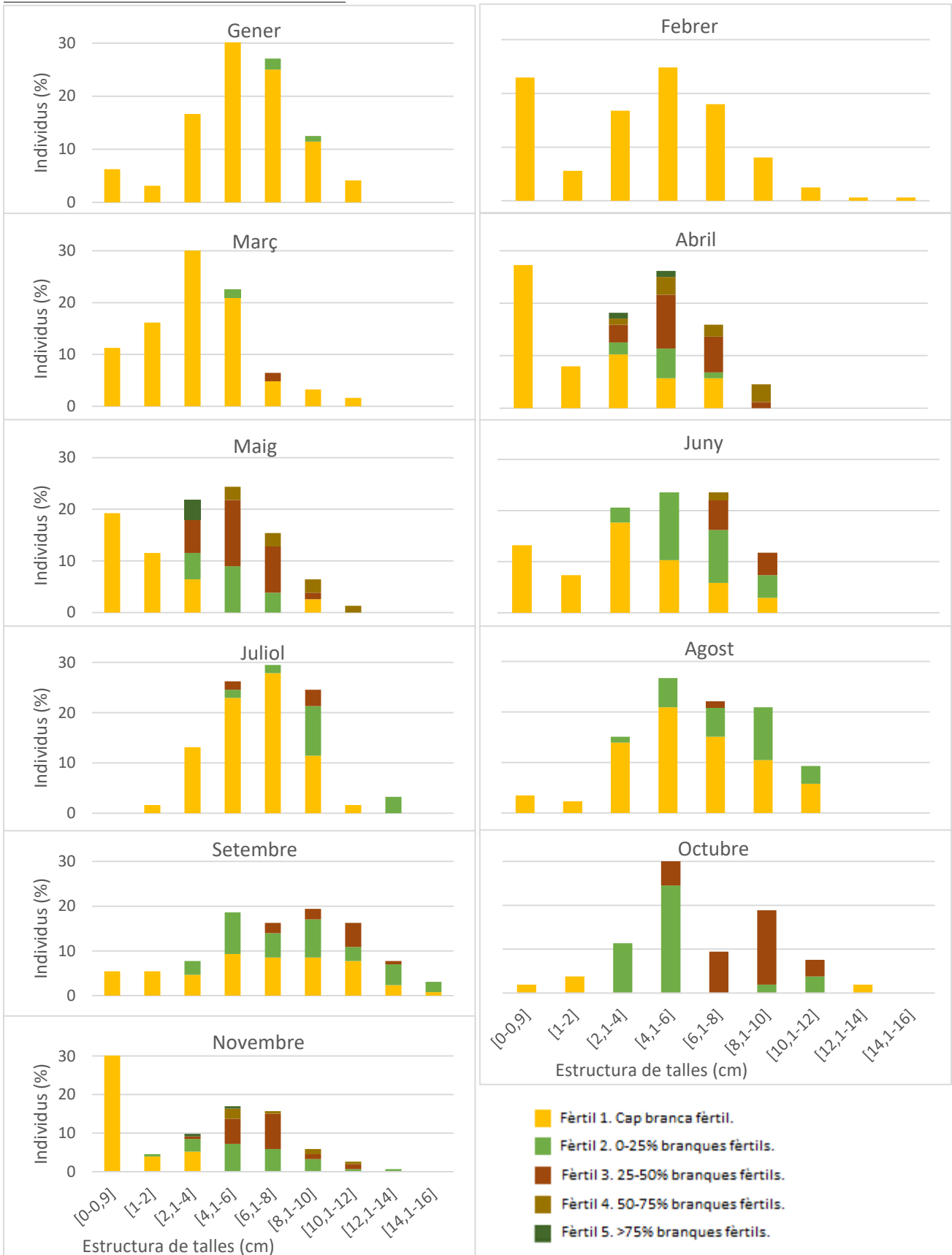


Figura 8. Seguiment de l'estructura de talles de la població de *C. crinita* al llarg de l'any 2017. Les barres es troben dividides en funció del percentatge de branques fèrtils pertanyents a cada talla. 12

A la figura anterior (Fig. 8) s’observa que la dinàmica de la població de *C. crinita* es va dividir en quatre estadis diferents. El primer estadi, l’hivern (gener, febrer i març) va presentar un percentatge d’individus elevat en les classes de talles petites, amb un pic al febrer d’individus d’entre 0 i 0,9 cm d’alçada i un predomini de les classes de talles mitjanes (entre 2 i 8 cm). No obstant, a part d’alguna excepció, tots els individus presentaven un grau de fertilitat 1, és a dir, una baixa presència d’estructures fèrtils. El segon estadi, la primavera (abril, maig i juny) presentava un predomini de classes similar en talles mitjanes, tot i que es va observar una disminució del percentatge d’individus que formaven aquestes classes de talles (entre 2 i 8 cm). En aquest estadi els individus van presentar diferents graus de fertilitat, amb un predomini del grau de fertilitat 2 i 3, però també amb graus 4 i 5 en aquells individus que formaven les classes de talles mitjanes, d’entre 2 i 8 cm. El tercer estadi corresponia als mesos d’estiu (juliol, agost i setembre) on es va observar un augment del percentatge d’individus de les classes de talles mitjanes, allunyant-se de les classes de talles inicials. Va haver-hi una disminució de la fertilitat però, tot i així, s’observen individus que presentaven graus 2 i 3 de fertilitat. El mes de setembre va patir una disminució considerable dels individus de les classes de talles mitjanes, però alhora van augmentar els individus de classes de talles superiors i inferiors. L’últim estadi, corresponent als mesos d’octubre i novembre, va presentar moltes diferències dins els mateix estadi, doncs no va seguir una distribució habitual. El mes d’octubre va contenir un pic d’individus en les classes de talles d’entre 4 i 6 cm, i en les d’entre 8,1 i 10 cm. En aquesta darrera classe, s’observa un grau de fertilitat 3. Finalment, al novembre s’observa una distribució general de totes les classes de talles amb un pic d’individus d’entre 0 i 0,9 cm d’alçada, i una predominança de les talles mitjanes amb graus de fertilitat 3.

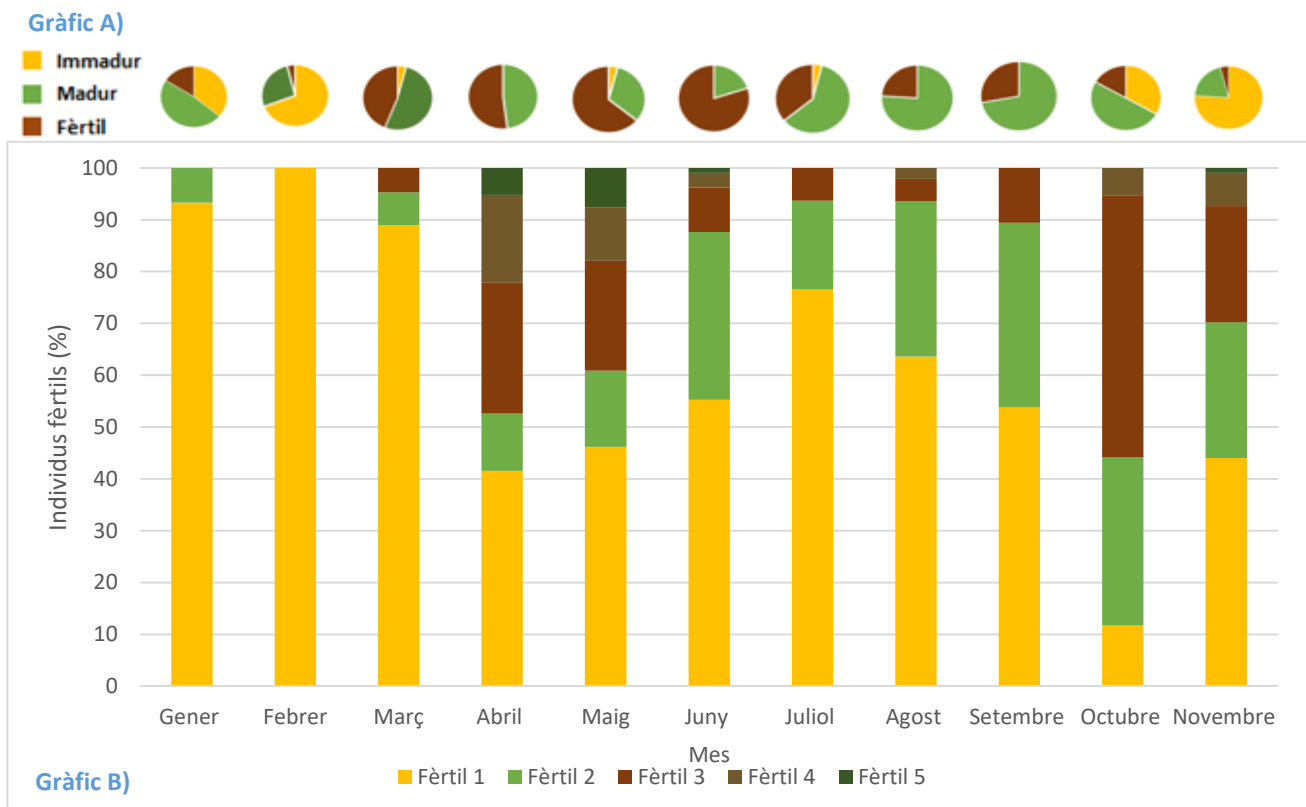


Figura 9. Percentatge d’individus fèrtils que trobem a cada mes del 2017. El gràfic de barres informa de la proporció d’individus de la població que presenta estructures reproductores. S’ha obtingut a partir de les dades agafades in situ. (Gràfic B). Els gràfics de sectors informen de l’estadi de fertilitat, immadur en el cas de no presentar cèl·lules reproductores i madur o fèrtil en funció del seu desenvolupament. Dades obtingudes mitjançant l’observació (Gràfic A).

Segons els resultats obtinguts a partir de les dades agafades *in situ* (Fig. 9, Gràfic B), i tal i com s'havia observat en la figura anterior (Fig. 8), s'observa que els primers mesos van ser poc fèrtils, sobretot el més de febrer, ja que cap individu va presentar estructures reproductores. Seguidament, els mesos de maig i abril van ser els més fèrtils, amb aproximadament un 40 % dels individus que no van presentar cap estructura reproductora, i el percentatge restant, es trobava dividit equitativament entre els diferents graus de fertilitat. Als mesos d'estiu s'observa una davallada del percentatge d'individus fèrtils, tot i que encara s'observa aproximadament un 35% d'individus fèrtils. El setembre i novembre van ser bastant similars, tot i que l'octubre va contenir un percentatge d'individus fèrtils bastant elevat.

A diferència de l'observat en quant a la presència d'estructures fèrtils, segons l'observació de les estructures reproductores fèrtils al microscopi, s'observa que el febrer va contenir un percentatge notable de cèl·lules reproductores madures, tot i que en un principi s'havia vist que el 100% eren individus fèrtils 1 (cap o poques branques fèrtils). Els mesos d'estiu si que coincideixen, a excepció del juny que s'ha observat que potser va haver-hi més estructures reproductores fèrtils del que s'havia vist inicialment. A l'agost també s'observen diferències, ja que va presentar una major fertilitat en les dades obtingudes per observació del microscopi.

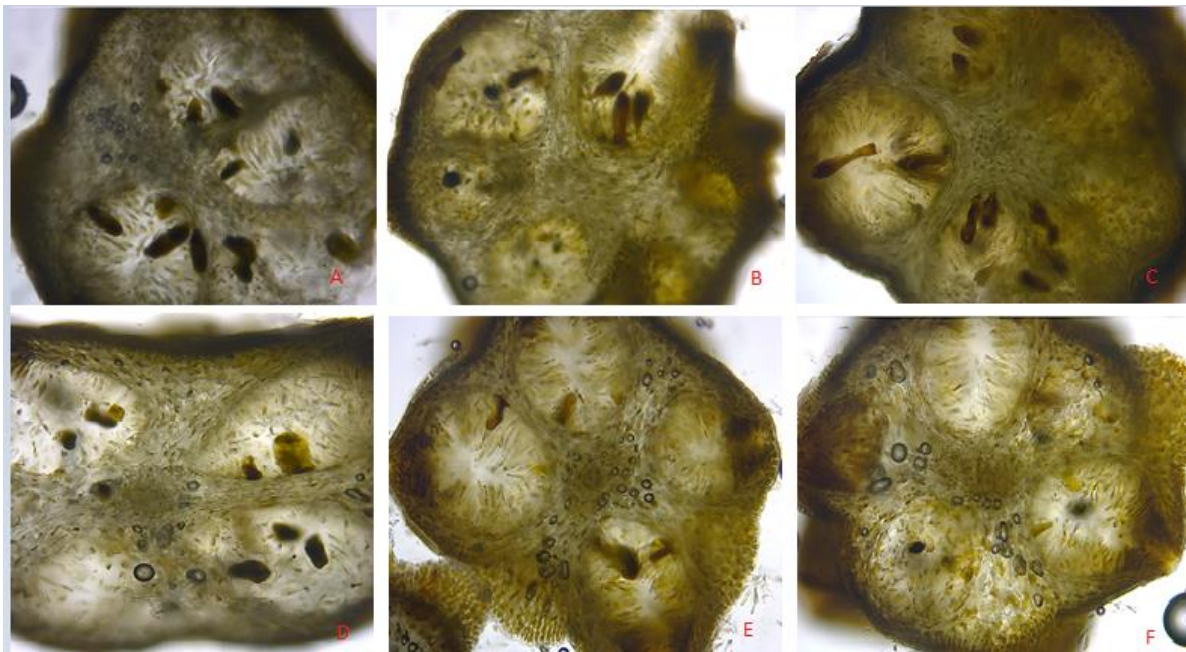


Figura 10. Exemples de mostres extretes a partir de l'observació al microscopi a 10X. S'observen els conceptacles que, junt a paràfisis, contenen gametangis masculins i femenins. Cada mostra correspon a un mes en concret: A) Abril, B i C) Juliol, D) Setembre, E) Octubre i F) Gener.

En la figura anterior (Fig. 10) es poden observar els diferents estadis de fertilitat segons el mes en el qual es trobaven les mostres observades al microscopi. S'observen els conceptacles i dins, les cèl·lules reproductores.

La primera imatge (Fig. 10.A) correspon a un conceptacle fèrtil. Es va classificar d'aquesta forma degut a la quantitat de gametangis presents en els conceptacles i el color fosc que s'observa. Aquesta mostra pertany al mes d'abril. La segona i la tercera imatge (Fig.10.B i 10.C) corresponen al mes de juliol, encara fèrtils ja que s'observa una quantitat considerable de gametangis, tot i que un color menys intens. Les últimes imatges (Fig. 10.D i 10.E) corresponen als mesos de setembre i octubre, on es pot apreciar un quantitat molt baixa de gametangis, doncs correspon a individus amb conceptacles immadurs. Finalment, la última imatge (Fig.10.F) correspon al mes de gener, a un conceptacle no fèrtil ja que no s'aprecia cap tipus de cèl·lules reproductores.

4.2 IMPACTE

EFFECTES DE L'IMPACTE

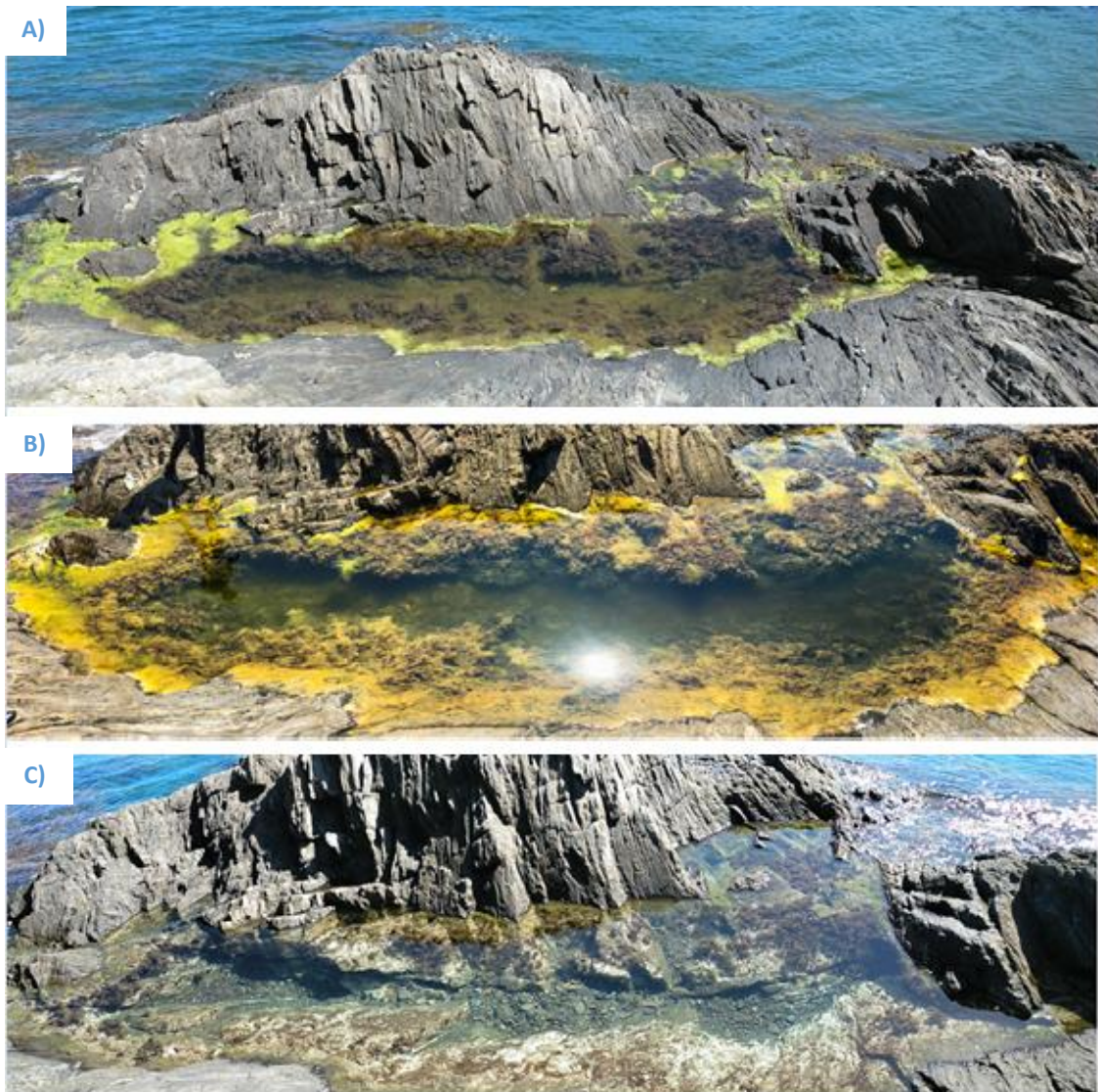


Figura 11. Fotografies extretes en els diferents mostrejos. La primera imatge (A) correspon a mesos abans de l'impacte, la segona (B) durant l'impacte (juliol 2018) i mesos després (C) de l'impacte. Font: Jana Verdura.

En la figura anterior (Fig. 11) s'observa la progressió de la cubeta, l'hàbitat de la població estudiada de *C. crinita*. La primera imatge (Fig.11.A), correspon als mesos abans de l'impacte, els quals es va observar una gran abundància d'individus, tant als marges de la cubeta com al centre, i l'aigua amb una qualitat idònia per al creixement de la població. La següent imatge (Fig.11.2) correspon al mes de juliol del 2018, quan va haver-hi l'impacte. La coloració verdosa o groguenca indica que hi havia una gran quantitat de cloròfits. També s'observa que l'aigua estava en un estat tèrbol. Finalment, un cop passat l'impacte, la darrera imatge (Fig.11.3) mostra un declivi important de la població, on tots els individus del centre van desaparèixer, quedant només alguns individus als extrems de la cubeta, i l'aigua completament cristal·lina.

DENSITAT D'INDIVIDUS

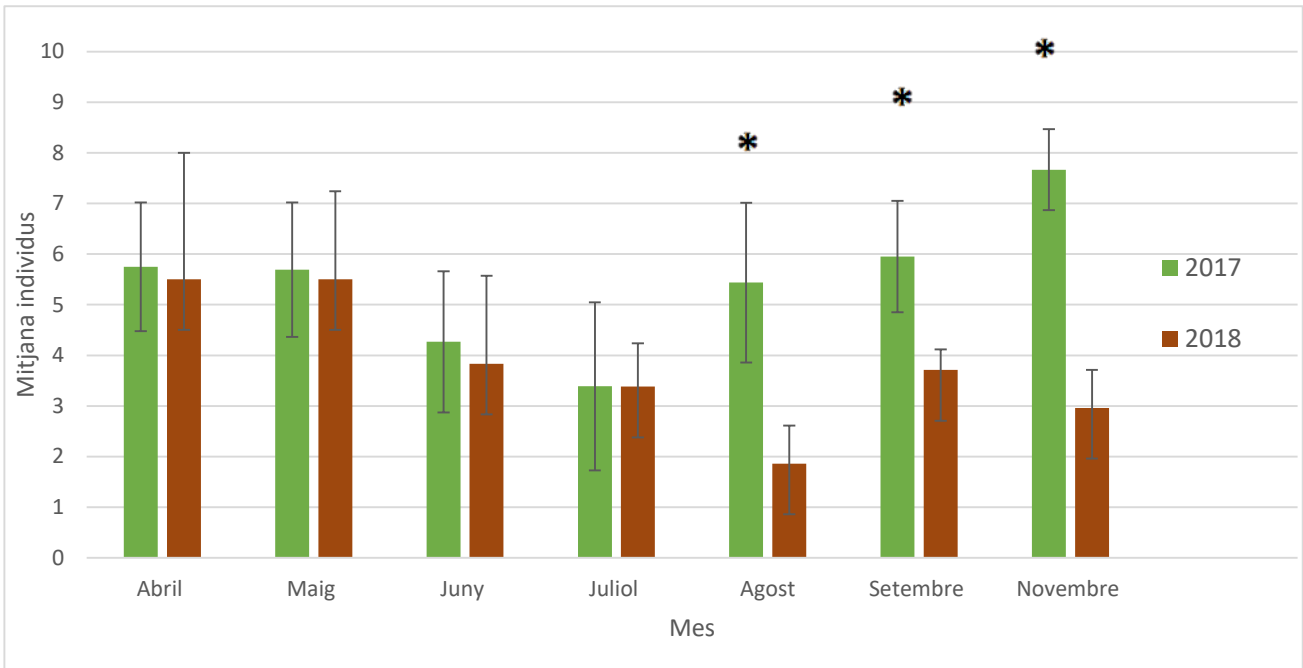
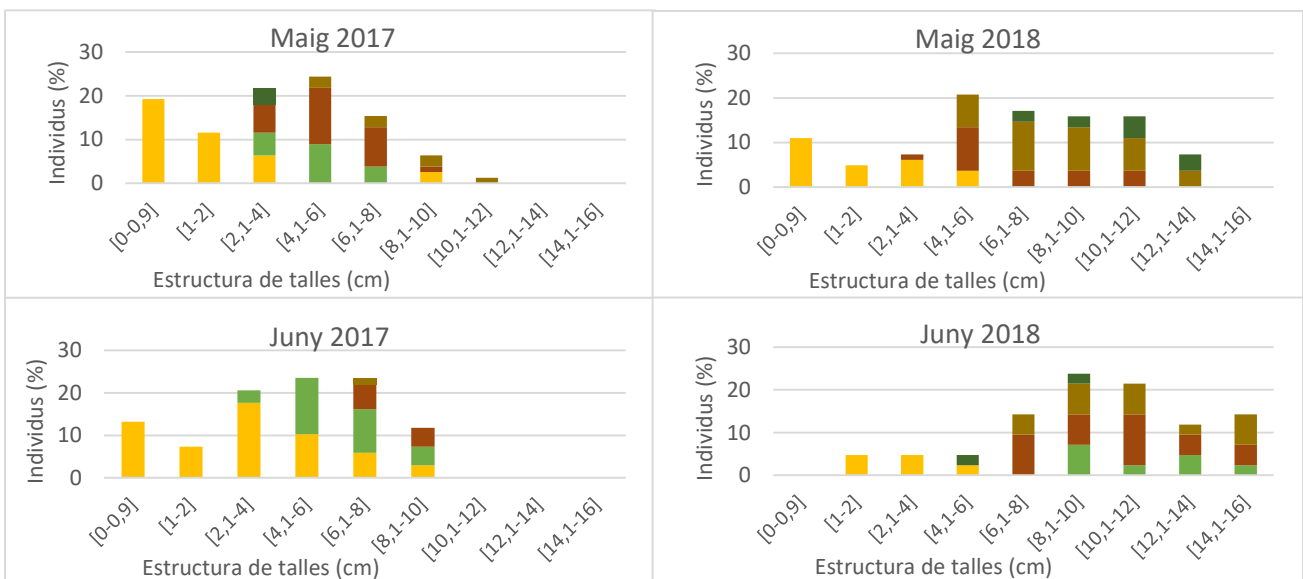
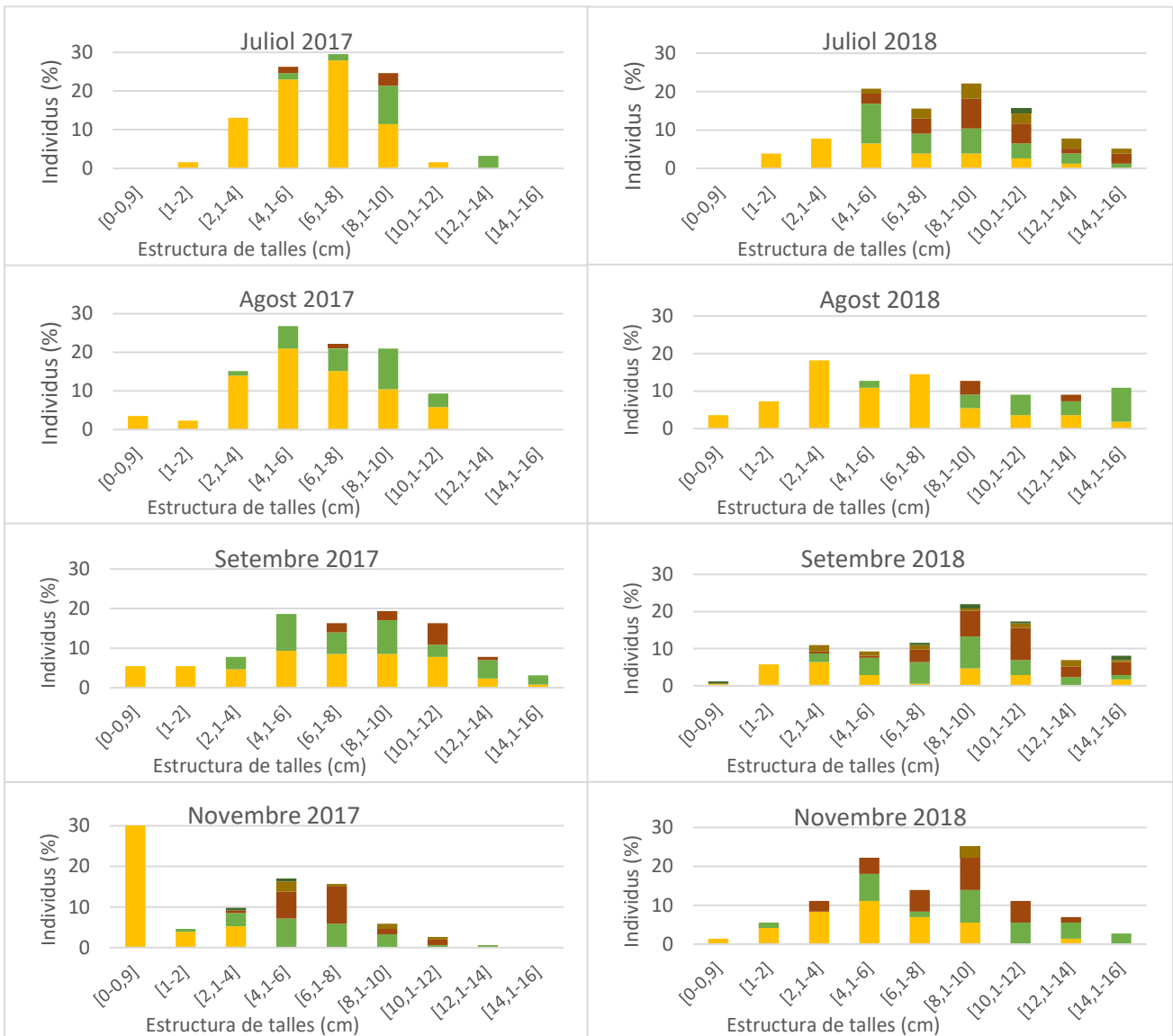


Figura 12. Representació mitjana i desviació estàndard de les densitats de la població de l'any 2017 i 2018. L'asterisc marca aquells mesos que mostren una diferència significativa amb un p valor <0.01.

Tal i com es pot observar a la figura anterior, i segons el test de Kruskal Wallis, es van observar diferències significatives entre la densitat d'individus en els mesos de mostreig (Fig.11, pvalor < 0,001). Per tal de veure en quins mesos hi havia diferències significatives entre l'any 2017 i 2018 es va realitzar un test de Tuckey, un anàlisi 2 a 2 (comparant el mateix mes l'any 2017 i l'any 2018). L'anàlisi va revelar que les diferències significatives de densitat entre el mateix mes dels diferents anys només s'observaven en els mesos posteriors de l'impacte; l'agost, el setembre i el novembre. En canvi, la resta dels mesos no van presentar diferències significatives, ja que contenien aproximadament la mateixa densitat mitjana d'individus tant l'any 2017 com el 2018.

ESTRUCTURA DE TALLE





- Fèrtil 1. Cap branca fèrtil.
- Fèrtil 2. 0-25% branques fèrtils.
- Fèrtil 3. 25-50% branques fèrtils.
- Fèrtil 4. 50-75% branques fèrtils.
- Fèrtil 5. >75% branques fèrtils.

Figura 13. Comparació de les densitats de l'any 2017 i 2018. Les barres es troben dividides en funció del percentatge de branques fèrtils pertanyents a cada talla.

Per tal de determinar l'efecte de la pertorbació també es van comparar les estructures de talles entre l'any 2017 i 2018, es va realitzar aquesta comparativa mes a mes (Fig.13). En general, l'estructura de talles es va mantenir i no es va veure gaire afectada per la pertorbació, tot i que sembla que va haver-hi una homogeneització de les diferents classes de talles després de la pertorbació (agost) comparativament al 2017 o juny del 2018, on hi havia un predomini de les classes de talles més grans. L'any 2018 hauria sigut un any més fèrtil en comparació a l'any 2017. També s'observa una notable diferència el mes de novembre, on al 2017 va haver-hi un percentatge molt elevat d'aquells individus de les classes de talles petites, d'entre 0 i 1

cm. En canvi, l'any 2018 va haver-hi una disminució molt dràstica d'aquesta classe de talles i un augment de les classes de talles més grans.

FENOLOGIA

Gràfic A)

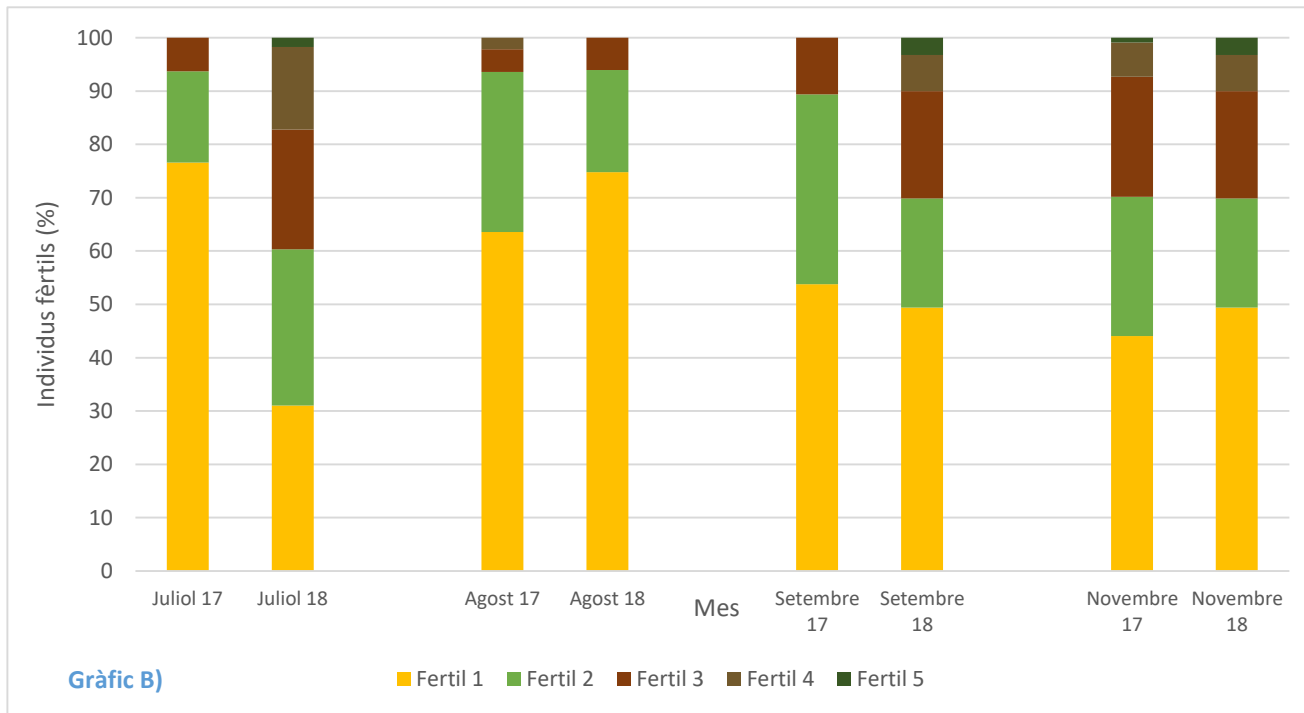


Figura 14: Comparació fertilitat 2017 i 2018. Els gràfics de sectors ens informen de l'estadi de fertilitat de les dades obtingudes mitjançant l'observació (Gràfic A). El gràfic de barres s'ha obtingut a partir de les dades agafades in situ. (Gràfic B).

Segons els resultats obtinguts a partir de les dades agafades *in situ* (Fig. 14, Gràfic B) l'any 2018 va ser un any favorable en termes de fertilitat. El juliol del 2018 va presentar més d'un 70% de fertilitat, repartit entre els diferents graus de fertilitat, on el 20% va correspondre als graus més elevats. En canvi, el juliol de 2007 va presentar un 70 % d'individus amb un grau de fertilitat 0. Els mesos després de l'impacte no van variar gaire respecte l'any 2017. Per tant, la pertorbació no va semblar tenir un impacte sobre la presència d'estructures reproductores.

Segons l'observació de les estructures fèrtils al microscopi, a diferència de l'observat en quant a la presència d'estructures fèrtils, s'observa que les estructures reproductores van mostrar un percentatge més elevat de cèl·lules reproductores immadures el mes de juliol, tal i com es pot observar al gràfic de sectors (Fig.14, Gràfic A). En canvi, la resta dels mesos van seguir una distribució molt similar a l'any 2017.

TEMPERATURES

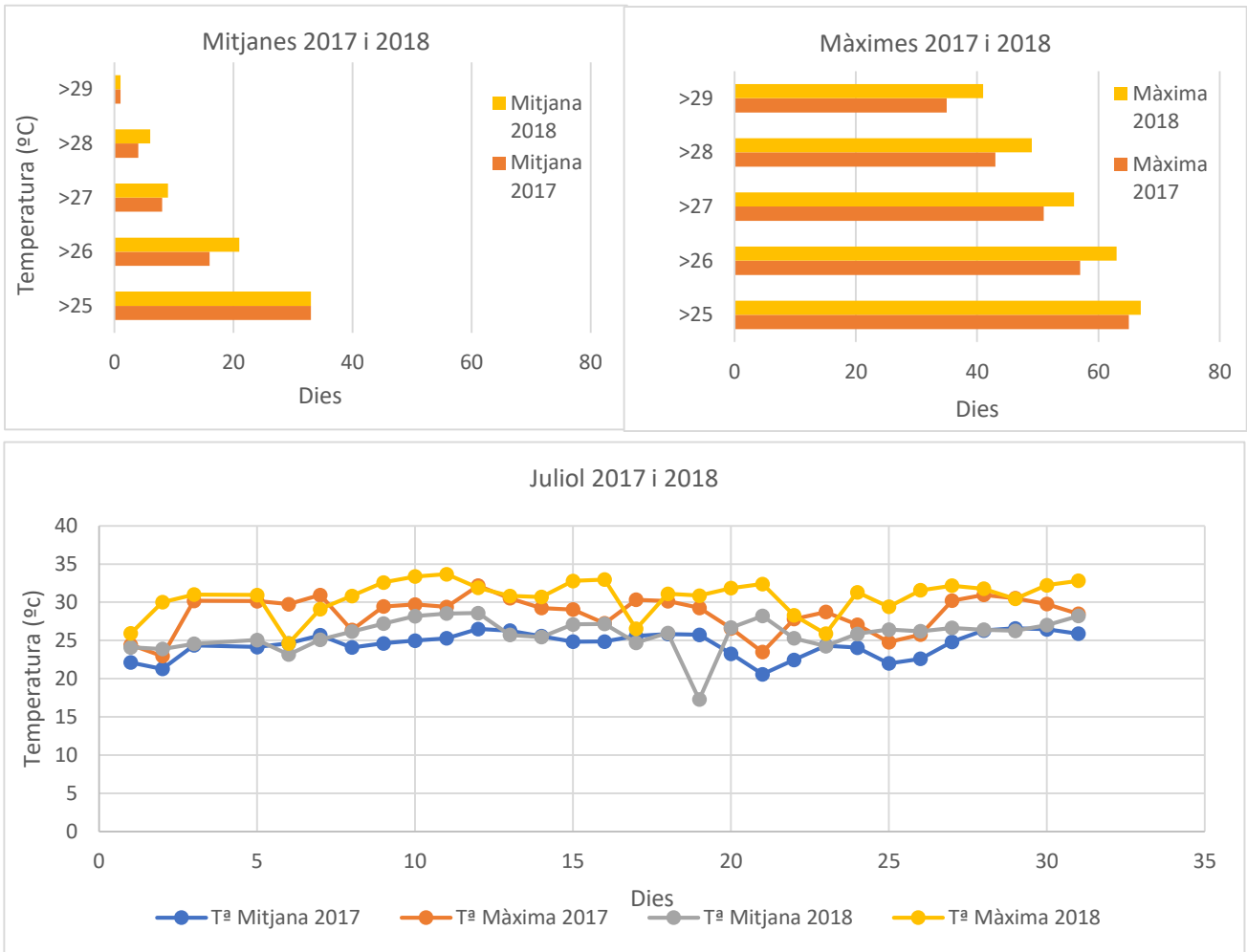


Figura 15. (Gràfic 1 i 2): Recull dels dies on les temperatures mitjanes i màximes van ser més elevades de 25, 26, 27 28 i 29°C preses in situ durant els mesos maig, juny i juliol de l'any 2017 i 2018. (Gràfic 3): comparació de les temperatures mitjanes i màximes durant el mes de juliol de l'any 2017 i del 2018.

En el gràfic de temperatures mitjanes (Fig.15, Gràfic 1) s'observa que durant els dos anys estudiats va haver-hi el mateix numero de dies amb temperatures més elevades de 25°C, però s'observa que al 2018 va haver-hi més dies amb temperatures superiors a 26°C . Si ens fixem en les temperatures màximes (Fig.15, Gràfic 2), en general l'any 2017 va haver-hi més dies que van superar els 25, 26 i 27°C, però per l'any 2018 va haver-hi molts més dies amb temperatures superiors a 28 i 29°C. S'observa, doncs, que l'any 2018 hi va haver un major numero de dies en els que es van assolir temperatures més extremes que l'any 2017. Si observem les temperatures diàries del mes de juliol veiem que van ser més elevades l'any 2018 que no pas l'any 2017, tot i que el dia 18 de l'any 2018 s'observa una davallada en les mitjanes de les temperatures.

QUALITAT DE L'AIGUA

El 16 de juliol, en el moment que es va observar la mortalitat, es va analitzar l'aigua de l'interior i de l'exterior de la cubeta. A part de les temperatures enregistrades, es van agafar moltes del pH, mg/l i percentatge d'oxigen.

Taula 2. Dades obtingudes al mostreig. L'1 de febrer s'ha agafat com a control (abans de l'impacte) per comparar-ho amb el mes de juliol (mes on ha haver-hi l'impacte)

	1 febrer 2018		16 juliol 2018		24 juliol 2018	
Lloc de mostreig	Dins		Dins	Fora	Dins cubeta	Fora
pH	8,3		8,27	8,31	8,06	8,36
O₂ (mg/l)	11,92		0,86	9,16	1,87	9,36
O₂ (%)	134,03		10,20	103	23,1	111,2

Les dades en relació als valors de pH i concentració d'oxigen que es van agafar dins i fora de la cubeta (Taula 3) mostren que en el moment de l'impacte l'oxigen va disminuir de forma molt considerable a l'interior de la cubeta, passant d'un valor de 11,92 mg/l (1 de febrer) a 0,86 mg/l (16 de juliol). Dies després de la mortalitat, l'oxigen va augmentar considerablement, assolint un valor de 1,87 mg/l, però molt lluny del valor que es va observar al mes de febrer (11,92 mg/l), quan les condicions eren òptimes. Els resultats de pH obtinguts demostren que no va haver-hi cap diferència ni abans ni després de l'impacte, ja que els valors es van mantenir constants al llarg de l'any.

5. DISCUSSIÓ DELS RESULTATS

5.1 DINÀMICA POBLACIONAL

Els resultats obtinguts mostren una dinàmica poblacional estacional per a *Cystoseira crinita*, on s'obté un màxim de fertilitat els mesos de primavera i tardor i un mínim els mesos d'hivern, en coincidència amb l'estructura de talles en la qual dominen les talles petites en els mesos d'hivern a causa del reclutament, i les classes de talles grans els mesos de primavera. Els mesos de febrer, abril, maig i novembre van presentar un pic d'individus en les talles més petites, d'entre 0 i 0.9 cm, el qual podria correspondre a una etapa de reclutament en coincidència amb un baix grau de fertilitat, ja que en general van presentar un percentatge molt baix de branques fèrtils madures. Aquest reclutament va ser degut a l'alliberament de cèl·lules fèrtils els mesos anteriors, coincidint amb aquells que van presentar un màxim de fertilitat, els mesos de la primavera i el mes d'octubre. Per a que hi hagi un pic de reclutament, han de coincidir condicions òptimes de nutrients, llum, temperatura, moviment de l'aigua, tal com va descriure Thibaut i coautors (2005) i presència d'estructures fèrtils. Per exemple, durant tot l'estiu els individus contenien conceptacles madurs i una elevada presència d'estructures reproductores, però no s'observa reclutament degut a condicions desfavorables com podrien ser l'elevada temperatura o la falta de nutrients. El mes de març va presentar un pic de reclutament tot i haver-hi molts pocs individus amb branques fèrtils degut a que aquells individus que tenien receptacles engruixits presentaven cèl·lules reproductores fèrtils. El pic del maig és a causa de l'elevada presència de conceptacles madurs. El pic del novembre podria ser degut a l'augment de nutrients de la tardor, de manera que els individus van aprofitar les bones condicions de l'octubre per a reclutar nous individus.

En aquest estudi es va observar la presència d'estructures fèrtils durant tot l'any, però alhora aquestes estructures no totes presentaven cèl·lules reproductores madures. Aquest fet és degut al fet que els conceptacles un cop alliberen les cèl·lules reproductores romanen presents, és a dir, els individus mantenen la branca amb els receptacles engruixits fins que aquesta es degrada, fent que en molts casos estigui buida. Valdazo i col·laboradors (2017) ja van observar que les espècies del gènere *Cystoseira* no passaven mai per una fase de descens total. De la mateixa forma que Pizzuto (1997) va detectar que els individus de *C. crinita* eren fèrtils durant tot l'any pel fet de mantenir les seves branques. Per aquestes raons, es pot pensar que és lògic trobar algunes estructures reproductores tot i estar en l'època on s'obtenen mínims estacionals. Tot i això, Sauvageau (1912) i Ballesteros (1992), van descriure la pèrdua gairebé completa de branques a l'hivern per a *C. crinita* de Catalunya i les Albères degut a condicions ambientals locals o diferències de temperatura. No obstant, les diferències observades podrien estar relacionades amb canvis de la comunitat causats per alteracions naturals locals. Falace i col·laboradors (2005) van observar un desenvolupament vegetatiu de *Cystoseira compresa* màxim a la primavera/estiu. Sales i Ballesteros (2002) van observar que la variació estacional de la biomassa d'una població de *C. crinita* es trobava en estreta coincidència amb la variació de temperatura estacional, obtenint un valor de biomassa màxima al juliol i mínima entre gener i març. De la mateixa manera que Afanesyev (2018) i col·laboradors, que van observar un màxim de biomassa estacional de *C. crinita* al maig – juny. Els tres estudis van coincidir en el fet que la dinàmica estacional del gènere *Cystoseira*, i en concret, el de *Cystoseira crinita*, es troba determinada per la intensitat de llum i temperatura. Segons Steneck l'any 2002, aquests solen ser els factors més importants que determinen els patrons de creixement i producció primària de les algues marines. En els resultats obtinguts en aquest estudi, s'ha observat la mateixa dinàmica. Tot i no poder comparar l'estructura de talles amb la biomassa, Silva l'any 2002 va observar que al llarg de l'any les branques patien canvis morfològics caracteritzats per una marcada variació en el diàmetre de les branques. Per tant, es va observar que els mesos en els quals s'observa un domini de les

talles més grans, una major presència de branques fèrtils i una major presència d'estructures reproductores madures coincideixen amb els mesos que presentaven una màxima biomassa observats pels estudis comentats anteriorment. Després de l'estiu, Silva (2002) va observar una reducció de la fertilitat, coincident amb l'obtinguda en els resultats d'aquest estudi, pel fet que els àpexs es degradaven i els individus quedaven reduïts a la parts basals de les plantes.

5.2 EPISODI DE MORTALITAT

Com s'ha comentat al llarg de tot l'estudi, en el mes de juliol de l'any 2018 la cubeta va patir un impacte que va desencadenar una elevada mortalitat.

Analitzant la densitat de la població, es va obtenir una disminució significativa dels mesos seguits a l'impacte; agost, setembre i octubre, indicant clarament una disminució d'individus de la població a causa de la pertorbació. Contràriament, l'estructura de talles de la població no es va veure afectada per la pertorbació, ja que tot i disminuir la densitat dels individus, van sobreviure aquells individus que estaven situats als extrems de la cubeta (Fig. 11.3), mantenint individus de les diferents classes de talles. Com que en l'estructura de talles només es van tenir en compte aquells individus que van sobreviure, els resultats van donar valors molt similars als obtinguts en la dinàmica poblacional de l'any 2017. En canvi però, el novembre del 2018 sí que es va detectar un percentatge molt baix de reclutament en comparació al novembre del 2017. Aquest reclutament tan baix podria haver sigut a causa de la baixa presència de cèl·lules madures el mes de setembre de l'any 2018, a diferència del setembre de l'any 2017. Sembla que la pertorbació no va tenir efecte sobre la presència d'estructures reproductores. Mesos abans de l'impacte, van presentar una proporció de branques fèrtils major a l'observat l'any 2017, tot i que aquestes van mostrar un percentatge més elevat de cèl·lules reproductores immadures. Després de l'impacte la resta dels mesos van continuar tenint una fenologia molt semblant a la del 2017. Això podria ser degut a que aquells individus que van sobreviure van seguir amb la mateixa dinàmica poblacional, i per això van presentar una dinàmica tan semblant a la del 2017.

És possible que les causes de la regressió de la població siguin múltiples i acumulatives (Thibaut et al., 2005, Wahl et al., 2015, Franco et al., 2015) potencialment, tant els factors d'estrès locals com globals interactuen per explicar les regressions. Per determinar el possible causant de l'impacte, s'han estudiat diversos paràmetres. Primer de tot, s'ha descartat que l'efecte hagi sigut provocat pels herbívors a causa del seu hàbitat poc profund, tal com va observar Ballesteros l'any 1985. A més a més, durant els mostrejos no es van observar herbívors dins de la cubeta. També s'ha descartat que la causa hagi sigut la contaminació de l'aigua. La quantitat d'aigües residuals urbanes que s'estan alliberant és molt reduïda en aquest punt de la costa i no hi ha emissors submarins o arribada d'aigües en zones properes.

Els resultats obtinguts mostren que durant els dos anys estudiats va haver-hi el mateix número de dies amb temperatures més elevades de 25°C, però que l'any 2018 va haver-hi més dies amb temperatures superiors a 29°C. De fet, prèviament a la mortalitat es va registrar un període de 8 dies amb temperatures màximes superior a 30 graus. Aquest podria ser un dels causants de la mortalitat, ja que la temperatura afecta la velocitat d'un gran nombre de reaccions metabòliques i cada espècie està adaptada a sobreviure dins un determinat rang de temperatures (Rodríguez-Prieto et al., 2013). A més a més, té un paper clau en el desencadenament dels esdeveniments de mortalitat; de fet, Cebrian l'any 2011 va observar en diverses poblacions d'espècies bentòniques marines que hi havia una correlació positiva entre la mortalitat i el temps d'exposició a elevades temperatures. De la mateixa manera que va observar Garrabou l'any 2003, els signes

de mortalitat es van produir just després del període inusualment càlid, fent que la temperatura anòmla de 2003 (en el nostre cas, 2018) probablement va tenir un paper clau en aquest impacte. En el seu cas, també, l'anomalia de la temperatura es va limitar a capes poc profundes.

Probablement, l'augment de les temperatures extremes assolides l'estiu del 2018 en coincidència amb un període de molta estabilitat climàtica, l'augment de la concentració de nutrients i la poca renovació de l'aigua van ser els causants de la mortalitat de la població de *C. crinita* estudiada. Arran de la coincidència de tots els anteriors esdeveniments, la cubeta va patir un augment de cloròfits al voltant, provocant una disminució del percentatge d'oxigen dissolt a l'aigua, arribant a unes condicions extremes d'anòxia.

Diaz i Rosenberh (2008) van observar que els fenòmens d'eutrofització generalment es podrien produir una vegada per any, a l'estiu, després de la primavera, coincidint amb l'aigua més càlida i l'estratificació més forta, fins a la tardor. La resposta habitual de l'ecosistema a l'esgotament de l'oxigen estacional és la mortalitat d'organismes bentònics seguits d'alguns nivells de recolonització amb el retorn de l'oxigen a condicions normals.

D'altra banda, el dia 16 de juliol va haver-hi un episodi de xàfec i tempestes, d'intensitat forta o torrencial sobretot a punts del litoral, acumulant quantitats de nutrients localment molt abundants. Es va superar el llindar SMP (Situació Meteorològica de Perill) per intensitat de precipitació a diverses estacions del litoral (Servei Meteorològic de Catalunya, 2018). D'aquesta manera, els efectes produïts per les elevades temperatures i les condicions anòxiques es podrien haver vist agreujats per aquest episodi, que podria haver provocat també el despreniment d'individus parcialment afectats per l'impacte anterior i podria haver compromès la capacitat d'aquesta població per enfrontar perturbacions futures.

5.3 PREVISIONS DE LA VIABILITAT FUTURA DE LA POBLACIÓ

El medi marí està experimentant actualment un canvi sense precedents a múltiples nivells a causa de múltiples factors d'estrès, com ara el canvi climàtic, la sobrepesca, l'eutrofització, la colonització per espècies exòtiques i la destrucció de l'hàbitat (Kamenos, 2018). L'expansió i la intensificació dels efectes del canvi climàtic juntament amb els efectes d'aquests factors d'estrès poden actuar conjuntament, fent que la Mediterrània sigui una gran crisi de biodiversitat durant el segle XXI (Garrabou et al., 2009). Es preveu que l'escalfament global condueixi a augmentar la temperatura mitjana global en 1,8 a 4 °C a finals del segle XXI (Meehl et al., 2017), a més dels esdeveniments climàtics extrems, com ara les onades de calor, que augmentaran en freqüència i en magnitud. Aquests esdeveniments són els principals motors dels patrons de biodiversitat i la freqüència i la intensitat d'aquests episodis tenen implicacions importants per als models predictius de distribució d'espècies. A més a més poden tenir impactes devastadors a curt i a llarg termini sobre els ecosistemes, amb conseqüències socioeconòmiques posteriors (Oliver et al., 2018). Tot i que la relació entre les condicions meteorològiques i les condicions oceanogràfiques no és senzilla, els estudis a llarg termini sobre les condicions de temperatura de l'aigua del mar ja mostren una tendència a l'escalfament net de les aigües costaneres a tot el món (Hawkins i Burrows, 1995; Levitus et al., 2005). L'exposició a temperatures subletals també pot actuar directament causant estrès fisiològic que pot resultar en una escassetat d'energia a causa de l'augment de la taxa de respiració. Per tant, els mecanismes d'adaptació podrien tenir un paper clau en la resposta de les poblacions a l'estrès de la temperatura (Mccutchan et al., 2001).

Hi ha proves regionals recents sobre els efectes adversos de l'escalfament en espècies de macroalgues tant marrons com vermelles (Sansón et al. 2013). La disminució de la mida d'aquestes algues marines i en el seu

èxit reproductiu també s'han correlacionat amb l'escalfament de les aigües (Zhang et al., 2009). A més a més, l'escalfament global és un factor clau en l'entorn de declivi continuat dels fucoides (Wernberg et al., 2011). Les espècies del gènere *Cystoseira* són espècies vulnerables davant aquests estressos amb un baix potencial reproductiu. L'espècie estudiada, *C. crinita*, habita en una cubeta litoral de 0,5 metres de profunditat. A causa d'aquest hàbitat, és particularment vulnerable a perturbacions, com p.e la presència humana. En cas d'augmentar aquest tipus de perturbacions, els reclutes podrien ser els més afectats ja que aquests primers estadis de vida són més vulnerables que els adults.

Es va observar que els efectes d'escalfament en les fases primerenques van disminuir la capacitat de recuperació de la població, igual que en l'estudi de Capdevila l'any 2019 realitzat amb *Cystoseira zosteroïdes*. Va observar que l'assentament i la supervivència primerenca quedarà greument amenaçada sota un escenari d'escalfament, mentre que els individus adults tenen més probabilitats de compensar fisiològicament els alts nivells d'estrès tèrmic (Capdevila et al., 2019). Això ens indica que, la població estudiada és i serà molt vulnerable en un futur davant d'aquests escenaris.

Això podria ser un gran problema, ja que la supervivència i el creixement de la població, depèn en gran part per aquest reclutament d'individus (Navarro et al., 2011). A més a més, quan aquesta espècie pateix una perturbació, té una taxa de recuperació natural molt lenta (Thibaut et al., 2016). Així, la restauració de la població de *C. crinita* impulsada únicament pel reclutament, la supervivència i el creixement de la població pot ser un procés que, tenint en compte la lenta dinàmica d'aquesta espècie a causa del baix potencial reproductiu i la dispersió limitada, i el vulnerables que són davant les perturbacions comentades anteriorment, podria trigar de diversos anys a dècades a recuperar-se (Navarro et al., 2011). A més a més, la baixa connectivitat entre poblacions aïllades, juntament amb la seva baixa dinàmica fa que sigui molt sensible a diferents impactes (Thibaut et al., 2005). Garrabou l'any 2003 també va observar que la majoria d'espècies afectades per esdeveniments de mortalitat massiva estaven caracteritzades per una elevada longevitat i una lenta dinàmica de població.

Per tant, és important buscar una gestió alternativa. Cal promoure accions urgents per conservar la població actual, inclosos els programes de restauració (Valdazo et al., 2017). Anticipar la direcció del canvi és crucial per a la preservació d'aquests organismes. Per fer-ho, però, sovint requereix enfocaments integradors que només es poden aconseguir combinant el recull de dades al camp amb manipulacions al laboratori, per així identificar els processos clau que condueixen a la disminució de la població. Tenint en compte les prediccions sobre la creixent vulnerabilitat de les macroalgues, la seva protecció contra les perturbacions humanes podria provocar la diferència entre les extincions locals i la viabilitat demogràfica. Els estudis sobre creixement i reproducció resulten especialment importants per a una major comprensió, sobre l'abundància i distribució de les espècies i, per tant, sobre l'estructura de la comunitat, també amb l'objectiu de restaurar el medi.

6. CONCLUSIONS

According to the results obtained in this study, the following conclusion has been reached:

- ❖ The population dynamics of *C. crinita* is markedly seasonal. A dominance of juvenile individuals was observed in the winter months, coinciding with a recruitment stage, and a dominance of the adult individuals in the spring months, coinciding with the fertile stage of the species.
- ❖ There are different stages of recruitment: the winter months and the beginning of spring, and also in November and two fertile stages; the spring and autumn months, in which the maximum values were found in July and October, and minimum values in winter.
- ❖ Probably, the increase in the extreme temperatures reached in the summer of 2018 coinciding with a period of climatic stability, the increase in the concentration of nutrients and the little renovation of water were the causes of the mortality of the population of *C. crinita* studied.
- ❖ This impact affected the population density of the population, as it experienced a significant decrease in the months after the impact (September, October and November). However, it did not affect the size structure due to the organisms that survived at the margins.
- ❖ It is predicted that if climate change increases the frequency and magnitude of heat waves, there will be serious damage to *C. Crinita* populations. This fact,, along with the slow dynamics of the species, low reproductive potential and limited dispersion, suggests that the population can not ensure its survival over the years.

CONCLUSIONS

Segons els resultats obtinguts en aquest estudi, s'ha arribat a les següents conclusions:

- ❖ La dinàmica poblacional de *C. crinita* és marcadament estacional. Es va observar una dominància d'individus juvenils en els mesos d'hivern, coincidint amb una etapa de reclutament, i una dominància d'individus adults els mesos de primavera, coincidint amb l'etapa fèrtil de l'espècie.
- ❖ Es diferencien diverses etapes de reclutament: els mesos d'hivern i principi de la primavera, i també el mes de novembre, i dues etapes fèrtils; els mesos de primavera i tardor, en els quals es van trobar els valors màxims al juliol i a l'octubre, i valors mínims a l'hivern.
- ❖ Probablement, l'augment de les temperatures extremes assolides l'estiu del 2018 en coincidència amb un període de molta estabilitat climàtica, l'augment de la concentració de nutrients i la poca renovació de l'aigua van ser els causants de la mortalitat de la població de *C. crinita* estudiada.
- ❖ Aquest impacte va afectar la densitat d'individus de la població, ja que aquesta va experimentar una disminució significativa els mesos després de l'impacte (setembre, octubre i novembre). Tot i això, no va afectar l'estructura de talles a causa de la supervivència dels individus dels extrems.
- ❖ Es preveu que si el canvi climàtic fa augmentar la freqüència i magnitud de les onades de calor, hi haurà un perjudici greu sobre les poblacions de *C. crinita*, ja que afectarà principalment a les fases juvenils, comprometent la supervivència i el creixement de la població. Aquest fet, junt amb la lenta dinàmica de l'espècie, el baix potencial reproductiu i la dispersió limitada, fa preveure que la població no pugui assegurar la seva supervivència al llarg dels anys.

7. BIBLIOGRAFIA

- Afanasyev, D. F., Kamnev, A. N., Seskova, D. V., i Sushkova, E. G. (2018). *The Seasonal Dynamics of Cystoseira crinita* Duby, 1830 (Fucales: Phaeophyceae)-Dominated Communities in the Northeastern Black Sea. *Russian Journal of Marine Biology*, 43(6), 425-435. <https://doi.org/10.1134/s1063074017060025>
- Ballesteros, E, Mariani, S., Cefali, M. ., Terradas, M., i Chappuis, E. (2014). *Manual dels hàbitats litorals de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat.*
- Ballesteros, E, Sales, M., Hereu, B., Vergés, A., i Sant, N. (2013). Els boscos d'algues. En *Ecosistemes dels Països Catalans, Atlas. Enciclopèdia Catalana* (p. 90-91).
- Ballesteros, Enric. (1985). El bentos sobre substrat rocós a la mediterrània. *Tethys*, 17-31.
- Ballesteros, Enric. (2006). Els ecosistemes marins a Catalunya: valoració, impactes i actuacions per a la seva preservació. *L'Atzavara*, 14(June), 99-110. Recuperat de <http://www.scn-mm.cat/atzavara/pdfs/at14099.pdf>
- Beck, M., i Airoidi, L. (2010). *Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe.* <https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch7>
- Blanfuné, A., Boudouresque, C. F., Verlaque, M., i Thibaut, T. (2016). The fate of *Cystoseira crinita*, a forest-forming Fucale (Phaeophyceae, Stramenopiles), in France (North Western Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 181, 196-208. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.049>
- Capdevila, P., Hereu, B., Salguero-Gómez, R., Rovira, G., Medrano, A., Cebrian, E., ... Linares, C. (2019). Warming impacts on early life stages increase the vulnerability and delay the population recovery of a long-lived habitat-forming macroalga. *Journal of Ecology*, 107(3), 1129-1140. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13090>
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., ... Voultziadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, Vol. 321, p. 926-929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- Easterling, D. R., Meehl, G. A., Parmesan, C., Changnon, S. A., Karl, T. R., i Mearns, L. O. (2000). *Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts.* 289(September), 2068-2075.
- Falace, A., Zanelli, E., & Bressan, G. (2005). Morphological and reproductive phenology of *Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin (Fucales, Fucophyceae) in the Gulf of Trieste (North Adriatic). *Annales. Series Historia Naturalis*, 15(1), 71-78
- Franco, J. N., Wernberg, T., Bertocci, I., i Duarte, P. (2015). *Herbivory drives kelp recruits into 'hiding' in a warm ocean climate.* (September). <https://doi.org/10.3354/meps11445>
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01823.x>
- Garrabou, J. i Team, D. (2003). Is global change a real threat for conservation of the NW Mediterranean marine biodiversity?. -1. 10522
- Gómez Garreta A, Barceló MC, G. T. et al. (2001). *Flora Phycologica Iberica Vol. 1. Fucales. Universidad de Murcia.*
- Grebmeier, J. M., Overland, J. E., Moore, S. E., Farley, E. V., Carmack, E. C., Cooper, L. W., ... McNutt, S. L. (2006). A major ecosystem shift in the northern Bering sea. *Science*, 311(5766), 1461-1464. <https://doi.org/10.1126/science.1121365>
- Harvell, C. D., Kim, K., Burkholder, J. M., Colwell, R. R., Epstein, P. R., Grimes, D. J., ... Vasta, G. R. (1999). Emerging marine diseases - Climate links and anthropogenic factors. *Science*, 285(5433), 1505-1510.

<https://doi.org/10.1126/science.285.5433.1505>

- Hawkins, S. J., i Burrows, M. (1995). *Seventy years' observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature*. (November 2017). [https://doi.org/10.1016/0306-4565\(94\)00043-1](https://doi.org/10.1016/0306-4565(94)00043-1)
- Jentsch, A., Kreyling, J., i Beierkuhnlein, C. (2007). A new generation of climate-change experiments: events, not trends. *Reviews*.
- Lesser, M. P., Bythell, J. C., Gates, R. D., Johnstone, R. W., i Hoegh-Guldberg, O. (2007). Are infectious diseases really killing corals? Alternative interpretations of the experimental and ecological data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 346(1-2), 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.02.015>
- Levitus, S., Antonov, J., i Boyer, T. (2005). *Warming of the world ocean, 1955 –*. 32, 1-4. <https://doi.org/10.1029/2004GL021592>
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... Jackson, J. B. C. (2006). Depletion degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806-1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- Mangialajo, L., Bertolotto, R., Cattaneo-Vietti, R., Chiantore, M., Grillo, C., Lemee, R., ... Ruggieri, N. (2008). The toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata*: Quantification of proliferation along the coastline of Genoa, Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 56(6), 1209-1214. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.028>
- Marques, J., Salas, F., Patricio, J., i Teixeira, H. (2009). *Ecological indicators for Coastal and Estuarine Environmental Assessment: A User Guide*.
- Mccutchan, J. H., Saunders, J. F., Lewis, W. M., i Hayden, M. G. (2001). *Seasonality of in situ respiration rate in three temperate benthic suspension feeders*. (Lucas 1996), 324-331.
- McGlathery, K. J., Sundbäck, K., i Anderson, I. C. (2007). Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348(November 2014), 1-18. <https://doi.org/10.3354/meps07132>
- Meehl, G. A., Stocker, T., Collins, W., Berkeley, L., i Friedlingstein, P. (2007). *Chapter 10 : Global Climate Projections*. (January).
- Navarro, L., Ballesteros, E., Linares, C., i Hereu, B. (2011). Spatial and temporal variability of deep-water algal assemblages in the Northwestern Mediterranean: The effects of an exceptional storm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95(1), 52-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.002>
- Nelson, G. C., Valin, H., Sands, R. D., Havlík, P., Ahammad, H., Deryng, D., ... Willenbockel, D. (2014). Climate change effects on agriculture: Economic responses to biophysical shocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3274-3279. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222465110>
- Oliver, E. C. J., Donat, M. G., Burrows, M. T., Moore, P. J., Smale, D. A., Alexander, L. V., ... Wernberg, T. (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, 9(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03732-9>
- Pinto, E., Sigaud-Kutner, T. C. S., Leitão, M. A. S., Okamoto, O. K., Morse, D., i Colepicolo, P. (2003). Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of Phycology*, 39(6), 1008-1018. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.2003.02-193.x>
- Ribera, M. A., Garreta, A. G., Gallardo, T., Cormaci, M., Furnari, G., i Giaccone, G. (1992). Check-list of Mediterranean Seaweeds: I. Fucophyceae (Warming, 1884). *Botanica Marina*, 35(2), 109-130. <https://doi.org/10.1515/botm.1992.35.2.109>
- Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F., i Alfonso-Carrillo, J. (2013). *Guía de las macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo occidental* (Omega, S.A). Barcelona.
- Rossi, S., Ribes, M., Coma, R., i Gili, J. M. (2004). Temporal variability in Zooplankton prey capture rate of the passive suspension feeder *Leptogorgia sarmentosa* (Cnidaria: Octocorallia), a case study. *Marine Biology*, 144(1), 89-99.

<https://doi.org/10.1007/s00227-003-1168-7>

- Sales, M., i Ballesteros, E. (2012). Seasonal dynamics and annual production of *Cystoseira crinita* (Fucales: Ochrophyta)-dominated assemblages from the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 76(2), 391-401. <https://doi.org/10.3989/scimar.03465.16d>
- Sales, M., Ballesteros, E., Anderson, M. J., Iveša, L., i Cardona, E. (2012). Biogeographical patterns of algal communities in the Mediterranean Sea: *Cystoseira crinita*-dominated assemblages as a case study. *Journal of Biogeography*, 39(1), 140-152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02564.x>
- Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F., i Ballesteros, E. (2011). Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(3), 347-357. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.01.008>
- Schiel, D. R., i Foster, M. S. (2006). The Population Biology of Large Brown Seaweeds: Ecological Consequences of Multiphase Life Histories in Dynamic Coastal Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), 343-372. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110251>
- Silva, P. C. (2002). Gomez Garreta, E. (Editor) Flora Phycologica Iberica. Vol. 1. Fucales. Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia, 30007 Murcia, Spain (servpubl@fcm.um.es). 2001. 192 pp., including 51 line drawings and 48 distribution maps. 2,000 pts € 12.02. *European Journal of Phycology*, 37(1), S0967026202003530. <https://doi.org/10.1017/S0967026202003530>
- Servei Meteorològic de Catalunya. (2018). Butlletí climàtic estacional. Estiu del 2018. *Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat*, 37.
- Smale, D. A., i Wernberg, T. (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754). <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2829>
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., i Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29(4), 436-459. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.-F., Cottalorda, J.-M., Hereu, B., Susini, M.-L., i Verlaque, M. (2016). Unexpected Temporal Stability of *Cystoseira* and *Sargassum* Forests in Port-Cros, one of the Oldest Mediterranean Marine National Parks. *Cryptogamie, Algologie*, 37(1), 61-90. <https://doi.org/10.7872/crya/v37.iss1.2016.61>
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., i Ballesteros, E. (2005). Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1472-1489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.014>
- Valdazo, J., Viera-Rodríguez, M. A., Espino, F., Haroun, R., i Tuya, F. (2017). Massive decline of *Cystoseira abies-marina* forests in Gran Canaria Island (Canary Islands, eastern Atlantic). *Scientia Marina*, 81(4), 499. <https://doi.org/10.3989/scimar.04655.23a>
- Wahl, M., Molis, M., Hobday, A. J., Dudgeon, S., Neumann, R., Steinberg, P., ... Connell, S. (2015). *The responses of brown macroalgae to environmental change from local to global scales : direct versus ecologically mediated effects*. 2(1), 11-29.
- Wernberg, T., Smale, D. A., Tuya, F., Thomsen, M. S., Langlois, T. J., De Bettignies, T., ... Rousseaux, C. S. (2013). An extreme climatic event alters marine ecosystem structure in a global biodiversity hotspot. *Nature Climate Change*, 3(1), 78-82. <https://doi.org/10.1038/nclimate1627>
- Zabala, C. L. R. C. M. (2008). *Effects of a mass mortality event on gorgonian reproduction*. 27-34. <https://doi.org/10.1007/s00338-007-0285-z>
- Wang, G., Zhang, J., Jin, J., Weinberg, J., Bao, Z., Liu, C., ... Zhai, R. (2017). Impacts of climate change on water resources in the Yellow River basin and identification of global adaptation strategies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 22(1), 67-83. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9664-x>