

alguer de mataró

ESTUDI DE L'ALGUER DE MATARÓ

Campanya 2024



Ajuntament de Mataró



Ajuntament de Badalona

Escola del Mar



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

MUSEU
DE MATARÓ



AUTORS:

Gregori Muñoz-Ramos i Xavier Seglar (Escola del Mar. Ajuntament de Badalona)

ASSESSORAMENT CIENTÍFIC

Javier Romero (Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona).

ANNEX 1:

Informe de las actividades realizadas durante el 2024 por el CEAB-CSIC en el marco del proyecto STORM: *“Tormentas de cambio: cómo fenómenos meteorológicos extremos alteran los ecosistemas costeros mediterráneos, sus servicios y su percepción por parte de la sociedad.”*

Candela Marco-Méndez (Centre d'Estudis Avançats de Blanes CSIC)

ANNEX 2:

Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on Posidonia oceanica seagrass Meadows Science of The Total Environment, Volume 908, 15 January 2024

Candela Marco-Méndez, Núria Marbà, Àngel Amores, Javier Romero, Mario Minguito-Frutos, María García, Jordi F. Pagès, Patricia Prado, Jordi Boada, José Luis Sánchez-Lizaso, Juan Manuel Ruiz, Gregori Muñoz-Ramos, Neus Sanmartí, Elvira Mayol, Xavier Buñuel, Jaime Bernardeau-Esteller, Pedro Clemente Navarro-Martinez, Lázaro Marín-Guirao, Carlos Morell, Marlene Wesselmann, Rita Font, Iris E. Hendriks, Xavier Seglar, Judith Camps-Castella, Eli Bonfill, Aurora Requena-Gutiérrez, Fabio Blanco-Murillo, Javier Aguilar-Escribano, Santiago Jimenez-Gutierrez, Joaquín Martínez-Vidal, Juan Eduardo Guillén, Maria Elena Cefali, Marta Pérez, Marta Marcos, Teresa Alcoverro

PARTICIPANTS

Jaume Alaball

Edu Alcañiz

Inés Álvarez

Encarni Aranda

Gerard Artigas

Elena Azor

Eduardo Bahílllo

Amanda Batlle

Sandra Berral

Oriol Borrajo

Albert Borrás

Josep Borrás

Laurens Carbonell

Anna Maria Claus

Félix Calonge

Ariadna Conesa

Álex de Segarra

Anna del Pino

Cloe Delgado

Camille Duhamel

Elisa Fattor

David García

Patrícia Giménez

Angel Gómez

Amadeo Gubern

Iñigo Gutiérrez

Andreu Hernández

Candela Marco-Méndez

Aina Marimon

Juan Francisco Martín

Raquel Martín

Isaac Menéndez

Gregori Muñoz-Ramos

Nacho Olano

David Osuna

Marc Peralta

Dani Pinyol

Jordi Pons

Roger Punsola

Pol Ramis

Lluc Riera

Margot Riera

Carlos Rodríguez

Joan Roig

Ferran Roure

Daniela Ruiz

Víctor Sánchez

Maria Sedano

Xavier Seglar

Oscar Segura

Marina Solà

ÍNDEX

1.INTRODUCCIÓ.....	5
2. DESCRIPCIÓ DELS TREBALLS FETS.....	7
MATARÓ I.....	7
MATARÓ II.....	8
MATARÓ III.....	8
PINS MAR (MATARÓ IV).....	9
REPLANTACIÓ.....	9
3. RESULTATS.....	11
3.1 DENSITAT.....	11
3.2 COBERTURA.....	18
3.3 DISTÀNCIA BARRA-POSIDÒNIA.....	23
3.4 DINÀMICA DEL SEDIMENT.....	30
3.5 FLORACIÓ.....	38
4. CONCLUSIONS.....	40
ANNEX 1.....	42
ANNEX 2.....	53

1.INTRODUCCIÓ

Ja han passat 5 anys des de que el GLORIA deixés un rastre de destrucció sobre tot el litoral Català. Els efectes més fàcilment observables van ser sobre la costa emergida i sobre totes les infraestructures costaneres que es van veure afectades. Però també va haver-hi conseqüències molt greus, i no tan fàcilment observables, sobre les comunitats submarines.

En el cas de Mataró, una gran extensió de l'alguer ja va quedar afectada durant els mateixos dies del temporal i encara ara, cinc anys després, es segueixen observant els efectes negatius que el temporal GLORIA va ocasionar sobre aquesta comunitat tant important per l'ecosistema litoral mediterrani. El projecte ALGUER DE MATARÓ té com a objectiu fer el seguiment de l'estat de conservació de la praderia de *Posidonia oceanica* que es troba davant de la costa de Mataró. Com que és un projecte de voluntariat ambiental i de ciència ciutadana, que es porta treballant des de 1997, es pot fer una valoració de com el temporal l'ha arribat a afectar. Així mateix, amb les dades obtingudes es pot valorar la seva evolució i saber si la resposta va cap a la seva recuperació o cap a una pèrdua progressiva.

El gran moviment del sediment que es va produir els 5 dies que va durar el temporal, del 19 al 24 de gener de 2020, va produir, majoritàriament, un important descalçament de la planta a la praderia de Mataró. Aquesta situació ha deixat les plantes molt vulnerables i, amb el pas del temps, moltes d'elles s'han anat trencat i restant sobre el fons sense cap possibilitat de sobreviure.

El projecte ALGUER DE MATARÓ és un projecte de ciència ciutadana que basa l'obtenció de les dades científiques en la col·laboració de voluntaris i aquest 2024, després de 27 anys de projecte i 28 edicions, ha arribat a les 2.175 hores de treball submarí i la participació de 631 submarinistes, alguns del quals han repetit l'experiència en diverses ocasions. Es pot assegurar que és el projecte de voluntariat ambiental submarí que porta més anys de seguiment i un nombre més gran de participants a tota la costa catalana.

Per altra banda aquest any s'ha observat la floració només a l'estació I que es troba a 12 m de fondària

Aquest també es el cinquè any que col·laborem amb un equip científic del CEAB-CSIC que està estudiant els impactes del Gloria sobre la posidònia. Formen part d'aquest estudi 42 praderies de diferents punts de la Mediterrània occidental, especialment del litoral català, valencià, murcià i de les Illes Balears. Les immersions que es van realitzar en aquests punts van servir per avaluar l'abast i el tipus d'impactes (enterrament, desenterrament i desarrelament) patits per les praderies. Mataró és un d'aquest punts, i els resultats de la recerca s'han difós recentment, aquest 2024, en un article científic: ***Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on Posidonia oceanica seagrass Meadows***, publicat a la revista **Science of The Total Environment**. A més, en aquest informe s'inclou un annex amb els resultats obtinguts a Mataró.

Cal agrair un any més la participació de tot el voluntariat, ja que sense la seva col·laboració aquest projecte no seria possible i valorar molt positivament la qualitat de les dades obtingudes i la seva continuïtat durant 28 anys. També agrair a totes les diferents entitats que han donat suport, col·laborat o participat en aquest projecte.

2. DESCRIPCIÓ DELS TREBALLS FETS

MATARÓ I

14/06/2024

Immersió per preparar l'estació per la jornada de voluntariat del diumenge 16/06/2024. S'han repassat totes les barres, s'han netejat les brides i s'ha agafat les mesures d'alçada de les barres i la seva distància al límit actual. Hem avançat feines i hem pogut fer quasi complertes les barres 1B, 2B, 3B, 4B,5B i 5N.

Visibilitat d'uns 5 m i una mica de mar de fons que dificulta la feina. Encara s'observen moltes plantes trencades i molta part de la praderia desenterrada i descalçada. Al costa de la barra 4N hi ha una petita taca de *Cymodocea nodosa*.

Un equip del CEAB també ha agafat les dades de les parcel·les que es van muntar el 2020 per fer el seguiment dels efectes del temporal GLORIA sobre les praderes de posidònia.

Hi ha participat: Jaume Alaball, Ferran Roure, Amadeo Gubern, Àlex de Segarra, Xavier Seglar, Roger Punsola, Aina Marimon, Nacho Olano, Margot Riera, Carles Rodríguez i Gregori Muñoz-Ramos, i Marc Peralta i Candela Marco-Méndez del CEAB.

16/06/2024

Immersió amb voluntariat per recollir els paràmetres que ens mostren l'estat de conservació de aquesta estació. El voluntariat ha estat format per 18 persones. Aquesta estació va quedar fortament afectada pel temporal GLORIA i encara es poden observar els seus efectes. Es segueixen observant moltes plantes trencades que descansen sobre el fons i el límit de l'alguer està format per taques de diverses mides que deixen entre elles àrees de mata morta i sorra, tot configurant un límit molt fragmentat. Hem pogut fer totes feines previstes, tot i que hi havia una mica de corrent i de mar de fons que feia que les fulles no deixessin de tenir moviment. Visibilitat no superior a 5 m. La petita taca de *Cymodocea* es troba entre les barres 4N i 5N.

Ha vingut un equip de TV3 i han fet un clip per al telenotícies migdia. Hi ha participat: Encarni Aranda, Josep Borrás, Gerard Artigas, Anna del Pino, David Garcia, Patricia Giménez, Juan Francisco Martin, Isaac Menendez, Raquel Martin, Gregori Muñoz-Ramos, David Osuna, Daniel Pinyol, Jordi Pons, Roger Punsola, Carlos Rodríguez, Ferran Roure, Víctor Sánchez, Maria Sedano, Xavier Seglar i Marina Solà

15/11/2024

Immersió amb el CEAB per fer el seguiment de l'afectació del temporal GLORIA sobre l'alguer de Mataró. Aigua molt tèrbola i amb molt poca visibilitat. Una mica de mar de fons que dificulta la feina. El CEAB ha pogut fer totes les feines previstes. Hem pres una mesura de l'alçada de 4 barres i la distància al límit actual, no hem trobat la resta de barres. Hem anat a estimar la floració. Hem obtingut un resultat de 8 flors/m² Candela Marco Mendez, Felix Calonge, Pol Ramis, Joan Roig, Carlos Rodríguez, Roger Punsola, i Gregori Muñoz-Ramos

MATARÓ II

04/10/2024

Immersió per preparar l'estació per la jornada de diumenge i per avançar feines ja que hem mesurat les densitats d'algunes barres. Mar rissada. Bona visibilitat encara que en el fons hi havia partícules en suspensió. No hem observat flors. S'han netejat totes les barres i les seves brides i s'han unit totes les barres amb un cap guia. S'ha trobat a faltar la barra 1B i la 1B2N. Hi ha participat Edu Alcañiz, Oriol Borrajo, Josep Borràs, Laurens Carbonell, Ariadna Conesa, Angel Gómez, Raquel Martin, Joan Roig, Daniela Ruiz, Víctor Sánchez, Roger Punsola, Ferran Roure, Dani Pinyol, Xavier Seglar, Carlos Rodríguez, Lluç Riera i Gregori Muñoz-Ramos

06/10/2024

Immersió amb voluntariat per fer el seguiment de l'estació 2. El dia va ser força bo amb el mar pla i l'aigua força neta. Es van poder fer totes les feines assignades que eren mesurar la cobertura de l'estació. Hi van participar 19 persones Inés Álvarez, Gerard Artigas, Elena Azor, Eduardo Bahillo, Amanda Batlle, Sandra Berral, Oriol Borrajo, Albert Borràs, Anna del Pino, Cloe Delgado, Elisa Fattor, Iñigo Gutierrez, Daniel Pinyol, Jordi Pons, Oscar Segura, Carlos Rodríguez, Xavier Seglar, Roger Punsola, i Gregori Muñoz-Ramos.

MATARÓ III

12/07/2024

Immersió per agafar les dades d'aquesta estació. Mar arrissada amb vent i una corrent fluixa que ha dificultat una mica la feina però que s'ha pogut vèncer per poder fer totes les feines. Tot i que s'observa que encara hi ha els forats provocats pel temporal GLORIA la

planta que ha sobreviscut té una molt bona aparença amb una longitud de fulla molt llarga que ha dificultat tant la presa de dades de densitat com de cobertura. De totes maneres hi ha moltes zones on s'ha perdut planta i les dues barres de les puntes es troben a una certa distància de la primera planta viva. Aigua molt neta però amb una mica de material en suspensió. Hi ha participat Roger Punsola, Josep Borràs, Anna del Pino, Camille Duhamel, Andreu Hernández, Ferran Roure, Xavier Seglar, Gregori Muñoz-Ramos i Carlos Rodríguez. Hem agafat dades de cobertura amb un transsecte central de 45 m i 12 mesures de densitat i d'enterrament, així com l'alçada de la barra i la seva distància al límit (4).

PINS MAR (MATARÓ IV)

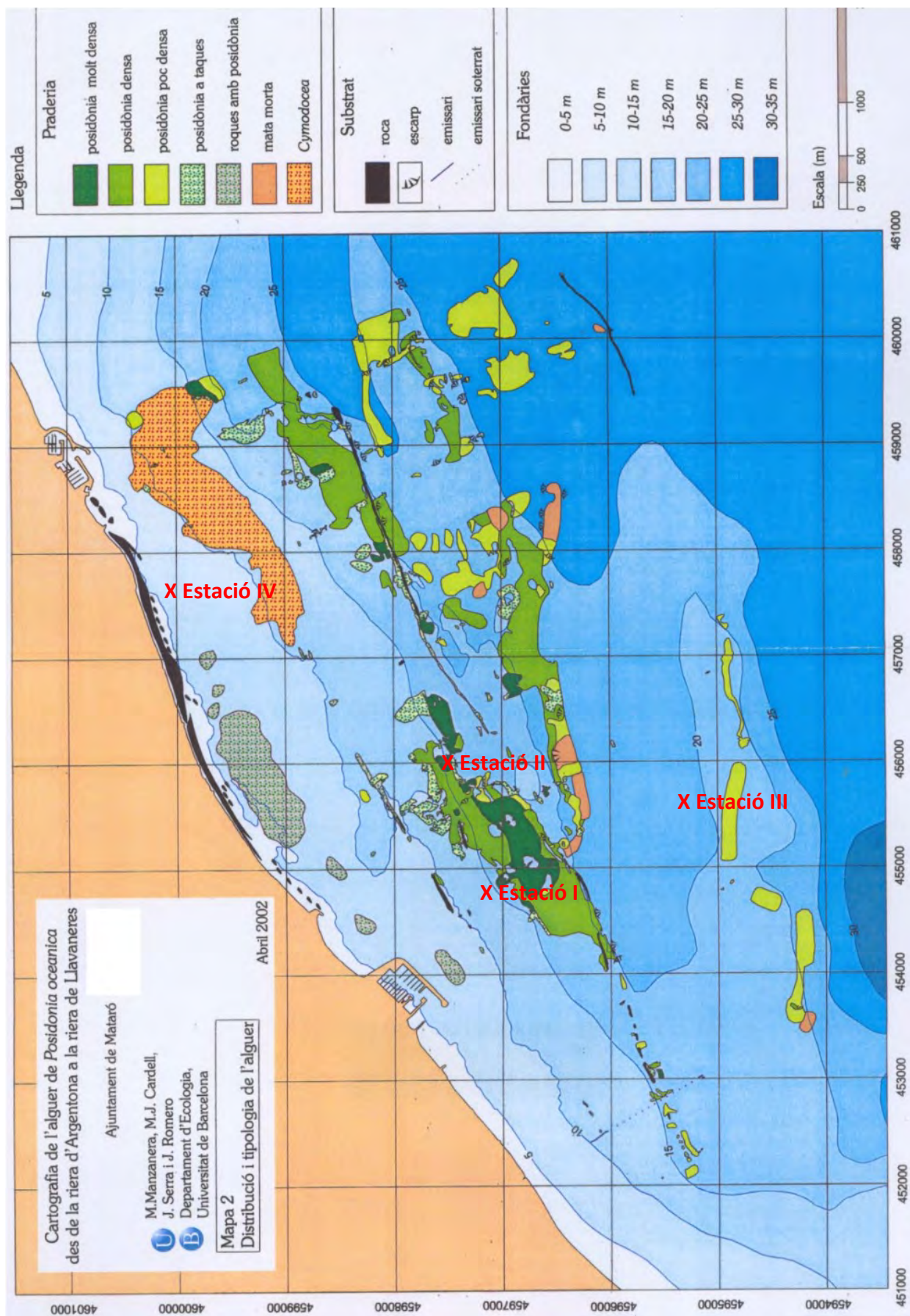
12/07/2024

Immersió per agafar les dades d'aquesta estació que es troba a 5 m de fondària. Mar arrissada i molt bona visibilitat. A la zona hi havia força *Rizhostoma pulmo*. Ens hem concentrat totes les parelles a la zona de RECICLAUTO i cada parella ha agafat com a mínim dues dades de densitat i d'enterrament. L'aspecte de la planta segueix sent esplèndid, tot i que no hi ha creixement lateral que faci augmentar la superfície ocupada per la posidònia. Aigua molt neta. Hi ha participat Roger Punsola, Josep Borràs, Anna del Pino, Camille Duhamel, Andreu Hernández, Ferran Roure, Xavier Seglar, Gregori Muñoz-Ramos i Carlos Rodríguez.

REPLANTACIÓ

16/04/2024

Hem observat que les plantes que van enganxar al substrat amb una malla de plàstic han sobreviscut i avui hem comptat 18 feixos.



Situació de les estacions a la praderia de Mataró.

3. RESULTATS

En les jornades de mostreig que es realitzen a l'alguer de Mataró són diversos els paràmetres que es mesuren per tal de poder caracteritzar i conèixer el millor possible l'estat de conservació i l'evolució d'aquest espai natural. A continuació repassarem cadascun d'aquests paràmetres presentant els resultats obtinguts aquest any i posant-los en comú amb els obtinguts en les campanyes anteriors. Ho farem per cadascuna de les quatre estacions de mostreig que tenim i posteriorment en farem un anàlisi conjunt.

En el mapa de la plana anterior es pot veure el plànol de la cartografia de la praderia feta el 2002 amb una marca a cadascuna de les posicions de les quatre estacions que es mostregen actualment.

3.1 DENSITAT

La densitat és el paràmetre que mesura el número de feixos de planta que hi ha per metre quadrat. Ens dona una idea de l'estat de salut de la pròpia planta. De res serveix tenir una praderia amb una gran superfície ocupada per plantes amb pocs feixos ja que implicaria un possible deteriorament de la seva salut. En canvi una superfície, encara que petita, on les plantes estiguin força desenvolupades té més probabilitats de créixer i progressar si no rep cap impacte fora de l'habitual.

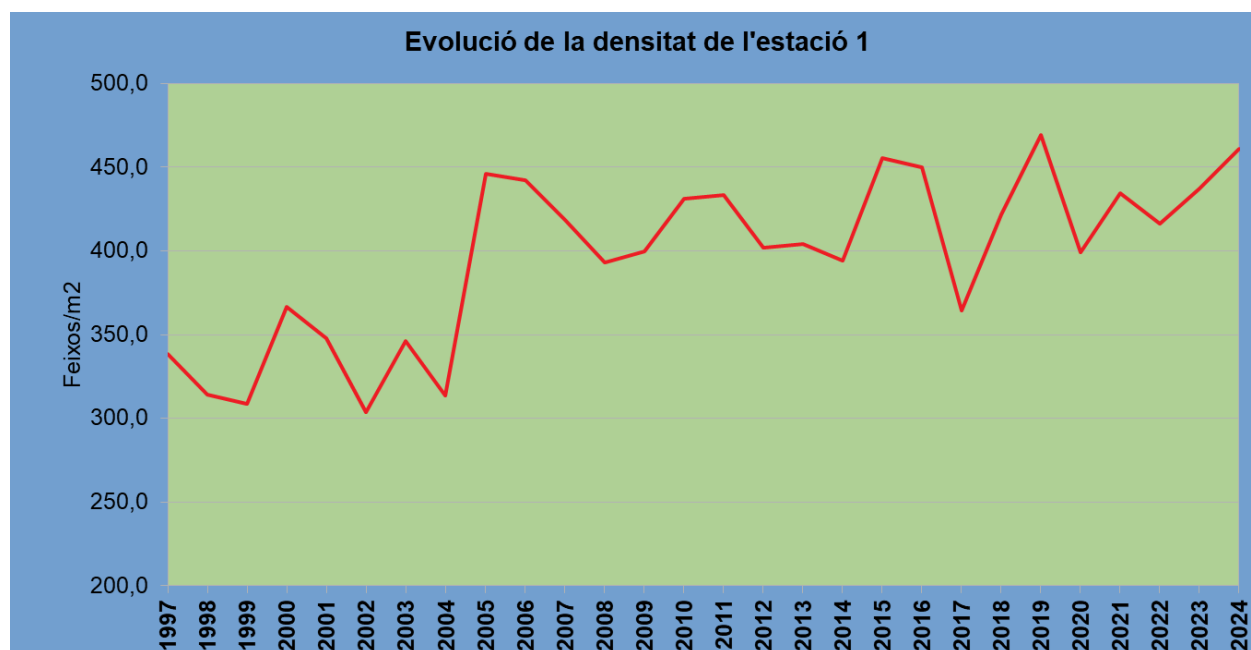
3.1.1 Estació 1

L'estació 1 es troba aproximadament a uns 12 metres de fondària. És la segona estació menys fonda de les quatre que tenim actualment i molt propera a la zona costanera, sent molt susceptible de rebre els impactes que es produeixen sobre l'espai litoral.

La següent taula mostra les dades de densitat de l'estació 1. Per a cada barra es fan tres mesures de densitat en tres punts diferents i se'n fa la mitjana que és el que presentem aquí. Podem veure que la densitat mitjana de l'estació 1 el 2024 ha estat de 461,1 feixos/m² amb una desviació estàndard aproximada de 121, un valor que continua reflectint l'heterogeneïtat d'aquesta estació amb valors mitjans que fluctuen des dels 252 feixos/m² de la barra 3N fins als 631 feixos/m² de la 1B.

Barra	1B	2B	3B	4B	5B	5N	4N	3N	2N	1N	MITJANA
Densitat (feixos/m ²)	631	556	502	323	587	469	500	252	437	352	461

En la gràfica següent podem veure quina ha estat l'evolució anual de la densitat a l'estació 1 en els últims més de 25 anys des de que vam començar els mostrejos el 1997.



S'observa clarament que des del 2005 els valors de densitat en aquesta estació han oscil·lat normalment dins de l'interval limitat pels 400 i 450 feixos/m². Tot i que pot haver sortides puntuals d'aquest canal, com ha passat aquest 2025 on s'han superat els 460, el fet que no es mantinguin en el temps indiquen que són més fruit d'alteracions pròpies de les dificultats de mostreig que no pas de variacions reals en la distribució de l'alguer.

Les dades obtingudes durant els darrers cinc anys mostren que a nivell de densitat, per tant de salut de la planta, l'impacte del temporal Glòria no va ser gaire dur, un fet clarament positiu, i els valors s'han mantingut de manera estable dins del canal esmentat. També és positiu que en els 10 últims anys la mitjana hagi estat per sobre dels 430 feixos/m², és a dir, en la banda alta del canal.

3.1.2 Estació 2

L'estació 2 es troba en una zona més allunyada i més fonda de la praderia, aproximadament entre els 18 i 20 metres de fondària. És l'estació més fonda que tenim i la

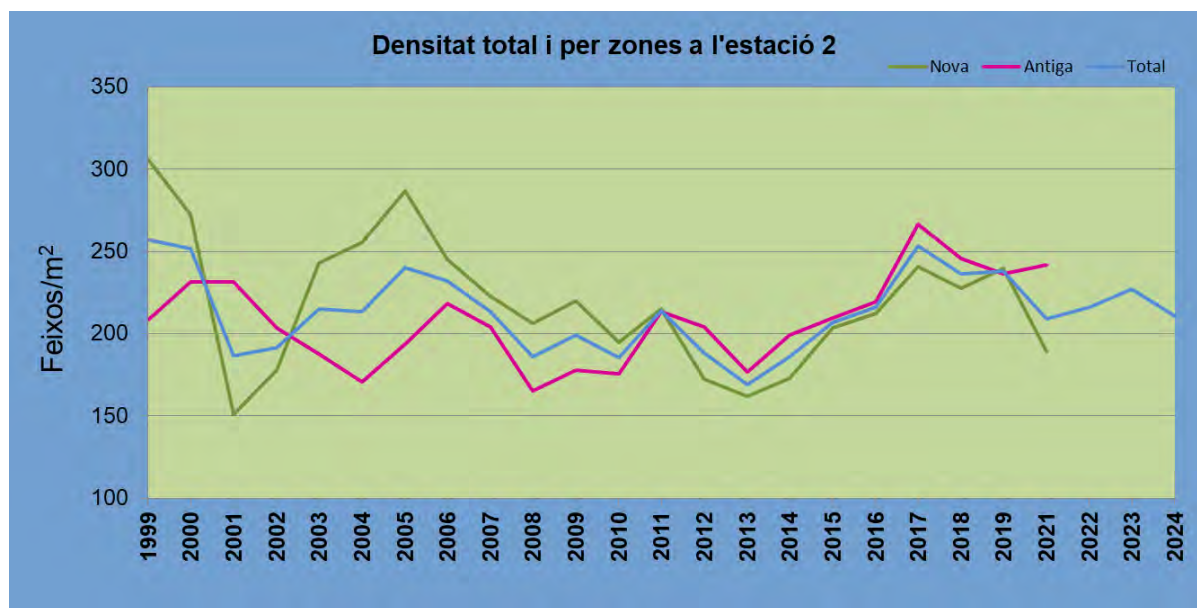
més sensible a canvis en la transparència de l'aigua, ja que, trobant-se en el límit efectiu en el qual la planta pot fer la fotosíntesi, un empitjorament d'aquest paràmetre podria posar en dificultats la seva supervivència i iniciar un procés de regressió important.

Aquesta estació compta amb el doble de punts de mostreig que l'estació I, amb un total de 20, ja que, als 10 inicials que es varen establir al principi, se'n van afegir 10 més en veure que, adjacent a la zona de mostreig, existia un esglaó erosiu amb un comportament sedimentològic força particular que feia recomanable ampliar l'estació amb 10 nous punts d'estudi. Per aquesta raó també molts cops donarem les dades tant a nivell de tota l'estació com desglossades segons el que anomenem zona antiga i zona nova. Com en el cas de l'estació 1 es fan tres mesures de densitat per punt de mostreig.

La dificultat per mostrejar aquesta estació, donada la seva fondària i el nombre elevat de punts de mostreig que té, ha fet que en els últims anys no hagi estat possible cobrir-la sencera. Per això s'ha decidit disminuir el número de densitats mostrejades. El fet que la densitat de l'estació s'hagi mantingut gairebé de manera constant entre els 170 i els 240 feixos/m² durant els darrers 20 anys permet considerar aquest paràmetre com a "no crític". D'aquesta manera, es fa un mostreig de menor magnitud d'aquest paràmetre que actua com a prova de control. Si els resultats obtinguts es mantenen dins de l'interval citat s'acceptarà que tot està dins de la normalitat, mentre que si hi ha una desviació perceptible s'intentaria tornar als protocols originals.

Aquest any s'han fet 22 controls de densitat que han donat un resultat de 210 feixos/m², dada que està dins dels marges de confiança acceptats, i que no difereix gaire dels 227 feixos/m² obtinguts en el control fet a 18 punts l'any passat ni dels 216 del 2022.

La següent gràfica mostra l'evolució de la densitat de l'estació 2 des de que es va començar a mostrejar.



Des de 2005 aproximadament, els valors mitjans de l'estació s'han situat en la franja dels 170 i els 240 feixos/m², tot i que hi ha diferències i fluctuacions segons la zona de la praderia que es mostregi. L'estabilitat d'aquesta estació, que ja dura més de 25 anys, és, sens dubte, un element positiu a valorar.

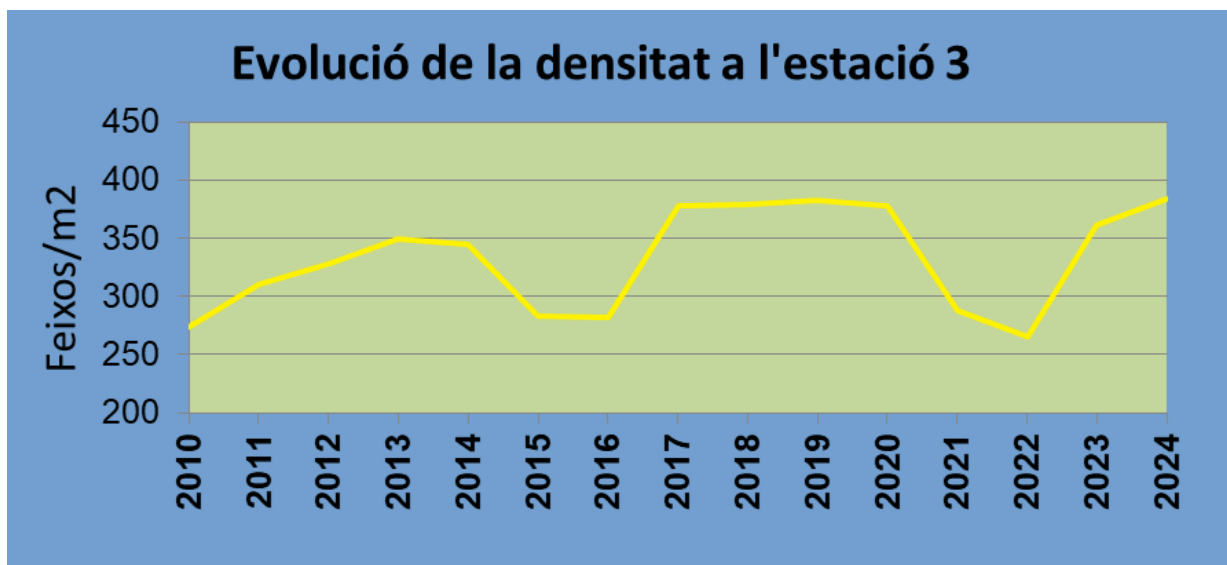
3.1.3 Estació 3

L'estació 3 o de Cap Sa Tira es troba en la zona del mateix nom. És la més allunyada de la costa, en un punt on la fondària, que ja havia superat àmpliament els 20 metres, torna a situar-se per sota d'aquesta cota. En aquesta zona la posidònia no forma una praderia compacta, com passa amb la praderia principal, sinó que es troba molt repartida en taques de diferents dimensions. En una d'aquestes taques, d'aproximadament uns 50 metres de llarg per uns 10 d'ample, hem establert l'estació 3 amb 4 punts de mostreig. En total es fan 12 mesures de densitat.

Barra	1N	1N+5	1N1B	1N1B+5	1B	1B+5	
Densitat (feixos/m ²)	413	363	425	406	400	256	
Barra	1B+10	1B+20	2B+20	2B+10	2B+5	2B	MITJANA
Densitat (feixos/m ²)	288	381	550	544	288	300	384

La mitjana de densitats de l'estació 3 ha estat de 384 feixos/m², un valor bastant alt que, juntament amb els 362 de l'any passat, fan tornar la sèrie, després de 2 anys força dolents (2021 i 2022), a valors més habituals per aquesta praderia. Amb tot, el fet que les dades de cobertura, com veurem més endavant, continuïn sent dolentes, fa que haguem d'estar vigilants per veure si realment existeixen perspectives de recuperació en aquesta estació.

Això es pot veure en la sèrie històrica que mostrem a continuació, on sembla que el trencament, durant 2021 i 2022, de la tendència positiva que havíem tingut des de 2017 s'ha aconseguit remuntar en els dos últims anys.



3.1.4 Estació 4

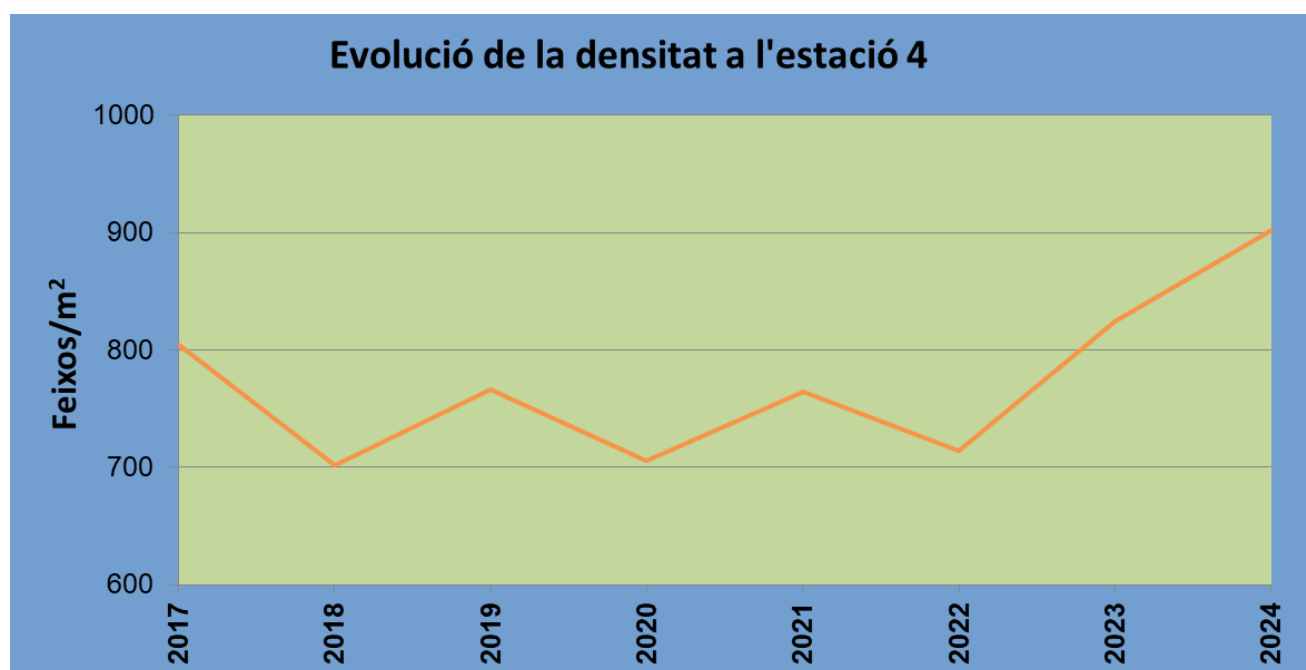
L'estació 4 es troba a la zona de Pins Mar a una fondària que està sobre els 5 metres, una de les fondàries més petites en les que trobem posidònia en el litoral barceloní. És una zona amb les plantes molt disperses, de manera que les trobem bàsicament en zones o taques reduïdes i espaiades entre elles. Fins ara s'han localitzat 4 zones d'unes dimensions suficients com per poder prendre-hi mesures de densitat de manera mínimament fiable.

Aquest any es van fer vuit mesures de densitat en una d'aquestes zones. La mitjana total obtinguda va ser de 902 feixos/m², una xifra molt elevada, especialment si la comparem amb els valors presentats en les altres estacions. És interessant veure i analitzar que una estació tan soma, i que per lògica hauria d'haver patit més severament l'impacte del Glòria,

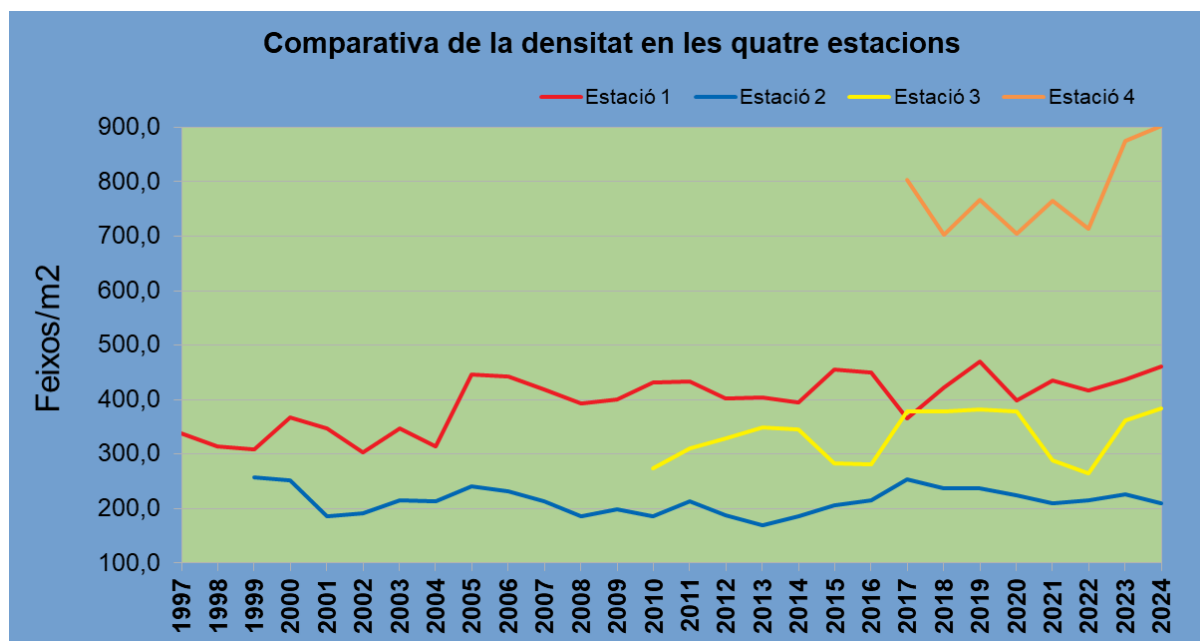
no s'hagi vist pràcticament afectada, mantenint uns valors que bé podrien ser els més alts obtinguts al nostre país. Malauradament, com hem dit, aquesta estació no caracteritza una praderia com a tal, sinó unes zones on s'ajunten una sèrie de taques aïllades.

S'estan obtenint dades des de 2017 i, tot i que la morfologia explicada d'aquesta estació és complicada i fa que sigui difícil considerar-la igual que les altres tres per la seva alta dispersió, podem començar a analitzar les dades obtingudes en aquests 8 anys.

Aquestes dades presenten uns valors força elevats i força homogenis com veurem en la següent gràfica. La mitjana obtinguda durant aquests 8 anys ha estat de 773 feixos/m², amb una desviació estàndard de 69, movent-nos entre els 702 feixos/m² de 2018 i els 902 d'enguany. Tot plegat és un bon indicador del bon estat de salut de la planta en aquesta zona. Dissortadament, com hem comentat, no es tracta d'una praderia contínua ni de taques de grans dimensions, sinó que es troba de manera dispersa i heterogènia i per tant és més sensible a impactes externs, especialment a aquells derivats d'intervencions sobre el litoral.



3.1.5 Anàlisi conjunta



L'anàlisi conjunta de les quatre estacions referma part de les afirmacions que ja hem fet fins ara. En primer lloc observem les claríssimes diferències que hi ha entre l'estació 1 i l'estació 2, fet poc sorprenent donada la major profunditat de la segona estació. Hem de tenir present que posidònia és una planta i com a tal fa la fotosíntesi, procés pel qual és imprescindible la llum. Una major taxa de fotosíntesi implicarà un major creixement foliar i per tant una major densitat de feixos. La llum del sol perd ràpidament intensitat a mesura que guanya fondària de manera que la llum disponible per fer la fotosíntesi a 19 metres és molt menor que la que hi ha als 12 metres de l'estació 1 o als 5 de la 4. Per aquesta raó és lògica aquesta distribució de densitats en funció de la fondària. Això queda també evidenciat amb l'estació 4 i els seus elevadíssims valors de densitat. La poca fondària d'aquesta estació i la consegüent major il·luminació provoquen aquesta major producció de la planta, no només en quantitat de feixos sinó en el propi gruix de les fulles, molt més consistent i gruixudes, fet que es nota fàcilment només tocant-les però que no hem pogut demostrar rigorosament.

Tot i tenir una fondària més propera a la segona estació, l'estació 3 torna a uns valors propers als de l'estació 1, com havia passat sovint. Aquests valors poden deure's a la confluència de dos factors que afavoreixen la transparència de l'aigua i per tant a la quantitat de llum que arriba a la planta; per una banda, la distància a la costa, que l'allunya dels impactes d'origen antròpic que poden incrementar la terbolesa de la columna d'aigua;

per altra, les corrents habituals en aquella zona, fruit de la seva singular batimetria, també ajuden a mantenir la transparència. Haurem de veure si en els propers anys això es manté o si l'estació 3 torna a mostrar unes densitats més baixes, semblants a les de la 2.

3.2 COBERTURA

La cobertura és un paràmetre que calcula el tant per cent de praderia que realment està cobert per la planta. És habitual que quan un mira la praderia des de fora, especialment en els mesos de primavera, estiu i principis de tardor, quan les fulles estan més llargues i la frondositat és més exuberant, tingui la sensació de que tota la superfície del fons està coberta per planta. Però quan un fa un examen més proper veu que realment això no és així i hi ha molta zona no ocupada per les plantes on només hi ha sorra o mata morta. La cobertura ens diu quina és la superfície de la praderia que realment està colonitzada. Si la densitat ens donava una idea de l'estat de salut de la planta, donant-nos la quantitat de feixos que té per metre quadrat, la cobertura ens dona un idea de l'estat de salut de la praderia en general. Ambdós paràmetres són complementaris i ens permeten, juntament amb el proper, el de la distància de regressió de la praderia, diagnosticar de manera bastant efectiva l'estat de l'alguer.

La cobertura es mesura en les tres primeres estacions, mentre que en la quarta encara no s'han establert els protocols corresponents.

3.2.1 Estació 1

En cadascuna de les 10 barres de l'estació es fa un transsecte de 10 metres mesurant la cobertura a cada metre. Cada mostreig consta d'11 punts de mesura i a vegades el transsecte es realitza per duplicat.

La següent taula mostra els resultats de les cobertures per l'estació 1. La mitjana resultant és de 17,5% amb una desviació de 16.

Barra	1B	2B	3B	4B	5B	5N	4N	3N	2N	1N	MITJANA
Cobertura (%)	8,5	5,3	1,9	27,3	15,9	9,7	9,9	57,6	25,3	13,6	17,5

La gràfica de la taula següent mostra l'evolució de les cobertures durant tot el període de mostrejos.



La gràfica anterior mostra clarament com l'estació 1 és molt vulnerable a les afectacions per temporals severos.

El temporal de Sant Esteve de 2008 es veu clarament reflectit en els descensos continuats de cobertura durant els anys següents. La posterior recuperació entre 2011 i 2016 va ser a costa d'haver perdut una gran superfície de praderia que va acabar desapareixent. El temporal de gener de 2017 va ser un nou cop per aquesta estació, i, sense temps a recuperar-se, el Glòria ho va acabar de rematar deixant la cobertura a poc més del 10%. Haurem de veure si en els propers anys hi ha una certa recuperació i si aquesta és a costa de continuar perdent praderia com succeí després de 2007.

Ara per ara, pensar en una recuperació veritable és ser poc realista. L'impacte que ha rebut la praderia en aquesta zona és gairebé irrecuperable. Molt possiblement en els propers anys la cobertura mostri una certa millora, però haurem de veure com és capaç de suportar els diferents temporals que es vagin succeint.

Aquest any 2024 sembla que hi hagi hagut una certa recuperació amb una cobertura del 17,5%. Tanmateix, si analitzem les dades amb detall veurem que tota aquesta recuperació s'origina en la cobertura de 57,6% de la barra 3N, un valor molt sospitosos si tenim en compte que, de la resta dels 9 valors, el més alt presenta una cobertura de 27%, és a dir, menys de la meitat, i que, des del temporal Glòria, la cobertura d'aquesta barra mai havia

superat el 20%. Si aquesta cobertura de la barra 3N hagués tingut un valor similar a les altres barres o a la mitjana que ha presentat en els últims 20 anys, la cobertura de l'estació hagués quedat entre el 14 i el 15%, un valor similar al dels últims 3 anys.

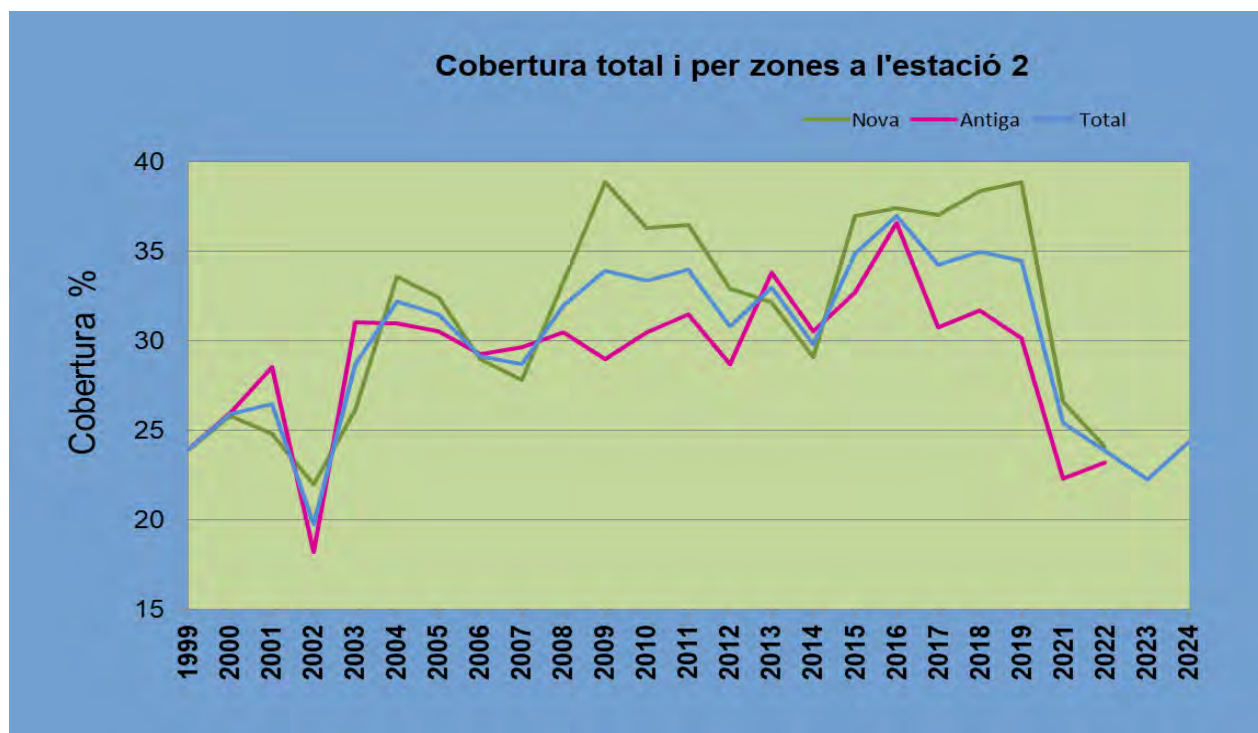
3.2.2 Estació 2

Com s'ha explicat amb la densitat, l'estació 2 té 20 punts de mostreig i la cobertura es mostra seguint el mateix procediment que s'ha especificat per la cobertura de l'estació 1: un transsecte de 10 metres amb 11 punts de mostreig.

A continuació presentem les dades de les cobertures que s'han pogut mostrejar aquest any. La mitjana de cobertura total ha estat de 24,4%, 30,1% per la part antiga i 19,5% per la nova.

Barra	1N	2N	3N	4N	5N	5B	4B	3B	2B	1B	MITJANA ANTIGA
Cobertura (%)		36,9	9,2	56,9			33,0	16,5	27,8		30,1
Barra	1B 1N	1B 2N	1B 3N	1B 4N	1B 5N	1N 2B	1N 3B	1N 4B	1N 5B	1N 6B	MITJANA NOVA
Cobertura (%)			20,2	6,5		19,3	24,7	22,8	18,1	24,9	19,5
						MITJANA TOTAL					24,4

En la següent gràfica es veu el comportament de la cobertura al llarg de tot el període en que s'han fet els mostrejos.



Com podem observar, des de 2004 els valors de cobertura s'havien mostrat força estables mantenint-se de manera gairebé constant entre el 30 i el 35%. Emperò, el Glòria sembla que també va afectar la cobertura d'aquesta estació que ha caigut notablement fins prop del 25%. Els anys 2020 i 2021 vam tenir poques dades i existia el dubte de la seva fiabilitat, però amb els 3 anys següents sembla confirmar-se aquesta davallada temporal de la cobertura en aquesta estació que encara no supera el 25%.

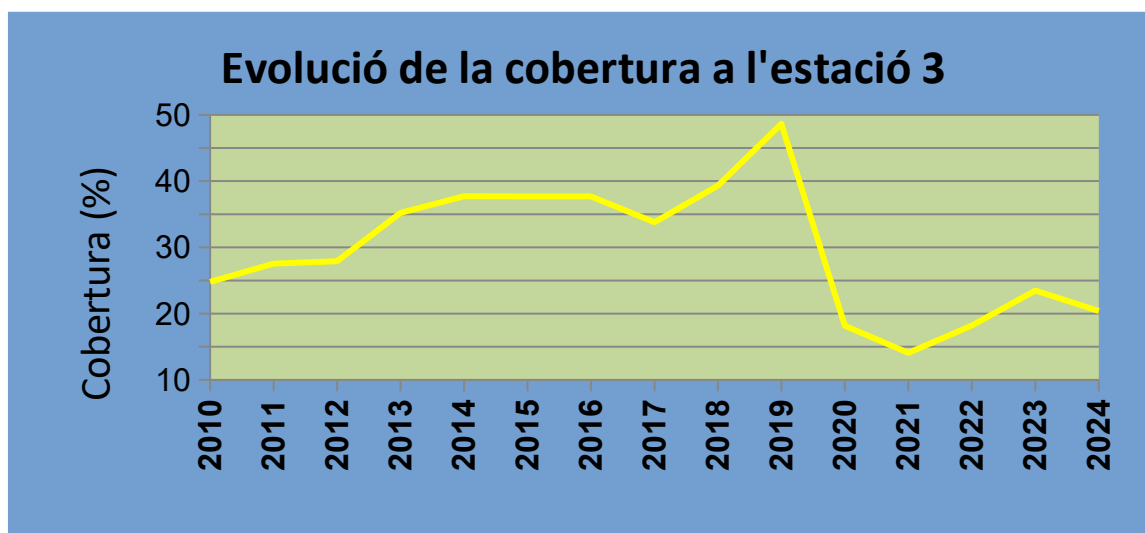
3.2.3 Estació 3

Com ja s'ha explicat abans, l'estació 3 és una estació singular ja que no és una praderia de gran extensió sinó una zona irregular de la que s'ha triat la taca que sembla que té les dimensions més grans. Això implica que els protocols que s'han aplicat per prendre les mesures en aquesta estació, tot i que segueixen el mateix model de mostreig que en la resta d'estacions, s'hagin hagut d'adequar a les circumstàncies d'aquesta zona. En el cas de la cobertura, en lloc de fer mostrejos de 10 metres a partir de cada barra de fita, agafant dades de metre en metre, s'ha fet un transsecte de prop de 50 metres agafant la cobertura a cada metre.

El resultat de la cobertura ha estat del 20,4%, un resultat que continua sent baix, i que, de moment, no permet consolidar la lleu recuperació que es venia observant en els dos últims

anys respecte als resultats després del temporal Glòria que en aquesta zona va ser força devastador. Aquests baixos valors s'expliquen perquè la meitat de l'estació 3 va quedar molt malmesa després del temporal, amb valors actuals de cobertura al voltant del 10-15%, mentre que l'altra meitat se situa en uns més òptims, entorn del 25-30%.

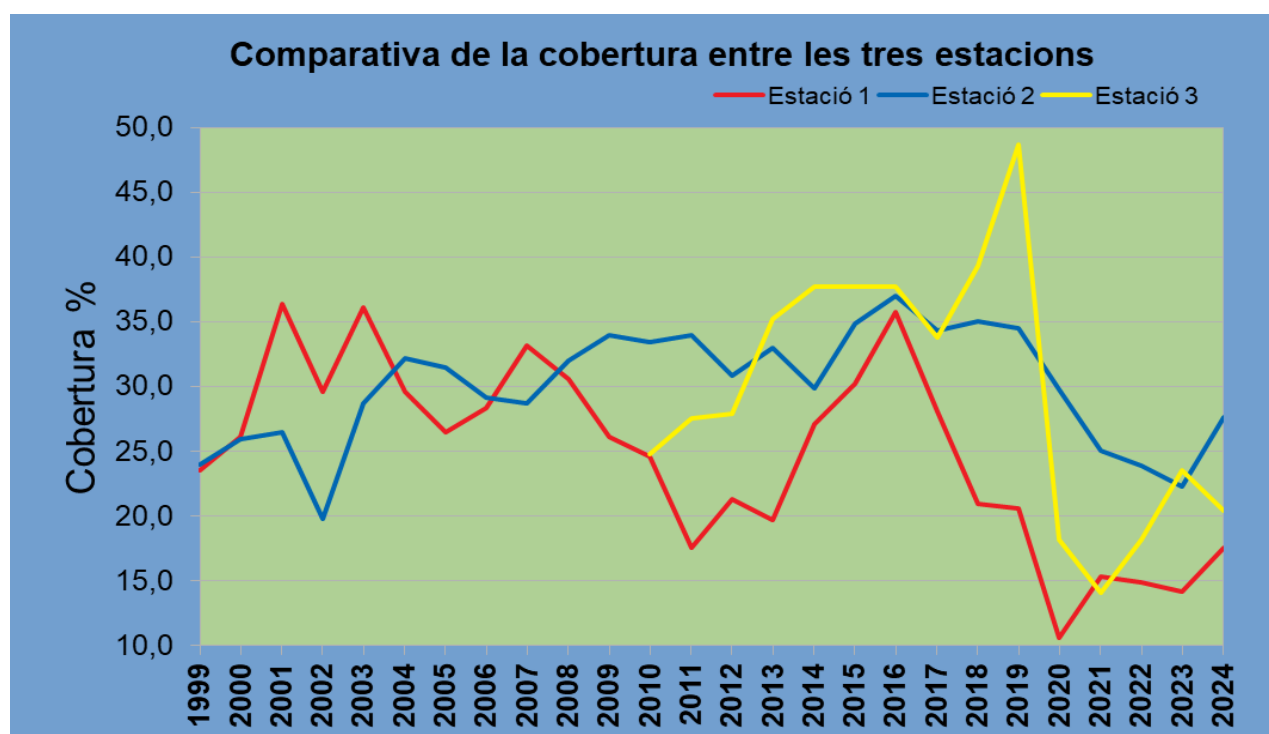
La següent gràfica mostra l'evolució de la cobertura de l'estació 3 des de que es van començar els mostrejos d'aquesta estació el 2010.



Com observem en la gràfica, les dades de cobertura van augmentar entre els anys 2010 i 2013, des del 25% fins el 35%. A partir d'aquell any les cobertures es van mostrar força estables al voltant del 35-40% amb l'única excepció puntual de 2017 on es va baixar molt lleugerament del límit del 35% i de 2019 quan es va superar el 45%. Malauradament, i tot i ser una estació molt allunyada de la costa, la seva poca fondària li ha passat factura amb el Glòria que l'ha deixat molt malmesa i amb un recuperació força complexa. La cobertura ha passat de valors propers al 40% a estar sobre el 15% el 2021. 2022 i 2023 van mostrar una certa recuperació, arribant al 23,5%, però 2024 no ha permès que, de moment, es pugui consolidar aquesta recuperació ja que ens hem acostat novament al 20%.

L'any passat vam preveure que, si en els anys següents no teníem cap episodi similar, i tenint en compte que el comportament d'aquesta estació havia estat tradicionalment positiu, era possible que poc a poc es comencés a recuperar. Malauradament, els resultats d'aquest any no permeten ser tan optimistes i caldrà esperar als propers anys per veure quina és la tendència que s'acaba imposant.

3.2.4 Anàlisi conjunta



L'estació 2 i 3 havien tingut tradicionalment un comportament força més estable que la 1, que s'havia vist molt més afectada pels temporals que les altres dues. Emperò, el Glòria ha afectat a les tres de manera notable, com es pot veure en les davallades dels últims tres anys. Amb tot, l'efecte no ha tingut la mateixa magnitud, i, mentre que l'estació 2 sembla que és la que millor ha pogut aturar el cop, la 1 i la 3 han rebut un impacte molt més sever. Respecte a l'estació 4, sent una zona de taques disperses i amb densitats molt altes, és difícil poder-hi calcular valors de cobertura que siguin significatius.

3.3 DISTÀNCIA BARRA-POSIDÒNIA

Quan es fita per primer cop una estació per ser mostrejada, el primer que es fa és marcar els punts de mostreig amb barres de ferro que se situen just en el perímetre de les estacions coincidint amb la transició entre sorra i praderia. Com ja s'ha comentat es van col·locar 10 barres a l'estació 1, 20 a la 2 i 4 a la 3. Degut a que aquest límit no és estàtic sinó que varia amb el temps (mentre que hi ha zones de la praderia que retrocedeixen n'hi ha d'altres que progressen) es mesura la distància que hi ha des de la barra que fita el punt de mostreig, i límit original de la praderia, fins la planta viva més propera que trobem en l'actualitat.

Tot i que la mesura ideal d'aquesta distància seria la que separa la barra i el límit de la praderia, això no sempre és possible ja que hi ha zones, especialment a l'estació 1, en que aquest límit és difús, irregular i difícil d'establir, de manera que el protocol estableix que la distància mesurada és la que hi ha des de la barra a la planta viva més propera. Això és així quan el que hi ha és una regressió del límit de la praderia. Quan el que s'observa és una progressió, el límit sí que ha de ser evident de manera que la distància és la que separa la barra de la planta més propera d'aquest límit.

Per practicitat, les distàncies es donen en valor positiu quan el límit ha reculat i en negatiu quan hi ha hagut un avanç.

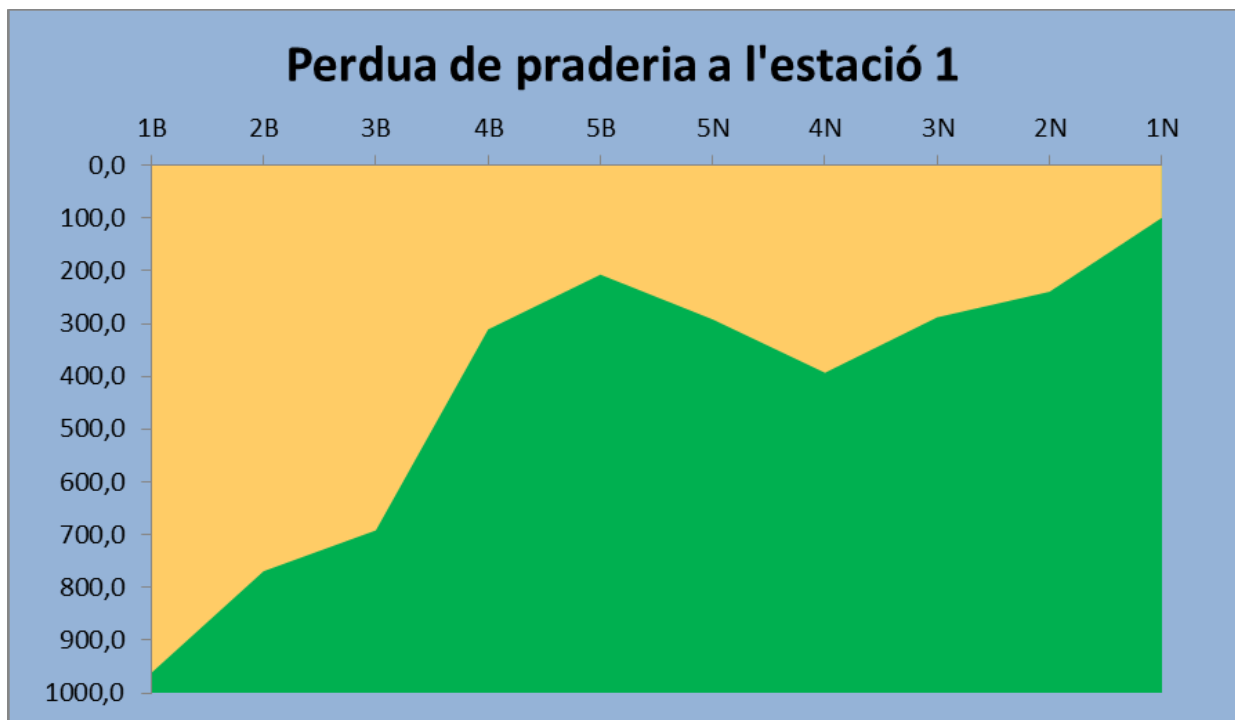
3.3.1 Estació 1

La següent taula mostra les distàncies per cada una de les 10 barres de l'estació 1 així com la variació que hi ha hagut respecte l'any passat.

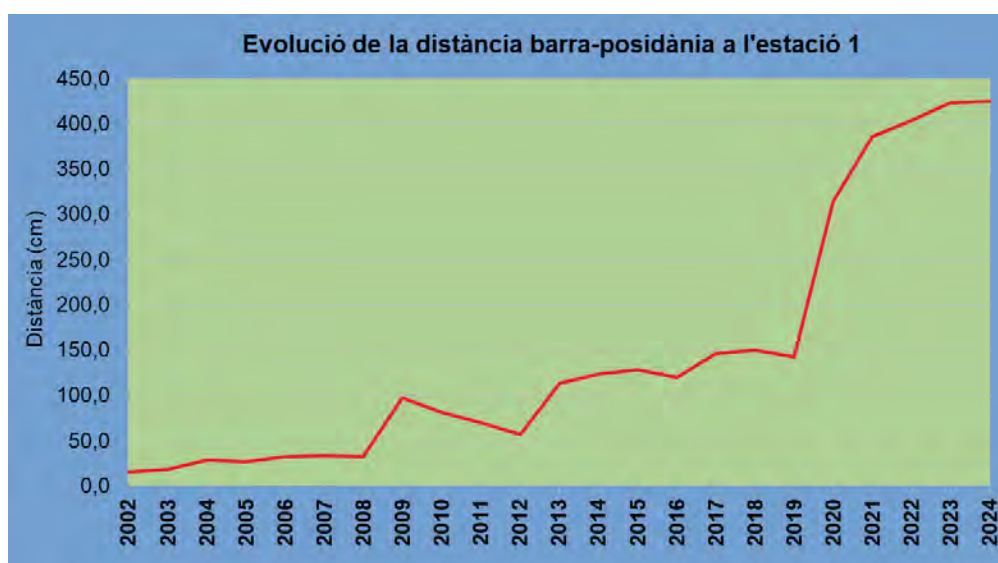
Barra	1B	2B	3B	4B	5B	5N	4N	3N	2N	1N	MITJANA
Distància (cm)	962	769	692	311	207	292	393	288	240	100	425
Variació anual (cm)	0	-3,5	8,8	7,5	-0,5	-3,5	0	0	19,5	-12	1,6

La distància mitjana que s'ha perdut de praderia per a cada barra en aquests més de 20 anys és de 425 cm. Si multipliquem aquest valor pels 90 metres de praderia que mostregem ens dona una pèrdua de més de 380 m² només en aquest petit espai. La pèrdua aquest any s'ha moderat fins als 1,6 cm, un valor molt petit, especialment tenint en compte els valors obtinguts en els quatre últims anys.

Es pot observar que hi ha una gran fluctuació en el comportament del perímetre de la praderia segons la zona. Per veure d'una manera més visual com es distribueixen aquest moviments del límit, en la gràfica següent es pot observar aquesta dada. La línia del 0 representa el límit inicial ideal de la praderia, mentre que la zona verda representa la seva posició actual i la zona marró que hi ha entre la línia del 0 i la zona verda dona idea de tot el que s'ha perdut i ara està ocupat només per sorra.



Es pot veure clarament com algunes zones, especialment la zona central de la praderia no s'ha vist tant afectada com la zona de les brides blanques (B) que ha tingut pèrdues de molts metres. També cal comentar que la pèrdua física, degut al Glòria, de les barres 1N i 2N fa que quan es van posar de nou no hi hagués una referència clara de quanta praderia s'havia perdut a resultes del temporal, de manera que és possible que hi hagi una possible subestimació de la distància perduda en aquests dos punts, que probablement fou molt més gran. La següent gràfica ens indica la pèrdua mitjana de praderia per any en tota l'estació des de que vam començar a mesurar aquest paràmetre.



Es pot observar clarament que, tot i que a resultes dels temporals de Sant Esteve de 2007 i gener de 2017 ja hi va haver pèrdues importants de praderia, el temporal Glòria ha estat molt més greu pel que fa a aquest paràmetre, gairebé triplicant el que s'havia perdut en els 20 anys previs.

3.3.2 Estació 2

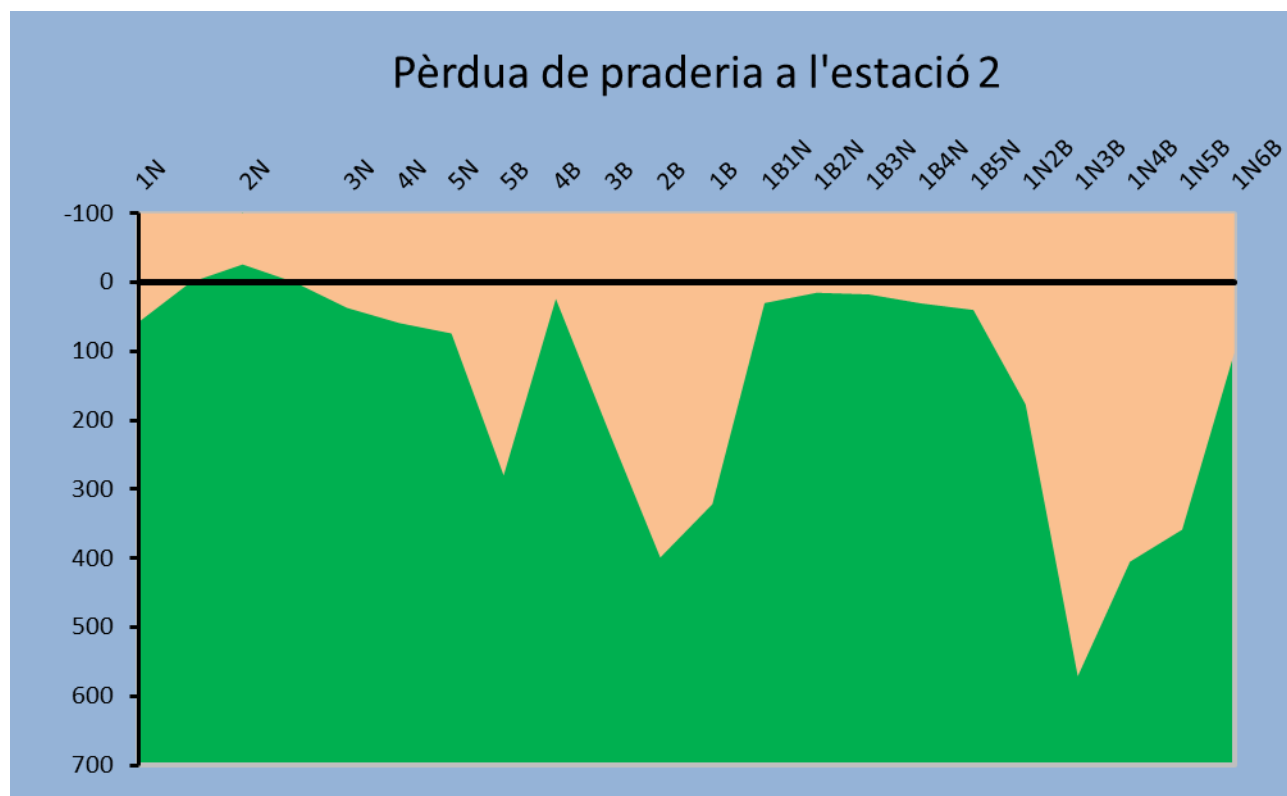
La següent taula mostra les distàncies per cada una de les 20 barres de l'estació 2 així com la variació que hi ha hagut respecte l'any passat.

Barra	1N	2N	3N	4N	5N	5B	4B	3B	2B	1B	MITJANA ANTIGA
Distància (cm)	53	-67	34	57	73	271	42	209	436	322	143
Variació anual (cm)	-5	-41	-3	-2	-1	-10	18	-5	37	0	-1
Barra	1B 1N	1B 2N	1B 3N	1B 4N	1B 5N	1N 2B	1N 3B	1N 4B	1N 5B	1N 6B	MITJANA NOVA
Distància (cm)	36	15	16	20	34	182	588	444	340	99	177
Variació anual (cm)	6	0	-2	-11	-6	5	17	39	-19	-3	3
Total							MITJANA TOTAL (cm)				160
							Variació anual (cm)				1

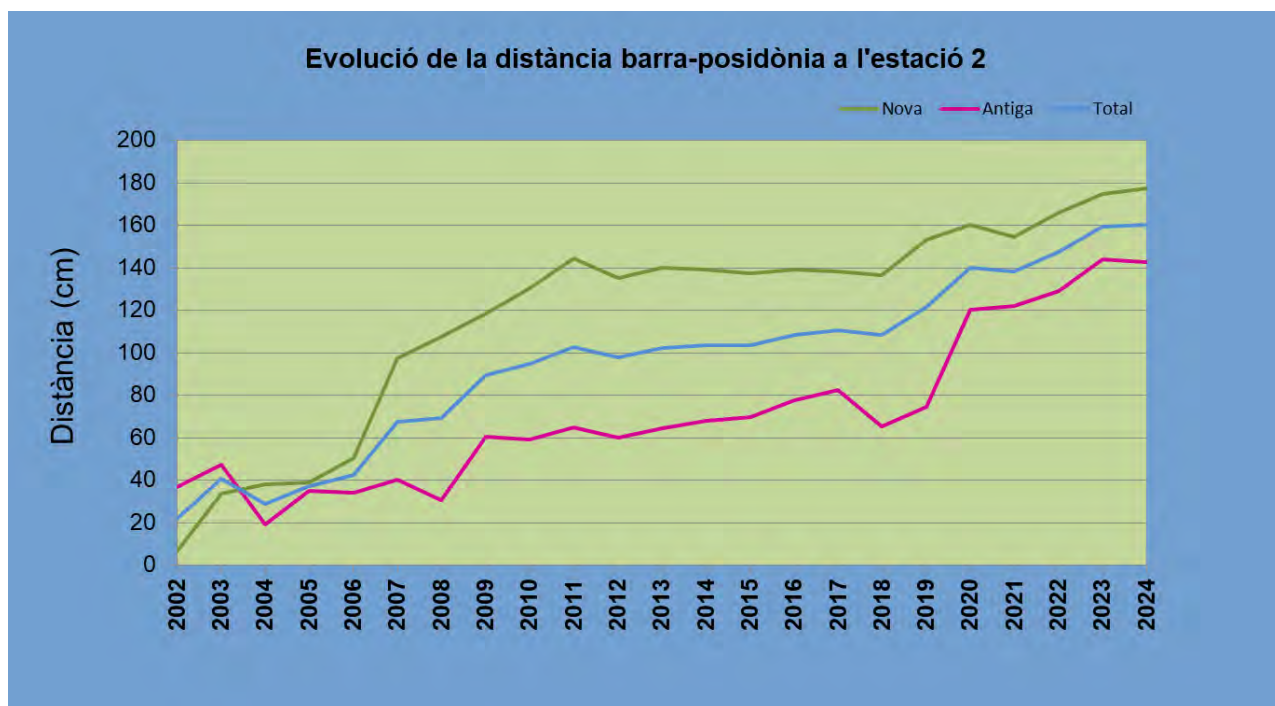
Com podem observar, aquest any la pèrdua de praderia ha estat pràcticament inapreciable, tot i que el límit ha fluctuat ja que hi ha barres que han perdut prop de 40 cm, mentre d'altres han recuperat una distància similar. Amb tot, la pèrdua total es manté per sobre del metre i mig des de que van començar els mostrejos. Tot i ser una pèrdua molt més minsa que a l'estació 1, tenint en compte la fondària a la que es troba l'estació 2, es pot considerar que ha estat important.

Com hem fet amb l'estació 1, presentarem una gràfica que permet visualitzar quina és la situació actual de cascuna de les 20 barres respecte de la seva posició inicial. Com ja

succeïa en aquella estació, hi ha un alt grau d'heterogeneïtat, amb zones on la pèrdua ja supera els cinc metres i mig i zones on, fins i tot, hi ha un cert avanç.



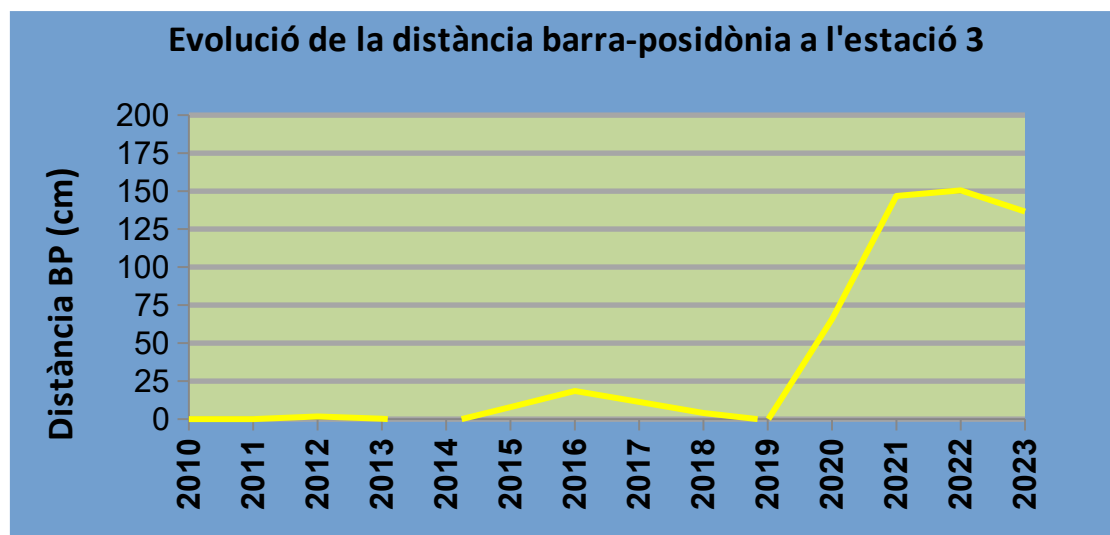
Respecte a l'evolució anual d'aquesta pèrdua de praderia, la gràfica que presentem a continuació és força reveladora. Es pot veure que en les fases inicials, fins el 2006, el comportament de les dues zones va ser força estable i la pèrdua no va ser excessiva. És en el període següent, el que va de 2006 a 2011, quan aquesta pèrdua s'accentuà, especialment per la forta regressió que experimentà la zona nova, on l'esglaó erosiu provoca despreniments de mates en el límit de la praderia, que perdé prop d'un metre en només 5 anys. Des de llavors i fins 2018 es veu clarament com les gràfiques es van estabilitzar i presentaren un perfil força més horitzontal. En els darrers anys sembla que la regressió s'ha tornat a accelerar, especialment a la zona nova.



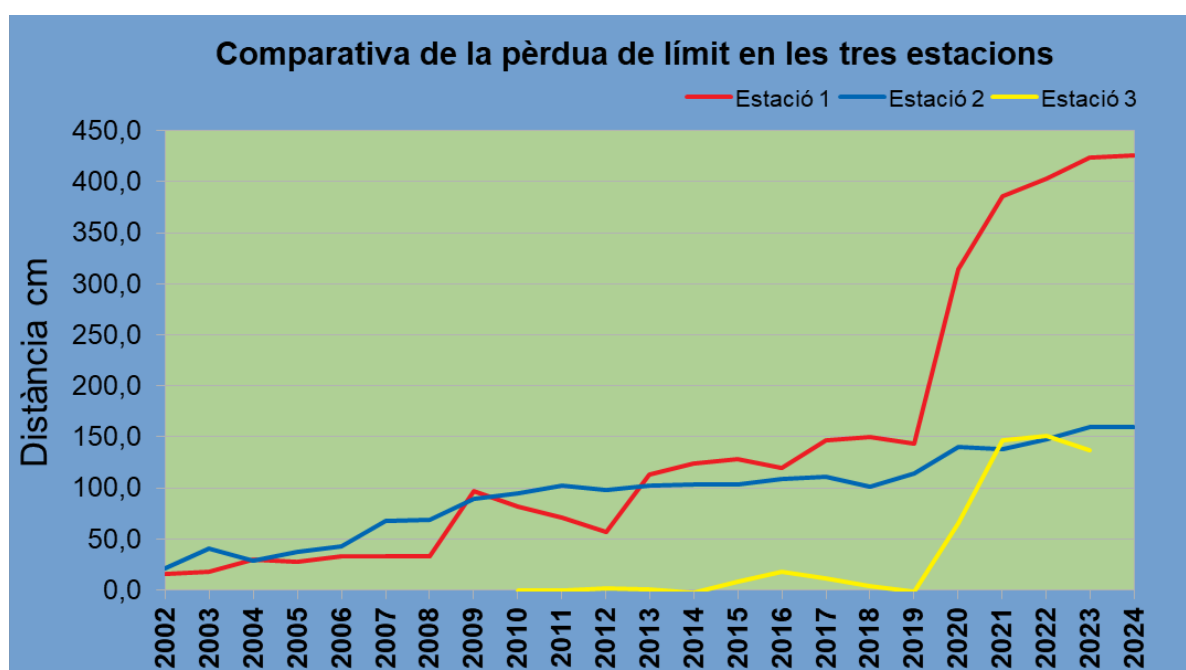
Sembla evident que l'estació 2 està patint també una regressió important. Fins fa uns anys aquesta regressió era més accentuada a la zona nova, però en els últims anys la zona antiga també s'està veient força afectada, coincidint no només amb el Glòria sinó amb una incipient extensió de l'esglaió erosiu cap aquesta zona que s'haurà de confirmar en els propers anys. Amb tot, l'estació nova encara mostra unes dades força pitjor que l'antiga.

3.3.3 Estació 3

Malauradament al 2024 no s'han pogut obtenir dades d'aquest paràmetre a l'estació 3. Tanmateix podem presentar la gràfica de l'evolució en els últims anys fins el 2023. Es pot percebre com, tot i haver alguna minsa fluctuació, la regressió havia estat casi imperceptible i mai havia superat els 20 cm. fins el 2020, amb el temporal Glòria, en que la situació va començar a empitjorar considerablement. Aquesta regressió va parella amb la pèrdua de cobertura que ja s'ha explicat anteriorment, fet que deixa aquesta estació en una situació molt delicada.



3.3.4 Anàlisi conjunta



La gràfica conjunta de les tres estacions mostra algunes dades molt interessants. Per una banda cal remarcar que les dades comencen el 2002, i no a l'inici dels mostrejos. Això és degut al fet que les pèrdues inicials no foren prou significatives com per tenir-les en compte. Quan la situació de regressió va començar a ser més evident es va decidir afegir aquesta mesura al protocol de mostreig i és per això que l'inici de les dades és al 2002 i no al 1998.

S'observa també que, tot i un començament parell, l'estació 2 va presentar un comportament bastant pitjor que la 1 des de 2004 fins el 2012 degut principalment, com ja s'ha comentat, a l'esglaó erosiu de la part nova de l'estació. Només en el 2009 va canviar puntualment aquesta tònica fruit del sotrac que va representar el temporal de Sant Esteve de 2008, però immediatament la situació es va revertir i tornà a ser l'estació més fonda la que tenia els pitjors resultats.

La fase d'estabilitat de la segona estació, iniciada el 2011, provocà que finalment l'estació 1 la superés de manera definitiva, ja que mentre que en el tram 2011-2019 la 2 gairebé no es mogué, la 1 passà d'una regressió d'uns 70 cm a més de 140 i per tant va més que doblar la seva pèrdua. Des de 2013 aquesta pèrdua ha sigut sempre superior a la de l'estació 2.

Òbviament cal comentar el comportament de la zona de cap Sa Tira, que des de 2010 havia mostrat una estabilitat excepcional, amb dades molt bones i molt millors que les de les altres dues.

Malauradament l'impacte del Glòria ha trasbalsat totes aquestes dades. L'estació 1 ha patit un retrocés molt greu, mentre que la 3 ha trencat una estabilitat que ja durava 10 anys, perdent en dos anys més d'un metre i mig de praderia. L'estació 2 és la que ha mostrat millor resiliència a l'impacte, probablement per ser la més fonda, però també està notant una progressiva pèrdua.

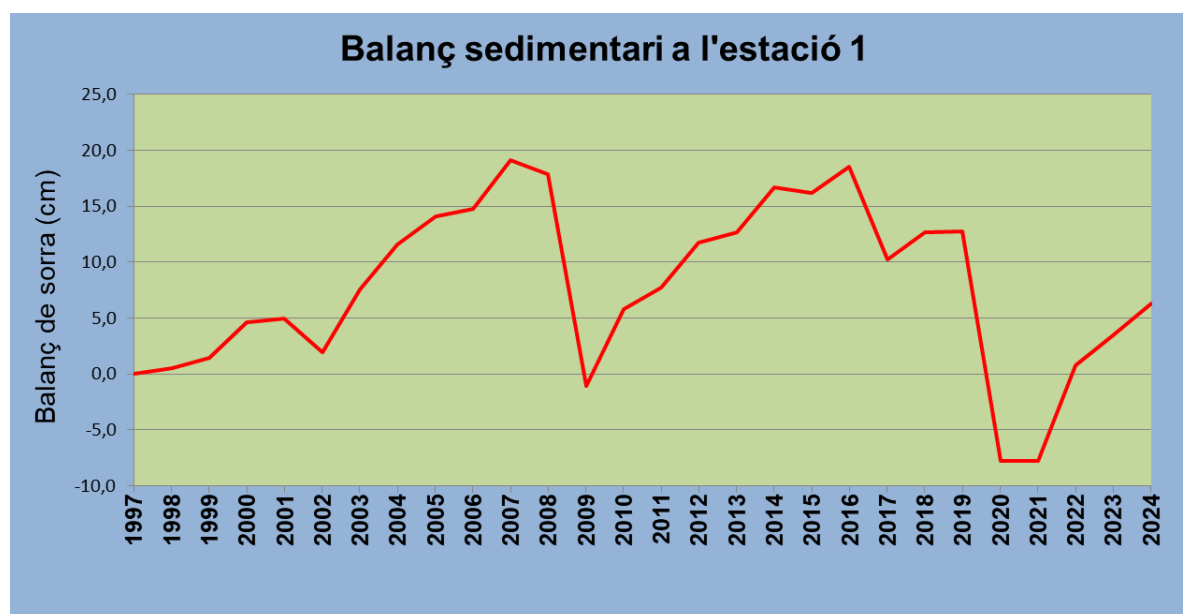
3.4 DINÀMICA DEL SEDIMENT

Les mesures que es prenen durant els mostrejos permeten fer també un seguiment de la dinàmica del sediment. Per una banda es pot veure quin és el balanç sedimentari al llarg dels anys, és a dir, el guany o pèrdua de sorra. Per altra banda també es pot veure si existeix o no una relació entre aquest moviment de sorres i l'enterrament de la planta.

Cal tenir present que l'enterrament de la planta, que és defineix com la distància que hi ha des de la sorra fins a la lígula de la planta, té una gran influència en la seva supervivència. Un excés de sorra pot provocar una necrosi de les fulles que podria dificultar la seva viabilitat, mentre que un fort desenterrament descalça la planta i la fa vulnerable a que qualsevol temporal la pugui arrancar.

3.4.1 Estació 1

En la gràfica següent es pot veure quin ha estat el balanç sedimentari acumulat durant tots els anys de mostreig a l'estació 1.



S'aprecia clarament com a l'estació 1 aquest balanç és positiu, és a dir la tendència és a l'entrada i acumulació de sorra, però hi ha episodis que semblen compensar aquest procés. Aquests episodis coincideixen amb els temporals de major magnitud que es produeixen cada cert temps i que s'enduen en qüestió de dies la sorra que s'havia acumulat durant els anys anteriors.

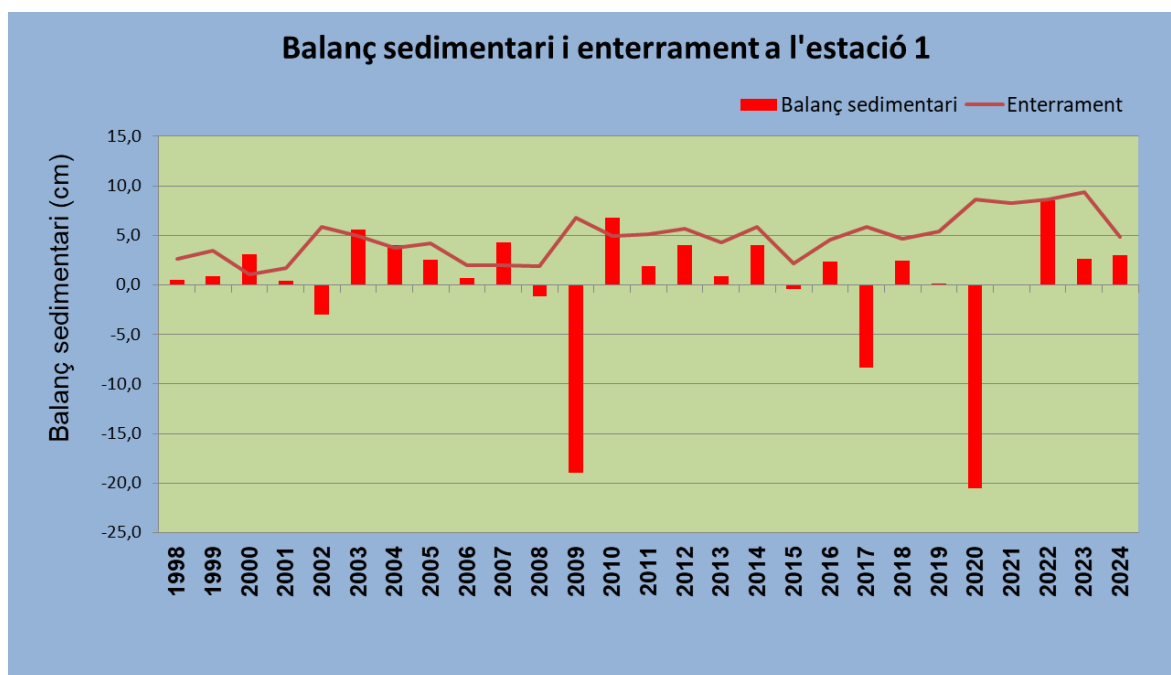
Aquests cicles semblen bastant evidents si observem el període 1998-2009. Entre 1998 i 2008 hi ha un guany d'uns 17 cm de sorra, amb només dos anys dels 11 totals, 2002 i 2008, amb pèrdua de sorra. Després del duríssim temporal de Sant Esteve de 2008 es veu clarament com tots aquests 17 cm de sorra es perden d'una sola atacada: un volum de sorra realment gran.

Posteriorment tornem a tenir un balanç positiu de sediment des de 2009 a 2016 amb una nova entrada total d'uns 17 cm de sorra. Després del temporal de gener de 2017 hi hagué una nova pèrdua d'uns 7 cm per tornar, tant al 2018 com al 2019, a la tònica habitual d'entrada de sediment.

La duresa del Glòria va fer que la pèrdua de sorra el 2020 fos encara major que la del temporal de 2008, amb una pèrdua puntual de més de 20 cm, i deixant el balanç de tota la sèrie des de 1999 en una pèrdua acumulada de 8 cm. És d'esperar que en els següents anys torni a entrar sorra com sol ser habitual. Tot i que en el 2021 això no passà i el balanç sedimentari fou nul, a partir de 2022 sembla que la sorra hagi tornat, i de manera notable, produint-se una entrada de més de 8 cm al 2022, de prop de 3 al 2023 i de 3 cm més aquest últim any, i deixant el balanç sedimentari global durant els últims 25 anys novament en positiu (6,3 cm).

Si els temporals, com el de 2017 o el de 2020, se succeeixen cada cop amb més freqüència, i si, en poc temps, no es recupera la sorra que s'ha perdut, és possible que la tendència general canviï i que en lloc de tenir un balanç amb guany de sediment passem a perdre'n, fet que faria encara més problemàtica la pervivència d'aquesta zona ja que les plantes estarien cada cop més descalçades. Com en tots els cicles que tenen períodes de retorn de molts anys és difícil fer prediccions i només el pas dels propers 5 -7 anys ens donarà una resposta que sigui mínimament fiable.

També és interessant veure si hi ha una correlació entre aquest balanç sedimentari i l'enterrament de la planta. La següent gràfica mostra quin ha estat el guany o pèrdua de sorra cada any juntament amb l'enterrament de la planta.



No hi ha una correlació evident entre ambdós paràmetres excepte quan el moviment de sorra ha estat important. En són exemples l'any 2002, 2009, 2017 i 2020 on, coincidint amb els temporals esmentats, hi ha una pèrdua notable de sorra que es correspon amb un desenterrament important de la planta. També es veu l'efecte contrari. Quan ha estat l'entrada de sorra la que ha destacat, com poden ser els anys 2003 i 2010, es produeix un major enterrament de la planta. Sembla també que després de cada temporal i el consegüent desenterrament de la planta, es produeix un reequilibri de l'enterrament l'any següent.

En canvi, els anys en que els moviments de sorra són més tímids no hi ha correlació de cap tipus amb entre balanç sedimentari i enterrament.

El 2020 aquesta relació fou molt evident. La pèrdua de més de 20 cm de sorra portà a un desenterrament de la planta de més de 8 cm. Aquesta és una dada preocupant, ja que indica que la planta ha quedat molt descalçada i per tant susceptible de ser arrancada per nous temporals. A més cal esmentar que aquests 8 cm són de mitjana i és evident que hi ha zones on els descalçaments són encara majors, havent trobat dades amb valors de desenterrament per sobre dels 20 cm. Amb valors com aquests, la viabilitat de les plantes que els presenten és gairebé nul·la. El principal problema és que, al contrari del que solia passar, 2021 no va compensar aquesta pèrdua de 2020: el nivell de la sorra no va variar i la planta continuà amb un desenterrament de més de 8 cm de mitjana.

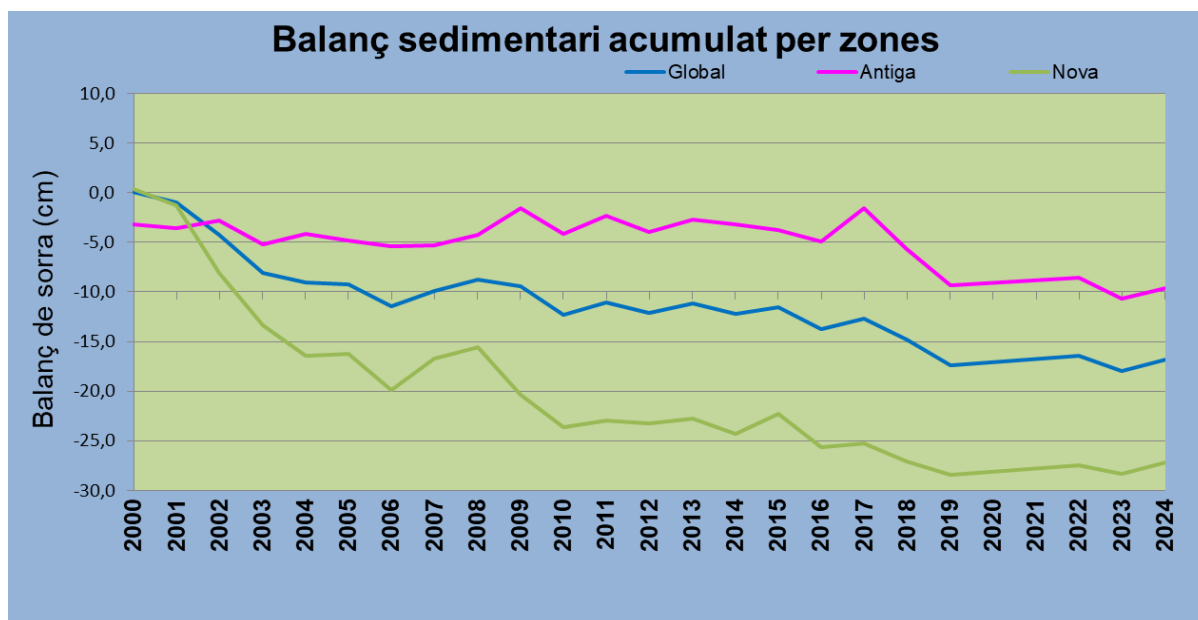
Pitjor ha estat el que ha passat el 2022 i 2023, quan hi ha hagut una entrada notable de sorra, però el desenterrament de la planta pràcticament no s'ha vist compensat. Això sembla contradictori, ja que una entrada de sorra de més de 11 cm hauria d'haver fet disminuir el desenterrament de la planta, cosa que no ha passat. Això només s'explica pel fet de que el grau de descalçament de les mates era tal que el desenterrament de la lígula era molt més gran de 8 cm, i la sorra que ha entrat només ha omplert la zona de les arrels que estaven exposades i ha disminuït parcialment el descalçament de la planta, però la dada d'enterrament no se n'ha vist afectada.

No ha estat fins 2024 que per fi l'enterrament ha començat a respondre a l'entrada de més de 14 cm dels últims tres anys. Per sort aquest any el desenterrament s'ha moderat notablement i ha passat d'una mitjana de més de 9 cm l'any passat a uns 5 cm aquest any.

Com sempre, però, haurem d'estar pendent als propers anys per veure si aquesta millora es consolida.

3.4.2 Estació 2

Tenint en compte que l'estació 2 se situa al voltant dels 18-20 metres de fondària, en contrast amb els 11-12 de la 1, i que la dinàmica de la sorra es deu principalment als efectes de l'onatge, sembla evident que el balanç sedimentari en aquesta estació serà de magnitud molt menor al que hem vist a l'anterior estació. En la següent gràfica es reflecteix això mateix.



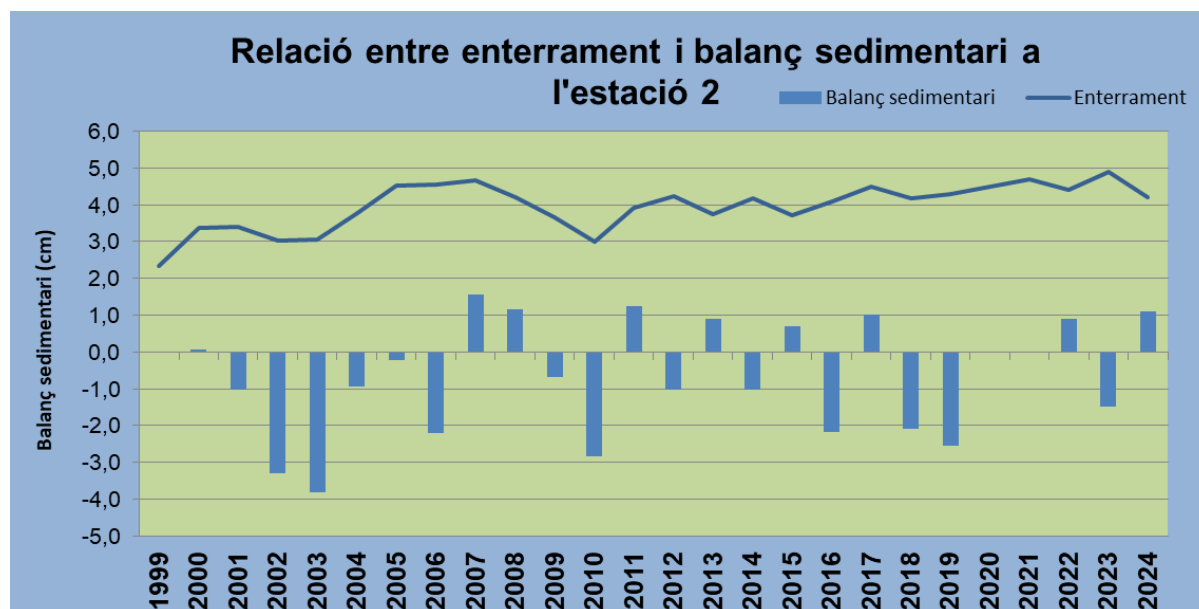
Si ens fixem en la línia de la zona antiga sembla que es confirma allò que acabem de predir, ja que el balanç fins el 2017 amb prou feines superà els 5 cm en cap moment, mentre que a l'estació 1 teníem valors que superaven els 20 cm. Sorprenentment però, en aquests últims anys això ha canviat i a la zona antiga s'han perdut més de 10 cm de sorra. Mirant atentament les dades, s'ha vist que casi tota aquesta variació s'ha produït a la barra 1B, justament l'última de la zona antiga i a partir d'on comença la zona nova. Això pot fer sospitar que l'esglaó erosiu s'estigui expandint i comenci a afectar també a la zona antiga, quelcom que el 2020 es va començar a intuir visualment però que de moment les dades no han consolidat.

En canvi en la zona nova, especialment on aquest graó erosiu és més evident, la pèrdua de sorra ha estat molt important amb valors que superen amb escreix els trobats a l'estació 1.

Ens trobem doncs en aquesta estació amb dues zones ben delimitades: una on la dinàmica del sediment és molt limitada d'acord amb el que s'esperaria en aquesta fondària i una altra on l'esglaó erosiu genera un comportament molt més agressiu. En tot cas, el que si s'observa és que en ambdues zones la tendència global en el temps és a perdre sorra, al contrari del que passa a l'estació més soma.

Podem doncs, després d'aquests més de 20 anys de mostreig, establir un patró sedimentari en la praderia de Mataró segons el qual hi ha una entrada gradual de sorra a la zona menys fonda de l'herbassar, tot i que els temporals més violents puguin provocar disrupcions en aquesta tendència, i una pèrdua a la zona de major profunditat.

Respecte a la correlació entre balanç de sediment i enterrament a l'estació 2, en la següent gràfica es pot veure que és gairebé inexistent.



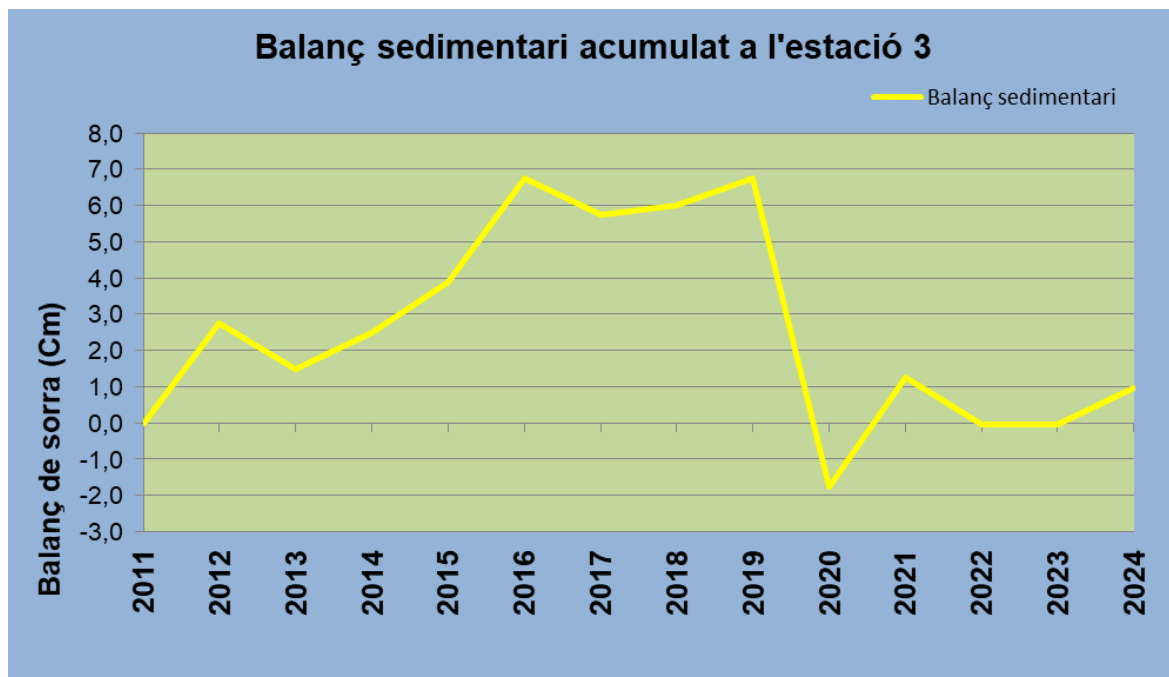
Com hem comentat, la correlació que en certs casos es veia a l'estació 1 aquí no es pot apreciar. Això semblaria normal a la zona antiga de l'estació, on hem vist que el moviment de sorres és molt més petit que a l'estació 1 i, com ja hem explicat en aquella estació, la correlació entre balanç sedimentari i enterrament només es dona quan el moviment de

sorres és important. No obstant, aplicant el mateix raonament, a la zona nova, on hem notat que la dinàmica de sorres era d'una magnitud fins i tot superior a la de l'estació 1, sí que s'hauria de percebre aquesta correlació amb l'enterrament, i en canvi això no és així, ni tan sols en els anys com el 2002 i el 2003 en els que la pèrdua de sorra fou notable. La raó de que aquesta correlació no existeixi és el propi esglaó erosiu. En aquesta zona s'ha perdut tanta sorra (segurament durant moltes dècades) que el nivell del sediment es troba molt per sota de la planta i ha deixat al descobert una fracció molt important de la mata morta de la praderia sobre la que es sustenta la planta viva. Tenint en compte que en aquesta zona l'enterrament es pren des de la lígula fins el límit superior d'aquesta mata morta, la pèrdua o guany de sorra no té absolutament cap efecte sobre aquest enterrament ja que el nivell de la sorra ha quedat molt per sota de la planta viva, en alguns casos fins més de mig metre.

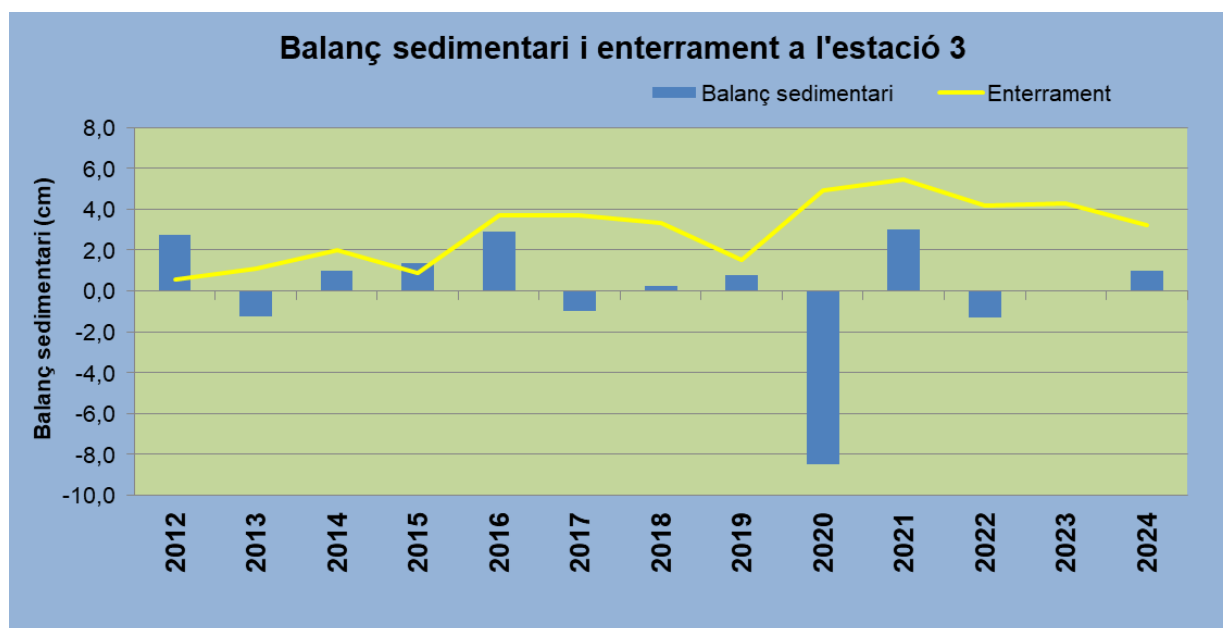
Aquesta és també la raó per la qual, cada cert temps, hi ha desprendiments de grans blocs de mata, ja que el propi pes de la mata, i la falta d'un substrat sobre el que subjectar-se i fixar-se, fa que col·lapsi i acabi arrossegant també planta viva. La conseqüència d'aquests desprendiments és l'acusada regressió del límit de la praderia que s'observa en aquesta zona.

3.4.3 Estació 3

Com veurem en la gràfica següent, l'estació 3 de cap Sa Tira presenta un comportament bastant diferent al de l'estació 2 tot i estar en fondàries semblants. En l'estació anterior s'ha vist com hi havia una pèrdua de sediment, tímida en la zona antiga i molt més evident en la nova, mentre que en aquest cas s'observa una tendència al guany de sorra, que des de 2012 fins 2019 havia acumulat més de 6 cm. Amb el Glòria la pèrdua de sediment fou notable, tenint en compte la fondària en que ens trobem, superant els 8 cm. L'any 2021 hi hagué una certa recuperació i els tres últims anys el balanç sedimentari ha estat gairebé nul, deixant un balanç global des del 2011 de pràcticament 0, és a dir, el nivell de la sorra es manté, des de 2021, a on estava el 2011.

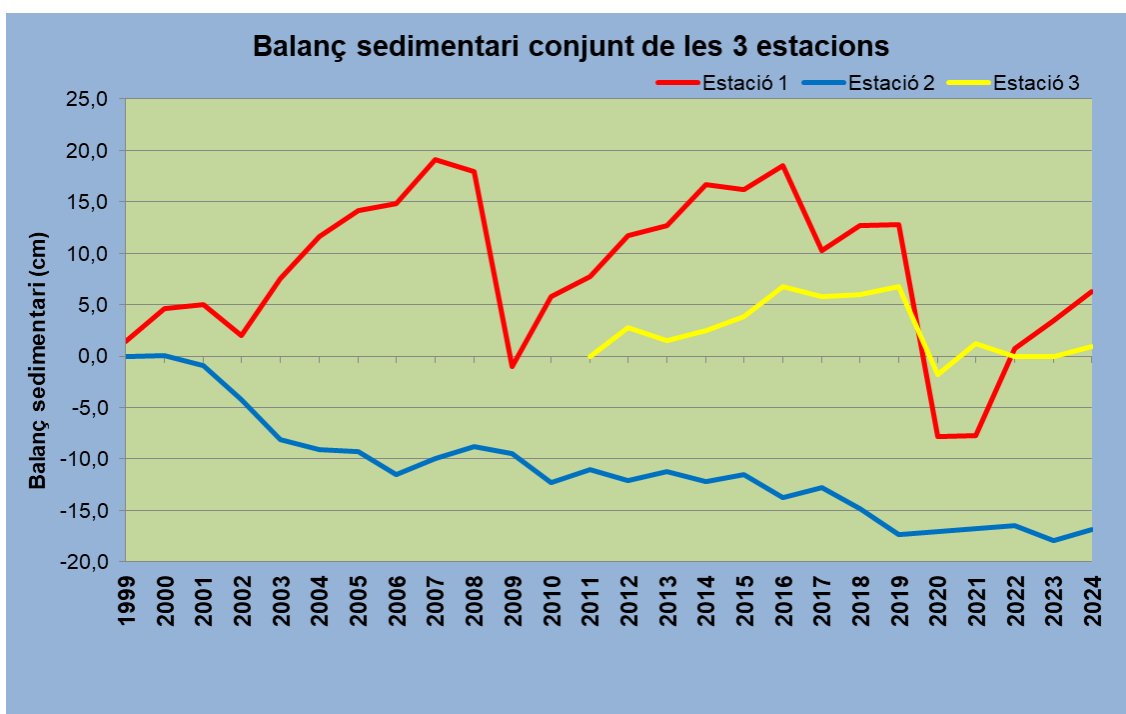


Respecte a la relació entre enterrament i dinàmica de sediment es pot aplicar el que ja s'ha dit a l'estació 2, i és que, amb fluctuacions tan minses del balanç sedimentari, els efectes que es poden percebre en l'enterrament no guarden cap tipus de correlació evident. Sembla doncs que les variacions de l'enterrament són fruit més de factors intrínsecs de la planta i l'herbassar que no pas del moviment de la sorra. Emperò, si algun fenomen puntual, com el glòria en el 2020, genera un moviment de sorra notable (una pèrdua de 8 cm) veiem com l'enterrament llavors si que respon i la planta ràpidament es desenterra.



3.4.4 Anàlisi conjunta

Si posem en comú les gràfiques de moviment de sorres a les tres estacions veurem la gran disparitat de comportament en cadascuna d'elles.



Es fa palès com la dinàmica de sediment és completament antagònica en l'estació 1 i la 2, amb una tendència a l'entrada de sorra, amb disruptions sobtades i puntuals d'aquesta tònica, a la menys fonda, i una pèrdua bastant constant a la segona. Malgrat tot, aquesta tendència a l'estació 1 podria canviar en funció de la dinàmica de temporals excepcionals que tinguem en els pròxims anys.

L'estació 3, tot i estar a una fondària similar a la 2, mostra una situació intermèdia, amb un guany de sorra molt més minso que a l'estació 1, interromput per una pèrdua sobtada arrel del temporal Glòria.

3.5 FLORACIÓ

Sembla que el fenomen de la floració és mes comú del que es pensava, ja que s'ha observat de manera significativa en 17 dels 28 anys d'estudi. A l'estació 2 els anys 2001, 2004, 2021, 2022 i 2023 i a l'estació 1 el 2003, 2005, 2010, 2011, 2012, 2013 i 2020. L'any 2006, 2009, 2015, 2017 han estat els únics casos en que hem observat la floració en les

dues estacions. Al 2017 també es va observar a la nova estació Mataró 4 a Pins Mar, mentre que a l'estació 3 no se n'han vist mai.

L'única vegada que s'han observat fruits, tot i que en un estat incipient, va ser el 2011 i el 2013.

Aquest any només s'ha observat floració a l'estació 1, amb una densitat mitjana de 8 flors/m². Cal tenir present però que el fet que en un any no s'observi floració o només s'observi en una estació no vol dir que a les altres no n'hi hagi hagut. La pròpia dinàmica dels mostrejos, la planificació que requereix cada un i la limitació en el número de sortides que es poden fer cada any sovint limiten tenir un control acurat d'aquest fenomen limitat en el temps en totes les estacions i és un dels elements que s'hauria d'intentar millorar de cara al futur.

Els anys en que s'han vist flors s'han fet alguns mostrejos per determinar d'una manera aproximada quina concentració de flors hi ha. Cal destacar l'observació de 64 flors/m² en les plantes que havien florit a l'estació 4 l'any 2017, una xifra del tot extraordinària a la costa de Barcelona. Malauradament, tenint en compte la petita superfície de metres quadrats que ocupen les taques de planta en aquesta estació, l'impacte que pot tenir aquest fenomen pot ser limitat.

4. CONCLUSIONS

De l'anàlisi dels més de 25 anys de recollida de dades podem concloure:

ASPECTES NEGATIUS

Hi ha una regressió continuada del límit de les tres estacions que fa que s'acumulin molts metres quadrats de praderia perduda en els últims 20 anys. Aquest fet s'ha accentuat molt especialment aquests últims anys, arran del temporal Glòria, a les estacions 1 i 3, fent-se també cada cop més palès a la 2.

La cobertura de l'estació I ha quedat també molt minvada a conseqüència del Glòria. Tot i haver-se recuperat lleugerament respecte 2020, i tenir una tendència a la millora, haurem de veure si aquesta recuperació té prou força per recuperar valors passats o si no és res més que un efecte rebot, lògic, donat els desastrosos resultats de 2020.

També l'estació 3 ha patit un cop duríssim pel que fa a la cobertura, i el fet que en aquesta zona no tinguem una gran superfície de praderia, sinó taques de menor mida, fa que la pervivència d'aquesta zona s'hagi complicat. Queda l'esperança de que, sent un indret tan allunyat de la costa, es pugui recuperar si no hi ha nous impactes i torni la tendència anterior d'estabilitat. Afortunadament sembla que la baixada de la densitat durant els anys 2021 i 2022 ha estat puntual, però hem d'estar atents a l'evolució d'aquesta zona tan singular en els propers anys.

ASPECTES POSITIUS

1. La densitat de plantes observada a Pins Mar, on hem establert l'estació 4, ha estat espectacular. Evidentment estem en les etapes inicials de l'estació i els mostrejos encara són escassos, però es referma per vuitè any consecutiu el que ja vam definir com una grata sorpresa.
2. La densitat de les estacions 1 i 2 se situen també dins d'uns marges òptims, fet que permet intuir que l'estat de salut de la planta és bo i que en una situació d'òptimes condicions es podria recuperar. No obstant, aquest bon estat de la planta no podrà compensar els danys estructurals rebuts per la praderia, ja que,

si la regressió del límit persisteix i la cobertura es manté tan baixa, no serà suficient per permetre la recuperació de la praderia.

La diagnosi d'aquest any per les estacions 1, 2 i 3 és de **REGRESSIÓ**, especialment pel que fa a l'endarreriment continu del límit i la pèrdua de cobertura, fet que implica que estiguem perdent superfície de praderia a un ritme que no s'havia vist mai en els més de 25 anys que portem de projecte. Aquesta fragilitat és especialment preocupant a l'estació 1, on l'impacte continuat dels temporals no està donant cap treva per una possible recuperació.

Dona la sensació que l'estat de salut de les plantes és bo i que la qualitat de les mateixes es manté any rere any, però en el perímetre de la praderia les circumstàncies canvien i pateix una situació de fragilitat preocupant que implica una contínua pèrdua de superfície. Són preocupants els efectes que sobre la praderia, especialment a les zones més somes, tenen els temporals més forts que es produeixen a les nostres costes i que fins ara presentaven un període de retorn d'entre 7 i 10 anys. Malauradament, tant la irrupció del Glòria com els avisos i advertències que fan les experts en canvi climàtic i en fenòmens litorals fan témer que la periodicitat d'aquests episodis pugui ser cada cop menor i major la seva intensitat, generant conseqüentment impactes de major magnitud.

Per a l'estació 4, en canvi, creiem que la diagnosi ha de ser d'**ESTABILITAT** donats els valors tan alts de densitat observats. Emperò, aquesta estació ha de ser vigilada de prop, ja que l'escassa fondària a la que es troba juga en la seva contra i la fa especialment vulnerable a qualsevol acció o impacte que es produeixi sobre la façana costanera. Per això, un any més, reiterem que s'hauria d'incloure dins de l'espai protegit de la Xarxa Natura 2000 ja que possiblement sigui la única zona de la província de Barcelona amb una densitat així de posidònia a només 5 metres de fondària. Igualment s'haurà d'estar molt pendent davant del projecte de modificació de l'escullera de protecció de la via fèrria ja que les obres corresponents podrien tenir un efecte molt negatiu sobre aquesta zona.

Per tot plegat cal seguir obtenint dades de l'estat de l'alguer de Mataró i cal ser molt curosos sobre qualsevol actuació a nivell de costa que es vulgui dur a terme per que no s'incrementi l'efecte regressiu que es produeix actualment, sobretot a la part més propera a la costa.

ANNEX 1

Informe de las actividades realizadas durante el 2024 por el CEAB-CSIC en el marco del proyecto STORM: *“Tormentas de cambio: cómo fenómenos meteorológicos extremos alteran los ecosistemas costeros mediterráneos, sus servicios y su percepción por parte de la sociedad.”*

Personal del CEAB involucrado en los muestreos realizados en Mataró en 2024:

Candela Marco-Méndez (coordinadora; investigadora postdoctoral), Felix Calonge y Marc Peralta (voluntariado), Pol Ramis (técnico de investigación CEAB-CSIC) con la colaboración de Gregori Muñoz-Ramos (Escola del Mar de Badalona).

1. INTRODUCCIÓN

En las dos últimas décadas, el noroeste del Mediterráneo se ha enfrentado al menos a dos temporales de bajo período de retorno (del orden de 100 años o más), y de alta intensidad, el de San Esteban, 2008, y el de Gloria, 2020. Estos temporales afectan negativamente a las praderas de *Posidonia oceanica* debido a la movilización del sedimento por el fuerte oleaje y la reducción de la transparencia del agua. Los principales mecanismos por los que esta movilización de sedimento pone en riesgo a estas praderas son: el enterramiento, el descalzamiento y el arrancamiento de los haces. El enterramiento tiene unos umbrales claros que son específicos de la especie, por ejemplo, *Posidonia oceanica* puede soportar un enterramiento de 6-7 cm de sedimento antes de que la mayoría de los haces mueran (Gera et al. 2014). Por otra parte, la erosión puede favorecer el descalzamiento de los haces y su arrancamiento por el impacto del oleaje (Marco-Méndez et al. 2024). La intensidad del temporal, su duración y su trayectoria son predictores relativamente buenos del impacto de la tormenta. Los efectos en el ecosistema están relacionados con las características intrínsecas de cada pradera, la profundidad, la distancia de la costa, la exposición, el tipo de sedimento y probablemente el estado ecológico del ecosistema y sus mecanismos de resiliencia.

La tormenta Gloria tuvo lugar durante enero de 2020 y fue considerada uno de los eventos climáticos más extraordinarios de las últimas décadas en el Mediterráneo por su intensidad y duración. A lo largo del año 2020 el equipo del centro de estudios avanzados de Blanes (CEAB) coordinó en colaboración con varias entidades e instituciones (Universidad de Barcelona, Escola de mar de Badalona, IRTA, Instituto de Ecología litoral de Alicante, Universidad de Alicante, IEO Murcia y IMEDEA de Mallorca) una serie de muestreos a lo largo del litoral Mediterráneo con el fin de evaluar los efectos del temporal Gloria en las praderas de *Posidonia oceanica*. Este estudio tuvo como objetivo principal identificar la extensión y el tipo de impacto (enterramiento,

descalzamiento y arrancamiento; Figura 1) en 42 praderas de *Posidonia oceanica*, un ecosistema particularmente clave.

Actualmente en el marco del proyecto STORM se pretende seguir estudiando el efecto de los temporales en las praderas de fanerógamas marinas a medio y largo plazo, y continuar con algunos de los experimentos iniciados en el 2020. Los objetivos principales de este proyecto son:

- Documentar los impactos de tormentas extremas en las praderas de *Posidonia oceanica*.
- Evaluar los mecanismos de impacto (inmediato y a largo plazo) en las praderas de *Posidonia oceanica*.
- Evaluar cómo los efectos de estas tormentas influyen en la vulnerabilidad y la resiliencia de estas praderas.

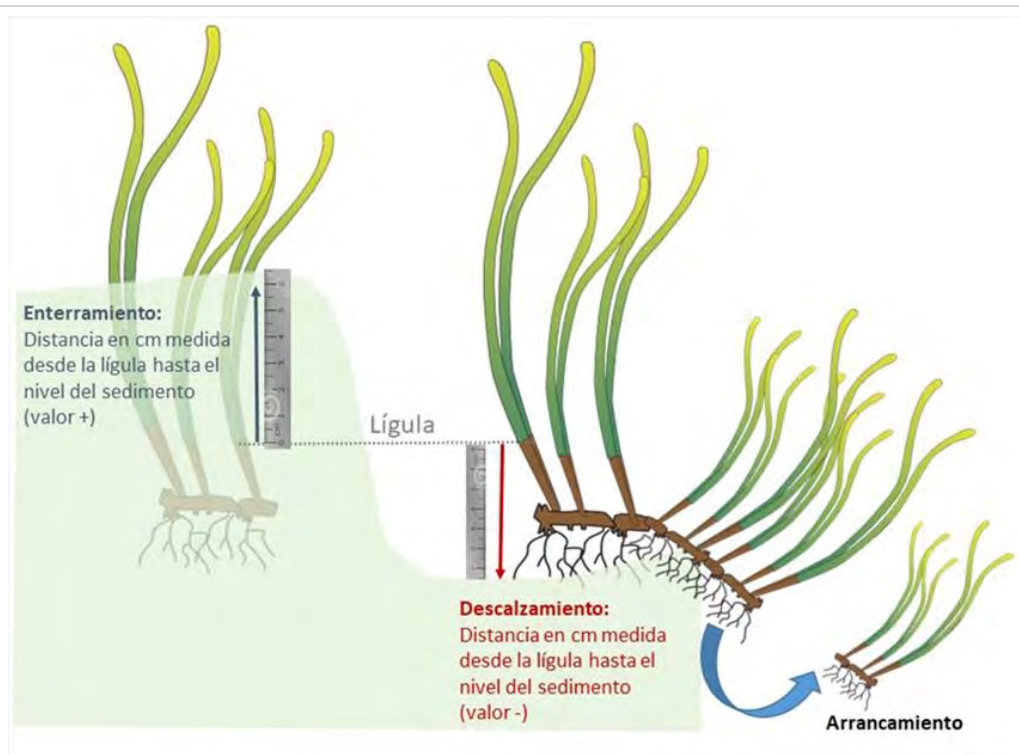


Figura 1: Mecanismos de impacto del temporal Gloria en las praderas de *P. oceanica*.

2. TAREAS REALIZADAS EN EL 2024

2.1. Experimento de parcelas fijas

Dos de los efectos más significativos que caracterizó al temporal Gloria del 2020 fueron el descalzamiento y arrancamiento de haces, especialmente en las praderas de Fenals y Canyelles (Girona) y Mataró I (Barcelona). El objetivo del experimento de parcelas fijas es el de estudiar la evolución a largo plazo de las praderas más afectadas por el descalzamiento, los mecanismos implicados en su resiliencia (división de haces, reclutamiento) e investigar los umbrales de mortalidad asociados a este impacto. El experimento consiste en seis parcelas cuadradas (50 cm x 50 cm) delimitadas con 4 barras de hierro (1 m de longitud y 1 cm de diámetro) clavadas en el sedimento (0.5 m) y unidas por un cabo. En **Mataró I** se instalaron **seis parcelas** fijas en distintas zonas de la pradera, 3 en zonas con un **alto nivel de descalzamiento** tras la tormenta y tres con un **bajo nivel de descalzamiento** (Figura 2). En cada parcela se midieron el nivel de descalzamiento y la densidad de haces vivos y muertos. Estas parcelas han sido monitoreadas dos veces al año desde 2020 hasta la fecha (Mayo y Noviembre). En cada muestreo se midió: i) nivel de descalzamiento, ii) la densidad de haces vivos y muertos y iii) conteo de haces ortótropos y plagiotropos divididos.

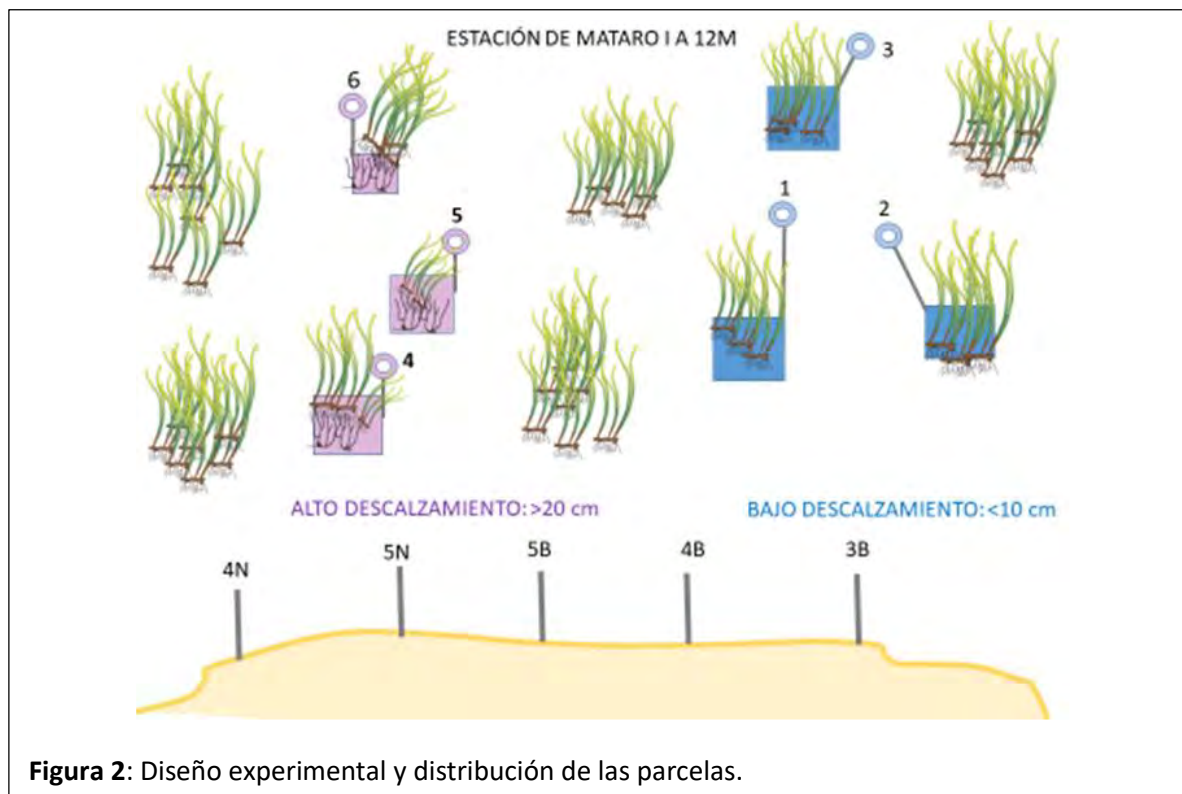
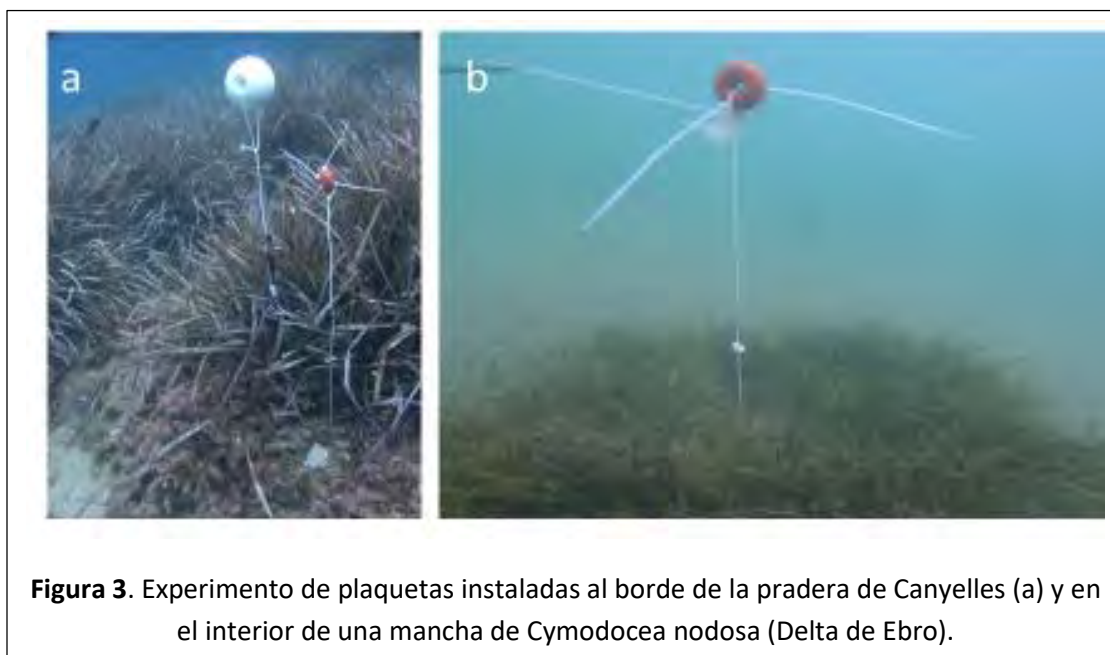


Figura 2: Diseño experimental y distribución de las parcelas.

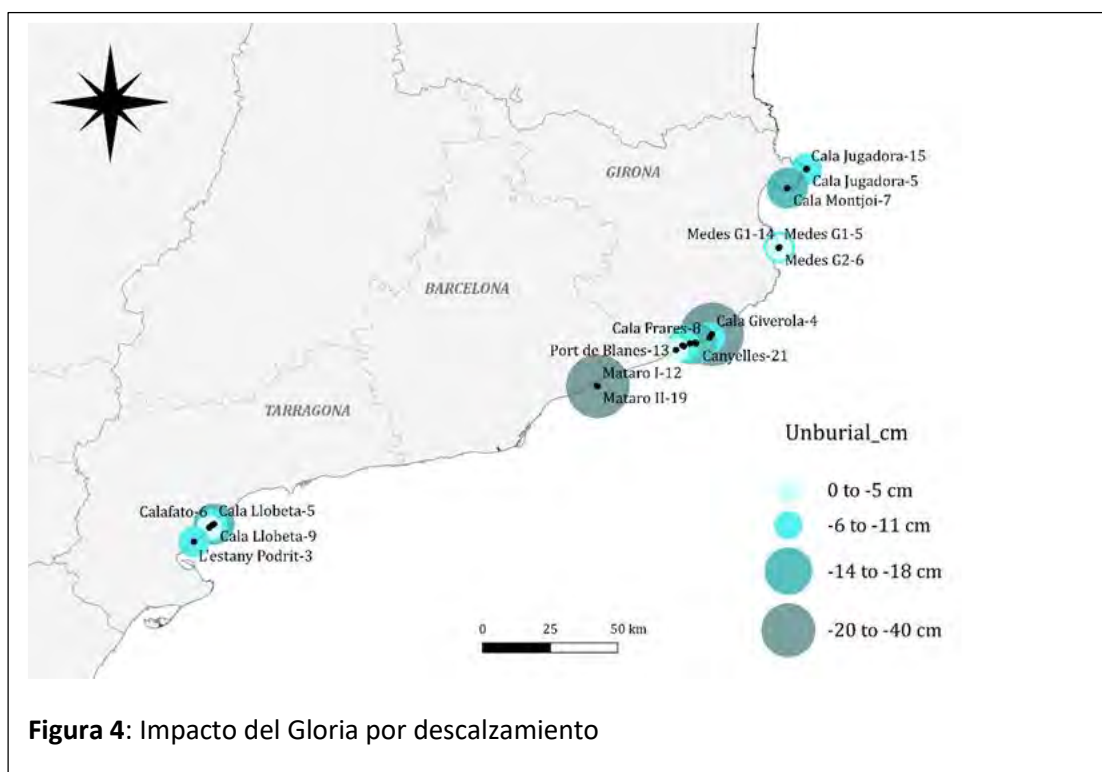
2.2. Experimento de plaquetas

Este experimento pretende evaluar la capacidad de retención y estabilización del sedimento que tienen las praderas de *Posidonia oceanica* en función de sus características estructurales (praderas continuas, fragmentadas o con alta presencia de zonas de mata muerta), su grado de exposición al oleaje y su estado ecológico. El experimento consiste en la instalación de pequeñas plaquetas de metacrilato de 10 cm², unidas a una pequeña boya mediante un cabo de aproximadamente 10 cm de longitud. Las plaquetas se introducen en el sedimento en posición horizontal, quedando enterradas a una profundidad de 7-10 cm, con el cabo y la boya visibles para facilitar su identificación. Las mediciones se realizan con una regla, midiendo la distancia desde la plaqueta hasta la superficie del sedimento que la cubre. Estas plaquetas se han instalado en varias praderas del Cap de Creus, Fenals, Canyelles, Mataró y el Delta del Ebro, permitiendo la comparación entre praderas continuas, fragmentadas, expuestas y protegidas. En cada pradera, las plaquetas se colocaron en los límites o bordes de la pradera o de las manchas, en zonas de mata muerta y en áreas donde únicamente hay arena (Figura 3). Actualmente el experimento se encuentra en su última fase y pronto podremos aportar algunos resultados.



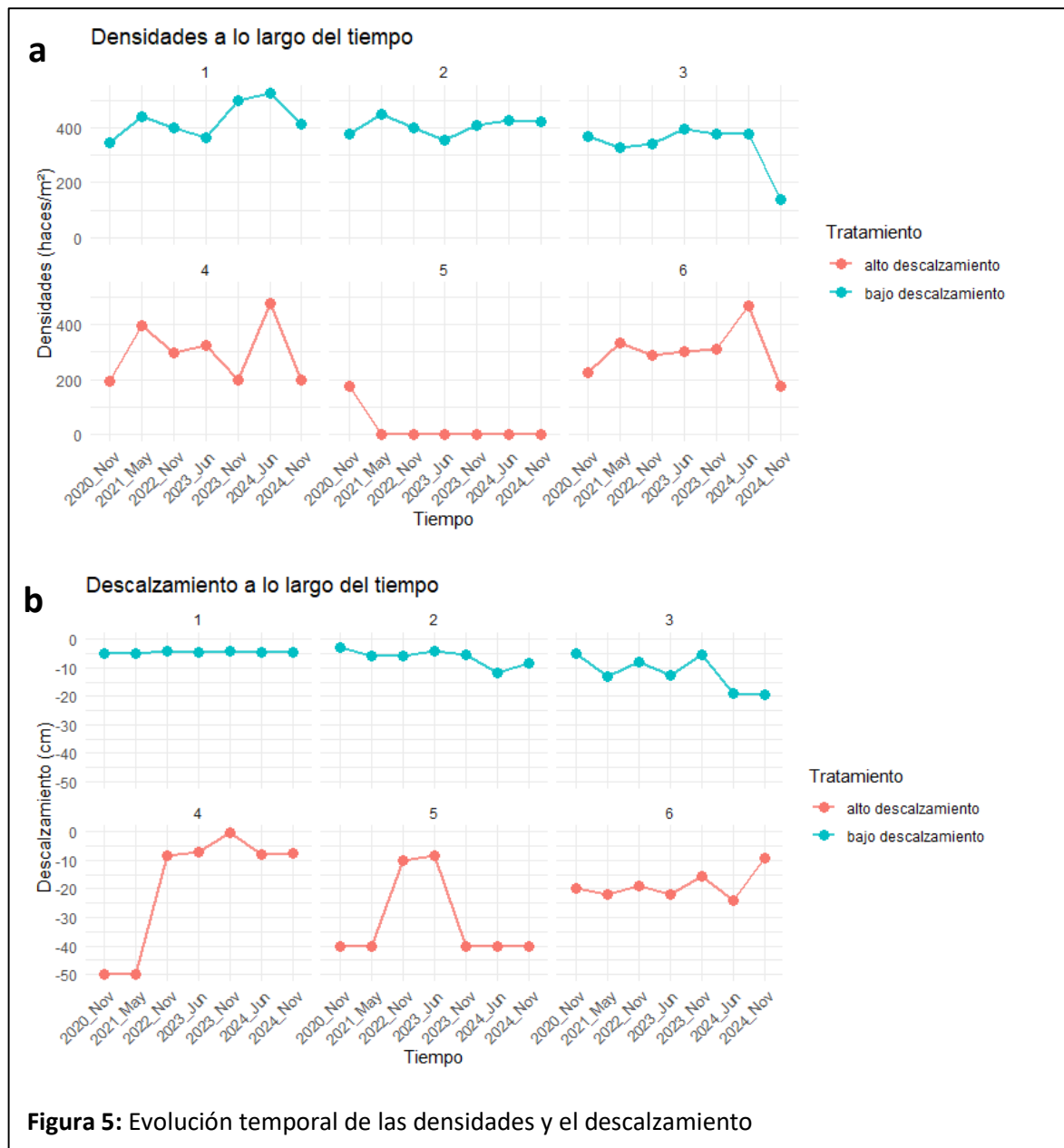
2.3. Resultados del impacto Global (Marco-Méndez et al. 2023a y b)

En general, el mayor impacto del temporal Gloria se concentró en las praderas de la costa norte catalana. El principal mecanismo de afectación en las praderas de Posidonia oceanica fue el descalzamiento de sus haces, lo que sugiere que el temporal tuvo un carácter predominantemente erosivo en términos de dinámica sedimentaria. Algunas praderas mostraron más del 70% de su cobertura descalzada (con niveles de -10 cm, entre ellas la estación de Mataró II situada a 19 m de profundidad). No obstante, el nivel de descalzamiento varió entre localidades, alcanzando valores superiores a -40 cm en áreas como Cala Giverola y Mataró I (Figura 4). Este impacto podría comprometer seriamente la supervivencia de los haces y la estabilidad estructural de estas praderas a largo plazo. Los principales factores que determinaron la intensidad del descalzamiento y enterramiento de P. oceanica estuvieron relacionados no solo con la fuerza de la tormenta, sino también con la exposición de la pradera y su nivel de fragmentación. Nuestros resultados preliminares sugieren que las praderas del norte fueron las más afectadas debido a una combinación de factores geomorfológicos y estructurales, como su orientación respecto a la tormenta, su exposición y su grado de fragmentación, lo que las hace altamente vulnerables.



2.4. Evolución temporal de las densidades y el descalzamiento en Mataró I (Marco-Méndez et al. 2024 in prep.)

En la figura 5 se puede observar como las tres parcelas con bajo descalzamiento (azul) muestran mayor estabilidad temporal tanto en las densidades como en el nivel de descalzamiento de sus haces (Figura 5a). La parcela 3, muestra una caída significativa de las densidades en noviembre del 2024, posiblemente relacionada con el mayor descalzamiento de sus haces (Figura 5b).



En rojo, se observa una mayor variabilidad en la evolución de las parcelas más descalzadas por la tormenta. En mayo de 2021, un año después del temporal, la parcela 5 presentó una mortalidad total, en contraste con el aumento en la densidad de haces registrado en las parcelas 4 y 6 durante el mismo período. Estas diferencias sugieren que las praderas que sufrieron mayor erosión debido al temporal Gloria pueden experimentar una alta mortalidad incluso un año después, mientras que otras podrían activar mecanismos de compensación mediante clonación y reclutamiento de haces.

Este proceso coincide con algunos patrones observados a partir de ese año en casi todas las parcelas descalzadas: una alta división de haces y la formación de haces horizontales (*plagiotropos*) que se extienden fuera de la parcela, favoreciendo la colonización. Este tipo de respuesta ha sido descrita como un posible mecanismo de compensación en algunas especies como estrategia de supervivencia tras un evento de impacto. Sin embargo, es importante señalar que estas adaptaciones y su éxito no son inmediatos, especialmente en especies de crecimiento lento como *Posidonia oceanica* (Duarte, 1995; Collier & Waycott, 2009).

En nuestras observaciones, apreciamos una alta fragilidad en los haces y una falta de arraigo en el sedimento, ya que se disponían en forma de abanicos colgantes por encima de los límites o escalones de la parcela (Figura 6, izquierda). Para monitorear este mecanismo, decidimos incorporar en nuestras mediciones el conteo de haces divididos y de *plagiotropos* dentro de las parcelas. Hasta la fecha, seguimos observando el arrancamiento de haces y la formación de estos “abanicos de *plagiotropos* colgantes”.

A partir de 2022, las densidades fluctúan y, aunque los niveles de descalzamiento han disminuido debido a la nueva entrada de arena, no se han estabilizado. Destaca el enterramiento de la parcela 4, situada en el límite de la pradera (noviembre de 2023), lo que evidencia el elevado dinamismo del ecosistema y la distribución irregular del sedimento. Esta variabilidad podría comprometer zonas especialmente vulnerables,



Figura 6: abanico de haces colgantes en la parcela 3 (foto izquierda: Marc Peralta).
Floración observada en noviembre 2022 (foto derecha: Gregori Muñoz-Ramos)

caracterizadas por bajas densidades y un escaso éxito en el reclutamiento de nuevos haces. En 2022 se registró un evento de floración extensivo en todo el Mediterráneo, posiblemente asociado a las elevadas temperaturas de ese año. Durante 2023 y 2024, se han observado flores de manera puntual, aunque no dentro de las parcelas estudiadas.

Nuestros resultados indican que la pradera de Mataró I sigue mostrando signos de afectación por el temporal Gloria, con un elevado descalzamiento y mortalidad en algunas parcelas. Esto refleja su alta fragilidad y vulnerabilidad frente al oleaje y los procesos sedimentarios de acreción o erosión, que pueden intensificarse incluso tras tormentas de menor magnitud. Además, no se pueden descartar otros impactos de origen antropogénico que podrían influir en su recuperación.

3. CONCLUSIONES

El temporal Gloria tuvo un impacto significativo en las praderas de *Posidonia oceanica*, especialmente en la costa norte catalana, donde se registraron altos niveles de descalzamiento y mortalidad de haces. Los resultados del monitoreo a largo plazo han permitido identificar una gran variabilidad en la respuesta de las praderas al impacto del temporal, con algunas parcelas mostrando signos de recuperación mediante mecanismos de compensación como la clonación y el reclutamiento de haces, mientras que otras siguen en estado crítico debido a la erosión severa.

Las observaciones realizadas hasta la fecha indican que la dinámica sedimentaria juega un papel clave en la estabilidad de estas praderas. Si bien algunas áreas han experimentado una reentrada de sedimento, este proceso es irregular y ha generado nuevas zonas de enterramiento que podrían afectar la recuperación de la pradera. Esto evidencia la alta vulnerabilidad de las praderas fragmentadas y expuestas a la acción del oleaje, así como la importancia de factores geomorfológicos y estructurales en su capacidad de recuperación.

Además, el estudio ha revelado que la recuperación de *Posidonia oceanica* es un proceso lento y dependiente de múltiples variables ambientales. La aparición de flores en 2022 sugiere una posible respuesta fisiológica a condiciones extremas, aunque en 2023 y 2024 no se han observado floraciones dentro de las parcelas monitoreadas.

En términos de conservación, los resultados resaltan la necesidad de continuar con el seguimiento de estas praderas para evaluar su resiliencia a largo plazo. Asimismo, es crucial considerar la interacción entre impactos naturales y antropogénicos, ya que factores como la erosión inducida por tormentas pueden ser agravados por la actividad humana. La protección de estos ecosistemas es fundamental, no solo por su papel en la biodiversidad marina, sino también por su capacidad para mitigar la pérdida de sedimentos y la erosión costera en un contexto de cambio climático.

Tabla 1: Densidades (haces/m²) y valores de descalzamiento (cm) medidos durante el experimento

	Parcela	Descalzamiento (cm)	Haces/m ²
2020_Nov	1	-5,0	348
	2	-3,0	376
	3	-5,0	368
	4	-50,0	196
	5	-40,0	176
	6	-20,0	224
2021_May	1	-5,0	440
	2	-6,0	452
	3	-13,0	328
	4	-50,0	396
	5	-40,0	0
	6	-22,0	332
2022_Nov	1	-4,2	400
	2	-5,7	400
	3	-7,8	340
	4	-8,5	297
	5	-10,0	0
	6	-19,0	289
2023_Jun	1	-4,7	364
	2	-4,3	356
	3	-12,8	396
	4	-7,0	323
	5	-8,3	0
	6	-22,0	300
2023_Nov	1	-4,2	500
	2	-5,6	408
	3	-5,3	380
	4	-0,2	200
	5	-40,0	0
	6	-15,8	312
2024_Jun	1	-4,7	528
	2	-11,7	428
	3	-19,0	376
	4	-8,0	476

	Parcela	Descalzamiento (cm)	Haces/m2
	5	-40,0	0
	6	-24,0	468
2024_Nov	1	-4,7	412
	2	-8,3	424
	3	-19,5	140
	4	-7,3	200
	5	-40,0	0
	6	-9,3	176

Bibliografia:

1. Marco-Méndez, C., Pagès JF, Seglar X, Muñoz-Ramos G, 2023a. Efectes dels temporals extrems als herbeis de Posidonia oceanica i la consciència mediambiental col·lectiva. Atzavara, L' 33, 87-98
2. Candela Marco-Méndez, Núria Marbà, Àngel Amores, Javier Romero, Mario Minguito-Frutos, María García, Jordi F. Pagès, ... Teresa Alcoverro, 2023b. Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on Posidonia oceanica seagrass meadows. Science of The Total Environment, Volume 908, 2024, ISSN 0048-6977. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168404>.
3. Alcoverro, T., Marco-Méndez, C., Minguito, M., Boada, J., Prado, P., Sanmartí, N., Muñoz-Ramos, G., Pagès, J. F., García, M., Pérez, M., Seglar, X., i Romero, J. 2020. Efectes del temporal Gloria en els ecosistemes de Posidonia oceanica al llarg de la costa catalana. A: Canals, M. i Miranda, J. (eds.), Sobre el temporal Gloria (19-23.01.20), els seus efectes sobre el país i el que se'n deriva: Report de Resposta Ràpida (R³). Institut d'Estudis Catalans, pp. 93-101. <https://digital.csic.es/handle/10261/226307>.
4. C. Collier, M. Waycott. 2009. Drivers of Change to Seagrass Distributions and Communities on the Great Barrier Reef: Literature Review and Gaps Analysis Reef and Rainforest Research centre (2009)
5. C.M. Duarte, 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes Ophelia, 41 (1) (1995), pp. 87-112

ANNEX 2



Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on *Posidonia oceanica* seagrass meadows

Candela Marco-Méndez^{a,*}, Núria Marbà^c, Ángel Amores^{c,d}, Javier Romero^e, Mario Minguito-Frutos^a, María García^a, Jordi F. Pagès^a, Patricia Prado^{f,g}, Jordi Boada^a, José Luis Sánchez-Lizaso^h, Juan Manuel Ruizⁱ, Gregori Muñoz-Ramos^j, Neus Sanmartí^e, Elvira Mayol^b, Xavier Buñuel^a, Jaime Bernardeau-Estellerⁱ, Pedro Clemente Navarro-Martínezⁱ, Lázaro Marín-Guiraoⁱ, Carlos Morell^b, Marlene Wesselmann^b, Rita Font^b, Iris E. Hendriks^b, Xavier Seglar^j, Judith Camps-Castella^f, Eli Bonfill^k, Aurora Requena-Gutiérrez^k, Fabio Blanco-Murillo^h, Javier Aguilar-Escribano^h, Santiago Jimenez-Gutierrez^l, Joaquín Martínez-Vidal^l, Juan Eduardo Guillén^l, Maria Elena Cefali^m, Marta Pérez^e, Marta Marcos^{c,d}, Teresa Alcoverro^a

^a Center for Advanced Studies of Blanes (CEAB, CSIC), Carrer Accés Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Girona, Spain

^b Global Change Research Group, IMEDEA (CSIC-UIB) Institut Mediterrani d'Estudis Avançats, Miquel Marqués 21, c7190 Esporles, Spain

^c Marine technologies, operational and coastal oceanography Group, IMEDEA (CSIC-UIB) Institut Mediterrani d'Estudis Avançats, Miquel Marqués 21, 07190 Esporles, Spain

^d Department of Physics, University of the Balearic Islands, Cra. de Valldemossa km 7.5, 07122 Palma, Spain

^e Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals Secció d'Ecologia, Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Spain

^f IRTA, Aquatic ecosystems, Sant Carles de la Ràpita, Ctra. Poble Nou km 5.5, 43540 Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, Spain

^g Institute of Environment and Marine Science Research (IMEDMAR-UCV), Universidad Católica de Valencia SVM, C/Explanada del Puerto S/n, 03710 Calpe, Alicante, Spain

^h Department of Marine Science and Applied Biology, University of Alicante, Carretera San Vicente del Raspeig s/n, 03690 Alicante, Spain

ⁱ Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía, C/Varadero s/n, 30740 San Pedro del Pinatar, Murcia, Spain

^j Escola del Mar, Ajuntament de Badalona, Spain

^k Plàncton, Divulgació y Serveis Marins, Calle Número Vint-i-tres, 284, local 2 (Urb. Les 3 Cales), L'Ametlla de Mar, Spain

^l Institut de Ecologia Litoral, Carrer de Sta. Teresa, 50, 03560 El Campello, Alicante, Spain

^m Estació d'Investigació Jaume Ferrer, Instituto Español de Oceanografía (IEO), Mahón, Spain

* Corresponding author.

E-mail address: c.marco@ceab.csic.es (C. Marco-Méndez).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168404>

Available online 7 November 2023

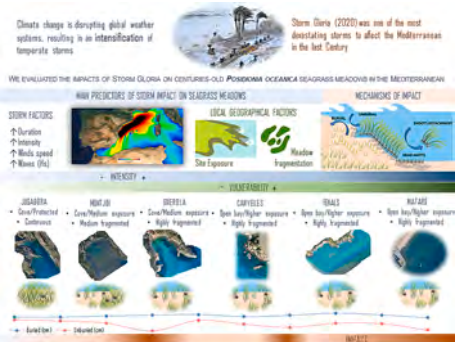
0048-9697/© 2023 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

HIGHLIGHTS

- Climate change exposes temperate coastal systems to increasingly intense storms.
- We report impacts of Storm Gloria on long-lived Mediterranean seagrass meadows.
- Impacts aligned with storm strength causing widespread meadow burial and unburial
- Fragmented and exposed meadows were the most vulnerable to storm damage.
- Managing meadow integrity is vital to climate resilience as intense storms increase.

GRAPHICAL ABSTRACT

Graphical abstract showing main driving factors of the storm impact on *Posidonia oceanica* meadows. Combined factors influencing level of burial and unburial are shown for six of the most affected meadows.



ARTICLE INFO

Editor: Julian Blasco

Keywords:
Extreme events
Burial
Unburial
Erosion
Patchiness
Climate change

ABSTRACT

Extreme storms can trigger abrupt and often lasting changes in ecosystems by affecting foundational (habitat-forming) species. While the frequency and intensity of extreme events are projected to increase under climate change, its impacts on seagrass ecosystems remain poorly documented. In January 2020, the Spanish Mediterranean coast was hit by Storm Gloria, one of the most devastating recent climate events in terms of intensity and duration. We conducted rapid surveys of 42 *Posidonia oceanica* meadows across the region to evaluate the extent and type of impact (burial, unburial and uprooting). We investigated the significance of oceanographic (wave impact model), geomorphological (latitude, depth, exposure), and structural (patchiness) factors in predicting impact extent and intensity. The predominant impact of Storm Gloria was shoot unburial. More than half of the surveyed sites revealed recent unburial, with up to 40 cm of sediment removed, affecting over 50 % of the meadow. Burial, although less extensive, was still significant, with 10–80 % of meadow cover being buried under 7 cm of sediment, which is considered a survival threshold for *P. oceanica*. In addition, we observed evident signs of recently dead matte in some meadows and large amounts of detached drifting shoots on the sea bottom or accumulated as debris on the beaches. Crucially, exposed and patchy meadows were much more vulnerable to the overall impact than sheltered or continuous meadows. Given how slow *P. oceanica* is able to recover after disturbances, we state that it could take from decades to centuries for it to recoup its losses. Seagrass ecosystems play a vital role as coastal ecological infrastructure. Protecting vulnerable meadows from anthropogenic fragmentation is crucial for ensuring the resilience of these ecosystems in the face of the climate crisis.

1. Introduction

As climate change disrupts global weather patterns, the current century is likely to see an increase in the strength and frequency of intense storms (Masson-Delmotte et al., 2019) leading to increased coastal flooding, exacerbated by rising sea levels (Jevrejeva et al., 2012; Masson-Delmotte et al., 2019; Levermann et al., 2013). Despite their short duration, episodic weather events can lead to dramatic changes in ecosystems if they are extreme in size (extent of area disturbed) and/or intensity (physical energy of the event per area per time, according to Turner et al., 1998). This raises serious concerns for the future of biological communities subject to these disturbances (Gillett et al., 2004; Ángel Gaertner et al., n.d.). Nearshore ecosystems, both on land and the sea, face the brunt of intense storms, even as they protect coastal areas from damage. Current climate projections suggest that many coastal ecosystems face an uncertain future given the mounting levels of stress they are likely to experience over the current century (Chapter 3 AR6 Working Group II, IPCC, 2021).

Seagrass meadows are the most widespread vegetated coastal ecosystems in the world, and occur along the coastal fringes of all continents except Antarctica (UNEP-WCMC & Short, 2021). They are vital for coastal protection (Christianen et al., 2013; James et al., 2019), attenuating the energy of nearshore waves (Fonseca and Fisher, 1986; Hansen and Reidenbach, 2012), reducing tidal currents (Gambi et al., 1990;

Widdows et al., 2008) and protecting the seabed from erosion (Gacia and Duarte, 2001; Koch & Gust, 1999; Potouroglou et al., 2017). They are also responsible for a range of provisioning, regulatory, supporting and cultural services that directly benefit local communities (Cullen-Unsworth et al., 2014; Duarte et al., 2013; Ruiz-Frau et al., 2017). However, the integrity of these services can be severely disrupted by episodic storm events (Vacchi et al., 2017). Extreme storms and associated wind, tidal flow and sediment movement can bury seagrass shoots, expose roots and rhizomes, and even uproot entire plants (Frederiksen et al., 2004) resulting in sudden losses of seagrass cover (Gera et al., 2014). The effects of storms on seagrass meadows depend on the intensity and duration of the storm, and are typically mediated by sediment dynamics, particularly for shallow meadows (Gera et al., 2014; Oprandi et al., 2020). In addition, seagrass resilience can be further constrained by the biological features of the seagrass species, the characteristics of the meadow (i.e., shoot density, cover) and the biophysical environment (i.e., location, depth, level of exposure, fragmentation, etc.) (Unsworth et al., 2015). Given the current rate of loss in global seagrass area (Orth et al., 2006; Waycott et al., 2009; but see de los Santos et al., 2019), and the threats that these systems face in the near future (Hanley et al., 2020), any hope of maintaining the integrity of seagrass meadows is predicated on understanding how they respond to extreme weather events.

The impact of major coastal storms on shorelines is a result of a

combination of strong winds, high waves, storm surges and intensified currents. When waves reach the coast, they transfer energy that triggers dynamic sedimentary processes, leading to the formation of sand waves and substantial movement of sediment. These processes have the potential to cause significant alterations to coastal ecosystems, including seagrass habitats (Kirkman and Kuo, 1990; Preen et al., 1995; Fourqurean and Rutten, 2004; Gera et al., 2014). The motion of sand waves (Marbà et al., 1994) and migration of barrier-islands (Cunha et al., 2005) can lead to sediment accretion (i.e., burial) or sediment loss (i.e., erosion). At the shoot level, seagrass burial can reduce the available photosynthetic surface, or deteriorate the basal meristem of leaves, which can lead to seagrass shoot mortality when a burial threshold is exceeded (Boudouresque et al., 1984; Marbà and Duarte, 1994, 1995; Duarte et al., 1998; Manzanera et al., 1998; Mills and Fonseca, 2003; Cruz-Palacios and Van Tussenbroek, 2005; Cabaço et al., 2008, Gera et al., 2014). Erosion, in contrast, exposes belowground seagrass biomass to waves and currents. In fact, since rhizomes and roots are generally less flexible than aboveground plant parts, once exposed, they can be easily detached (Cabaço et al., 2008). This reduces the anchoring capacity of the meadow, compromising its overall resilience. At the meadow level, patchiness and/or fragmentation can reduce plant stability, significantly affecting its resilience (Duarte et al., 2007). Exposure and water depth can also constrain meadow responses to storms by mediating the amount of surge energy they are subject to (Vacchi et al., 2012). In fact, seagrass meadows often preferentially colonize sheltered coastal coves that may be protected from stormy conditions. Under extreme storms, exposed meadows tend to experience more erosion and burial than protected meadows (Oprandi et al., 2020). However, the influence of water depth can vary, with the impacts either increasing or decreasing with depth depending on the behaviour of the storm (Gera et al., 2014; Oprandi et al., 2020).

The recognition that intense temperate storms are part of a suite of processes linked to anthropogenic climate change has been slow in coming. However, the increasing intensity of storm events particularly in the Mediterranean has been associated more clearly to climate drivers. Storms in the Mediterranean have been classified by meteorologists as Mediterranean hurricanes or ‘medicanes’. These storms are characterized as intense mesoscale cyclones exhibiting several similarities with tropical hurricanes notwithstanding latitudinal differences (Tous and Romero, 2013; Cavicchia et al., 2014; Ángel Gaertner et al., n.d.). Until the end of the last century, medicanes were considered rare but in the last few decades, their frequency has increased to recur annually during autumn (Onorato et al., 2011). Future projections of wave climate in the Mediterranean Sea indicate significant changes in the frequency of extreme events (Kapelonis et al., 2015). According to the sixth assessment report of the IPCC, a slightly increased frequency and amplitude of extratropical cyclones, strong winds and extratropical storms is projected for northern, central and western Europe by the middle of the century and beyond and for global warming levels of 2 °C or higher (medium confidence). While the frequency of Medicanes is projected to decrease (medium confidence), their intensity is projected to increase by mid-century and beyond and for global warming levels of 2 °C or more (AR6, IPCC, WGI; Howarth and Viner, 2022). Despite their growing importance as climate drivers, comparing to our understanding regarding the effects of hurricanes and tropical storms affecting coral reefs (e.g., Knowlton et al., 1981; Hughes, 1994; Gardner et al., 2005), there is little knowledge about how extreme storms affect benthic communities in temperate regions such as the Mediterranean Sea. This lack of knowledge may partially be explained by the rarity and stochastic nature of extreme storms in the Mediterranean Sea, combined with the scarcity of baseline data and long-term studies, making it difficult to study the effects of these events (Teixidó et al., 2013). As a result, most of what we know of how seagrasses respond to catastrophic meteorological events comes from hurricanes and tropical storms (Correia and Smeed, 2022). These meadows are typically characterized by relatively short-lived species that grow in multispecies systems that

are often highly dynamic. These tropical meadows are ecologically distinct from monospecific, long-lived temperate meadows, that may show patterns of decline and recovery quite different from tropical systems. This lack of information is unsurprising since evaluating the impact of storms on nearshore seagrass meadows is not straightforward. Even if adequate ecological baselines exist, sampling in the immediate aftermath of an intense storm presents challenges, since rough weather may persist for a while after the event. Often, by the time surveys are conducted, much of the directly attributable signs of impact may already have changed, as secondary processes take over – this is particularly true for dynamic soft-sediment communities. Additionally, matching the scale of assessments with the extent of the storm is often unfeasible. As a result, our knowledge of how Mediterranean seagrass meadows respond to intense storm events is patchy, based on a few opportunistic studies, often conducted at small spatial scales. Studies of two major storms (Coast of Catalonia, Spain 2008; Cost of Liguria, Italy 2018) show that extreme environmental events can result in major losses of *P. oceanica* meadows; the single-day loss of seagrass area and hence of associated services could equal chronic losses from more than a century of human impact (Gera et al., 2014; Oprandi et al., 2020). As these events increase, it becomes an urgent imperative to determine the nature and extent of these impacts to quantify the full scale of the loss.

Storm Gloria hit the Western Mediterranean coast from 19th to 23rd January 2020 and was considered one of the most extreme storm events in the last few decades due its extent, intensity and duration (Amores et al., 2020). The principal goal of this study was to determine the extent and nature of its impact on seagrass meadows of the Mediterranean endemic, dominant and slow-growing species *Posidonia oceanica* across the region of its influence. We employed a series of coordinated rapid surveys in 42 meadows in the path of the storm designed at quantifying the amount of burial, unburial and uprooting of the meadow in the wake of the event. We also explored if site-specific factors related to wave impact (simulated with oceanic models modified from Amores et al., 2020), location (latitude, depth and type of exposure) or meadow characteristics (i.e., continuity or patchiness of the habitat) help explain the observed effects.

2. Material & methods

2.1. Storm Gloria

From January 19th to 23th, the whole eastern part of the Iberian Peninsula suffered intense precipitation (up to 400 mm per day), accompanied by strong winds (mean values of 54 km/h and wind gusts of up to 140 km/h), storm surge (up to 0.7 m), record wave height that surpassed 14 m, and unusual wave mean periods (over 9 s) (see the online report of the Spanish Meteorological Agency AEMET at http://www.aemet.es/es/conocermas/borrascas/2019-2020/estudio-s_e_impactos/gloria, in Spanish only; see also ICM-CSIC report by Berdalet et al., 2020). The storm Gloria was characterized by high easterly winds and an extreme wave state in the western Mediterranean (beating historical records in significant wave height for some buoys moored in the region since the 1990s) (Sotillo et al., 2021; de Alfonso et al., 2021). The prolonged effect of strong easterly winds on the sea surface, generated wind-waves affecting coastal regions across the entire basin (see Fig. 1; storm evolution from January 19th to 23th). According to a statement released by the Spanish Council of Ministers, on January 28th of 2020, the combination of strong winds and heavy rain caused storm surge, inland flooding, and mudslides across the country, leaving 14 casualties and 3 missing people. The Copernicus Emergency Management Service (EMS) reported that Gandia and Valencia Harbors were closed to shipping traffic, that the storm surge swept 3 km inland, destroying rice paddies and coastal features in the Ebro River delta. Although erosion affected all beaches to some extent, it was particularly severe in open beaches oriented towards the east (Berdalet et al., 2020).

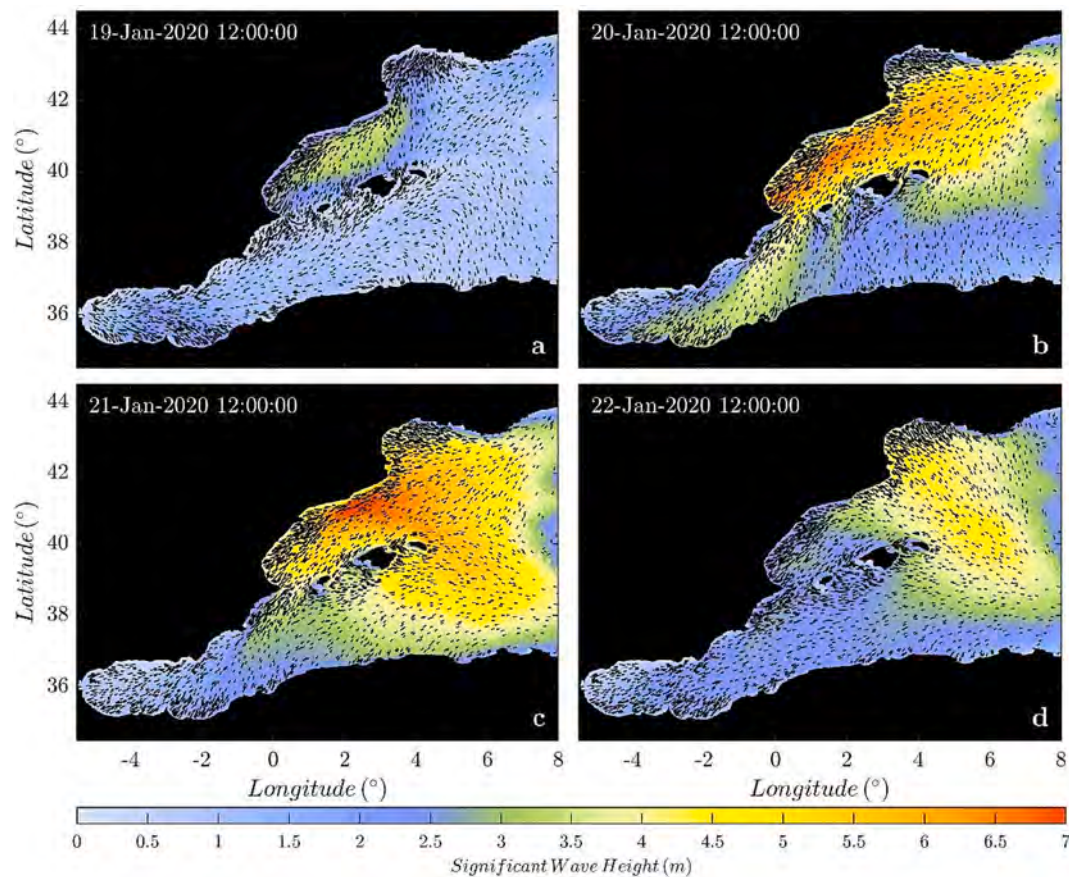


Fig. 1. Significant wave Height (m) evolution during Gloria storm (Amores et al., 2020).

2.2. Sampling design

Storms are inherently unpredictable and can exhibit dynamic features such as geographical migration and evolving intensity. Consequently, employing a predefined experimental design, especially in the case of a dynamic event like Storm Gloria, presents challenges. Traditional Before-After-Control-Impact (BACI) designs, often used in disturbance studies, are not suitable for assessing the effects of such unexpected extreme events. Storms, being ubiquitous natural phenomena, do not emanate from a fixed source; instead, they distribute their impact as they move. To address this challenge, we adopted a gradient approach in our sampling design, which accommodated the evolving nature of the storm's impact. We sampled areas anticipated to be heavily affected by the storm and coastal zones expected to experience minimal or no impact. This methodology allowed us to investigate the influence of storm impact, as simulated by an oceanographic model of the storm (detailed in Section 2.4), in addition to assessing each site's exposure to hydrodynamics based on coastal geomorphology and the influence of prevailing winds.

Our approach was, therefore, to uniformly conduct a rapid assessment across all regions, enabling us to comprehensively capture both the scale and immediate impact of the storm. We specifically selected response variables related to sediment levels, which were easy to measure (see next section) and provided data reflecting the impact immediately after the storm occurred. Furthermore, sediment levels have long been recognized as critical determinants of seagrass health (e.g., Gera et al., 2014), making them suitable proxies for evaluating the ecological impact intensity of the storm on *P. oceanica* seagrass meadows (see Section 2.3).

2.3. Field measurements

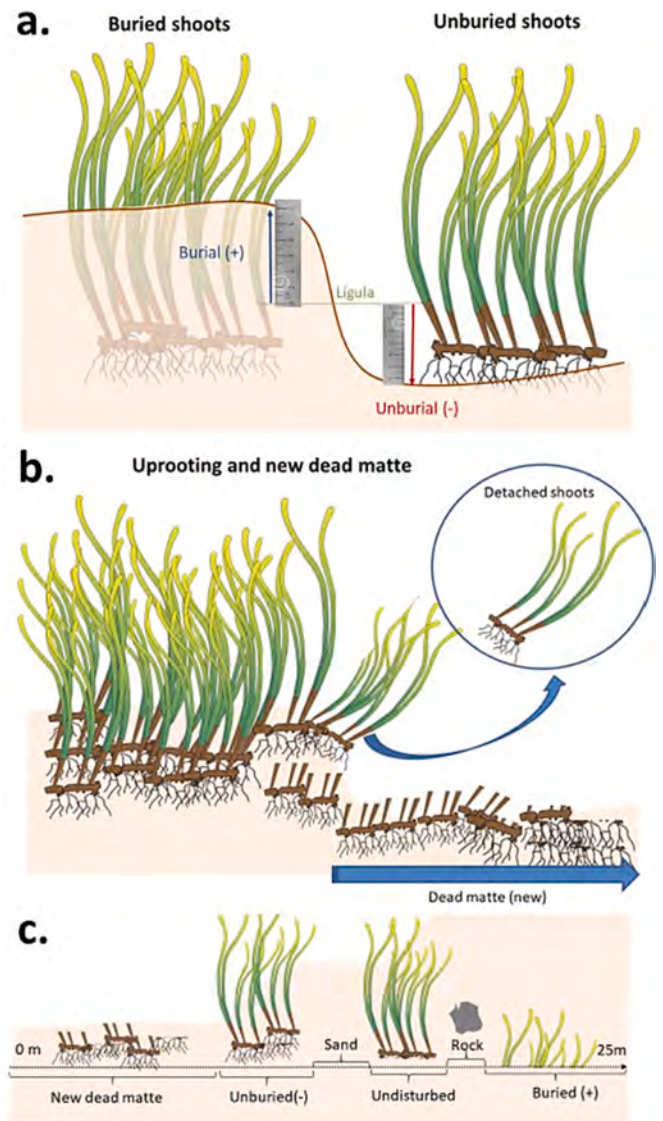
The direct effects of Storm Gloria on *P. oceanica* meadows were evaluated in the first two months after the storm when recent sediment movement such as plant burial or unburial and signs of uprooting attributable to the storm were still visible. Given the extent of the coast impacted by the storm and the narrow time window available to observe the impact (burial or unburial), the sampling was designed to be quick, and was conducted by a collaborative network of several institutions with access to the areas. We surveyed 42 stations across the affected coastline (including regions of Catalonia, Valencia, Murcia and the Balearic Islands) at different water depths (encompassing the depth range of each seagrass meadow) (Table 1; Fig. 1). We estimated the extent of the impact on seagrass meadows using randomly placed transects, following the protocol developed by Gera et al. (2014). At each location, one observer deployed a 25 m transect tape (always within the meadow and avoiding edges), while the second recorded each change in category observed along the line ($n = 4$ transects per site). The categories recorded were: (i) healthy *Posidonia* (areas with no signs of burial or unburial caused by the storm), (ii) buried *Posidonia* (areas with evident signs of burial after the storm: e.g., shoots with $>2-3$ cm buried, relative to the ligula, see below and Figs. 2a, 3A), (iii) unburied *Posidonia* with evident signs of sediment erosion after the storm (corresponding to >5 cm unburied, relative to the ligula, see below and Figs. 2a, 3B, C) (iv) new dead matte, areas where shoots and roots had been recently detached (uprooted areas within the dead matte were identified soon after the impact in situ and were characterized by having fresh leaves still attached, or no leaves but dead black roots, Figs. 2b, 3D, E) (v) old dead matte, (vi) sand and (vii) rock (Fig. 2c). The linear distance of each benthic category relative to the total distance of the transect (25 m) was transformed to obtain the percentage cover for each

Table 1
Localities of study.

	Area of study	id	Latitude	Longitude	Depth (m)
1	North Calalonia	Cala Jugadora-5	42°19'01,8"N	3°18'44,4"E	5
2	North Calalonia	Cala Jugadora-15	42°18'56,4"N	3°18'48,5"E	15
3	North Calalonia	Cala Montjoi-7	42°14'48"N	3°14'03"E	7
4	North Calalonia	Medes G1-5	42°2'49,39"N	3°13'16,7"E	5
5	North Calalonia	Medes G1-14	42°2'48,06"N	3°13'14,2"E	14
6	North Calalonia	Medes G2-6	42°2'40,88"N	3°13'5,8"E	6
7	North Calalonia	Medes G2-10	42°2'39,29"N	3°13'2,8"E	10
8	North Calalonia	Cala Giverola-4	41°44'10,0"N	2°57'16,0"E	4
9	North Calalonia	Tossa de mar-23	41°43'26,6"N	2°56'45,2"E	23
10	North Calalonia	Canyelles-5	41°42'09,8"N	2°53'0,7"E	5
11	North Calalonia	Canyelles-21	41°42'01"N	2°53'20,7"E	21
12	North Calalonia	Cala Frases-8	41°41'54"N	2°51'38"E	8
13	North Calalonia	Fenals-8,1	41°41'22,5"N	2°49'42,9"E	8
14	North Calalonia	Fenals-15	41°41'15,0"N	2°50'08,5"E	15
15	North Calalonia	Fenals-22	41°41'15,0"N	2°50'08,5"E	22
16	North Calalonia	Port de Blanes-13	41°40'20,9"N	2°48'05,8"E	13
17	North Calalonia	Mataro II-19	41°31'35,9"N	2°27'57,3"E	19
18	North Calalonia	Mataro I-12	41°31'33,0"N	2°28'15,2"E	12
19	South Calalonia	Cala Llobeta-5	40°55'28,5"N	0°50'56,5"E	5
20	South Calalonia	Cala Llobeta-9	40°55'28,5"N	0°50'56,5"E	5
21	South Calalonia	Calafato-6	40°55'14,1"N	0°50'29,9"E	6
22	South Calalonia	Cala Vidre-2	40°54'40,4"N	0°49'48,8"E	2
23	South Calalonia	L'estany Podrit-3	40°51'28,4"N	0°46'11,7"E	3
24	Mallorca (Balearic Islands)	Cala Millor-19	39°53,792"N	3°05,523"E	19
25	Mallorca (Balearic Islands)	Pollença-4	39°53,792"N	3°05,523"E	4
26	Menorca (Balearic Islands)	La Mola-12	39°51'50,6"N	4°18'50,6"E	12
27	Mallorca (Balearic Islands)	Cala Millor-9	39°36,373"N	003°24,385"E	9
28	Mallorca (Balearic Islands)	Cala Millor-7	39°36,070"N	003°23,573"E	7
29	Mallorca (Balearic Islands)	Cala Murada-6	39°26,605"N	003°16,695"E	6
30	Mallorca (Balearic Islands)	Cala Murada-10	39°26,582"N	003°16,701"E	10
31	Valencian community	Denia-10	38°52'20,4"N	0°05'30,0"E	10
32	Valencian community	Denia-6	38°51'42,6"N	0°05'37,6"E	6
33	Valencian community	Javea-12	38°47'56,1"N	0°11'30,4"E	12

Table 1 (continued)

	Area of study	id	Latitude	Longitude	Depth (m)
34	Valencian community	Javea-6	38°47'58,7"N	0°11'29,4"E	6
35	Valencian community	Cala mina-10	38°33'58,7"N	0°03'10,5"W	10
36	Valencian community	Cala mina-5	38°33'56,9"	0°03'11,4"W	5
37	Valencian community	Tabarca-12	38°10'16,35"N	0°28'43,58"W	12
38	Murcia	TM_5	37°44'24,92"N	0°43'14,995"W	5
39	Murcia	IG_32m	37°44'13,14"N	0°41'14,931"W	32
40	Murcia	IG_5m	37°43'45,63"N	0°42'44,202"W	5
41	Murcia	IG20m	37°43'41,828"N	0°42'14,355"W	20
42	Murcia	CAU_IG_12m	37°43'30,112"N	0°42'38,473"W	12

**Fig. 2.** a. Mechanism of impact by sediment burial and unburial, b. impact by shoots detachment and consequent new dead matte and c. transect methodology to estimate cover.

category. Whenever buried or unburied patches were observed along the transect, we also measured the sediment level with a ruler as the distance in cm between the ligula and the sediment surface (we measured at least 6 shoots per patch found along the transect, Figs. 2, 3A, B). Burial

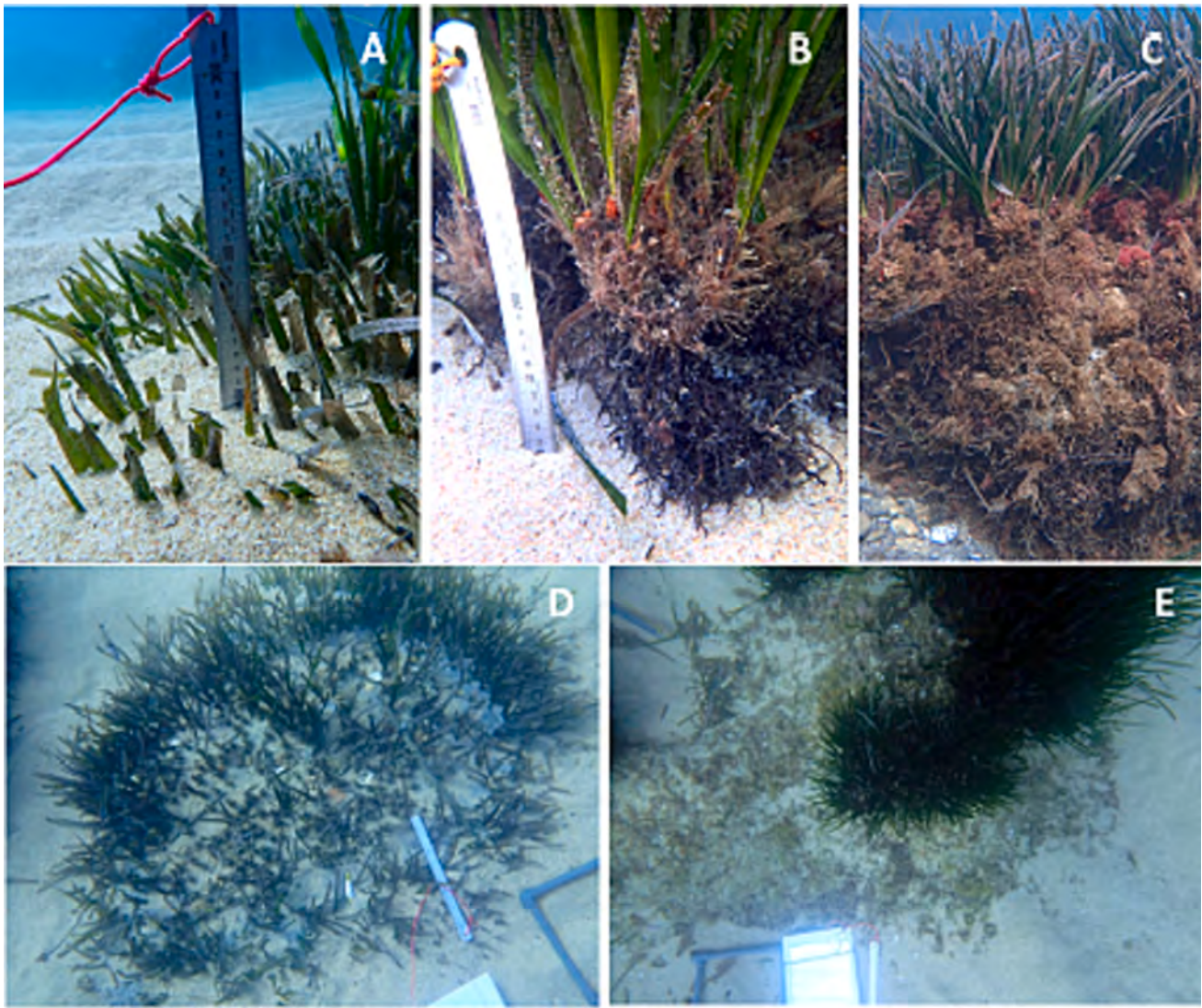


Fig. 3. Images of impacted meadows: A. Buried shoots (Fenals, shallow meadow); B and C. unburied shoots (Fenals and Montjoi shallow meadow); D. buried patch with shoots mortality and E: dead mat (new) at Fenals shallow meadow.

values were assigned positive values (e.g., shoot ligula buried under 3 cm of sediment: sediment height = +3 cm), while unburied values were assigned negative values (e.g., shoot ligula 10 cm above the sediment surface: sediment height = −10 cm). As indices of the **extent** of the storm impact, we used the following response variables: (i) the percentage of meadow that was buried under sediment along the transects (above +2–3 cm distance between ligula and sediment height), (ii) the percentage of meadow unburied along the transect (below −5 cm distance between ligula and sediment height). In addition, as an index of the **intensity** of burial and unburial, we used the average values of *P. oceanica* (iii) burial (positive) or (iv) unburial (negative) in cm of sediment height for each transect obtained from the measurements with the ruler. In addition, we constructed an index of **combined impact** based on burial and unburial values known to cause significant impacts or mortality in *P. oceanica*. For this, we used a subset of data where only

values higher than +4 cm for burial and below −10 cm for unburial were included, corresponding to sediment heights at which shoot mortality reaches 60 % and 50 %, respectively (Gera et al., 2014, unpublished results). For some of the meadows included in this “subset”, unburial values before the storm were: among -4.2 ± 0.4 cm (2014), -4.9 ± 0.3 cm (2016), -4.6 ± 0.3 (2018), which makes reasonable the threshold we chose (Hereu et al., 2018). Then we calculated the overall impact of the storm on meadow where shoots were buried (A) and unburied (B) as a simple multiplication of extent and intensity:

$$\text{unburial impact A} = \frac{\text{unburied\%}(\text{below} - 10\text{cm}) \times 100}{\text{Total meadow}} \times [\text{abs}(\text{unburied}_{\text{cm}})]$$

$$\text{burial impact B} = \frac{\text{buried\%}(\text{above} + 4\text{cm}) \times 100}{\text{Total meadow}} \times \text{buried}_{\text{cm}}(1) \text{Total meadow (\%)} = \text{Posidonia healthy (\%)} + \text{Unburiedp (\%)} + \text{Buriedp (\%)}$$

where “unburied% (below −10 cm)” and “buried% (above +4 cm)” are the percentage of the meadow with shoots unburied >10 cm and with shoots buried >4 cm, respectively; “[abs(unburied_{cm})]” and “buried_{cm}” the average sediment height (in cm) eroded or buried, respectively; and “total meadow” the percent of transects in the meadow with *Posidonia* cover (including healthy, buried and unburied *Posidonia*).

Finally, we summed A and B as a proxy of “combined impact” (v):

Combined impact = unburial impact A + burial impact B

2.4. Explanatory variables

To determine the factors influencing the impact of Storm Gloria in seagrass meadows (response variables, see Section 2.2) we measured several potential explanatory variables, including: Latitude of the meadow, meadow depth (m), degree of shelter/exposure to wave action, meadow patchiness (% of sand in the transect) and modelled wind-waves arriving at the meadow (see next paragraph for details on the wave model). Longitude and latitude were obtained with a GPS, depth was measured using dive computers and the type of substrate was obtained from the transects. Degree of exposure to storm Gloria was obtained by analyzing the orientation of each location with the Google Earth gridlines tool (<https://earth.google.com>, Google Earth Pro 7.3.2.549, July 23, 2018, Spain, Eye alt 800–500 m. Access: March 15, 2021). Since Gloria winds were mostly easterlies (Amores et al., 2020; Berdalet et al., 2020; de Alfonso et al., 2021), therefore, meadows oriented towards dominant winds were considered more exposed than the north west oriented (N, NW and W: 0; NE and SW: 0.5; S and E: 1 and SE: 3). In addition, in this rank, meadows located in open bays were considered more exposed than meadows located in sheltered coves (based on coastal damages reported in ICM-CSIC-report by Berdalet et al., 2020). Therefore, the degree of exposure was the sum of all wind components that could impact each location based to their orientation and geomorphology (rank from 0 to 6).

The wind-wave generated cumulative impact from 5 to 35 km off the coast was calculated following Amores et al. (2020), and integrated for the entire duration of the storm. The generated storm surge and wind-waves were simulated for the entire duration of storm activity (17–26 January 2020) with a SCHISM model (Semi-implicit Cross-scale Hydroscience Integrated System Model; Zhang et al., 2016) in its 2DH barotropic mode, fully coupled with the spectral wave model WWM-III (Roland et al., 2012), with an average resolution between 1 and 2 km along the coastlines and outputs every 30 min. Further details of the model configuration, its performance and the complete study of Storm Gloria can be found in Amores et al. (2020). Figs. S1, S2 and S3 details the computational procedure used to obtain the cumulative storm impact index for seagrass meadows located near Lloret de Mar (Fenals, S1), Mataró (S2) and Dénia (S3) (red dot in panel a). For the three figures, panel (a) shows the significant wave height (H_s) field on January 21th at 08:00 (Fenals and Mataró) and January 20th at 06:00 (for Dénia), when the storm was at its peak at each of the analyzed points. The first step was to consider only those parts of the ocean where waves were travelling straight (with a tolerance of $\pm 10^\circ$) towards the target point (panel b). Then, a spatial mask of possible locations from which the waves could affect the point was applied (grey zone in panel c). In this example, the areas behind the Balearic Islands are filtered out because waves from there could never reach the target point. We then used the maximum significant wave height inside a circle with a radius of 0.5° as a measure of the impact at that time step (blue circle in panel c). This procedure was repeated for all time steps resulting in a time series of maximum significant wave heights directly affecting the studied point from all physically possible directions (panel d).

Finally, the cumulative storm impact index was defined as:

$$I = \frac{1}{t_{end} - t_{start}} \int_{t_{start}}^{t_{end}} H_{s,max}(t) \cdot dt$$

Table 2

Index of wave impact (IWI). For each locality, the model can create a large number of impact variables combining the distance ratio from the source (from 5 km to 45 km) and the arc degree set (from 10 to 50). Here we present the 45 combination we used to create a single Index of wave Impact (IWI) for the selected distances.

Index of wave impact					
Arc ($\pm^\circ$)	Distance ratio from source (km)				
	5	15	25	35	45
10	m510	m1510	m2510	m3510	m4510
15	m515	m1515	m2515	m3515	m4515
20	m520	m1520	m2520	m3520	m4520
25	m525	m1525	m2525	m3525	m4525
30	m530	m1530	m2530	m3530	m4530
35	m535	m1535	m2535	m3535	m4535
40	m540	m1540	m2540	m3540	m4540
45	m545	m1545	m2545	m3545	m4545
50	m550	m1550	m2550	m3550	m4550
Arc (averaged)	IWI_5	IWI_15	IWI_25	IWI_35	IWI_45

This definition considers not only how hard each location was hit by storm-generated waves, but also for how long they were affected, and only by those waves coming from physically possible locations. Sensitivity tests were performed to fix the tolerance value of the possible incoming directions and the maximum allowed distance from the source point to select the maximum significant wave. The model was set to calculate the cumulative storm impact index (hereinafter: Index of Wave Impact or IWI) from 5 to 45 km ratio of distance from the source point (each station) and from 10° to 50° giving 45 different combinations (Table 2). We worked with IWI-5 km, IWI-15 km, IWI-25 km and IWI-35 km for statistical analyses.

2.5. Data analyses

The effect of the storm on seagrass meadows was assessed using five response variables: (1) the percentage cover of meadow buried and (2) unburied obtained from each transect (% of meadow buried >2–3 cm or unburied >5 cm with respect to the total meadow cover along the transect), (3) *Posidonia oceanica* buried (cm) (4) and unburied (cm), obtained from random measurements in the areas of the transect where burial or unburial was detected (in cm), and the combined impact (5).

We ran five Generalized Linear Models (GLM) to assess if the predictors latitude, depth, meadow patchiness (that was obtained as the percentage of sand within the meadow), degree of exposure and the Index of Wave Impact (IWI) influenced any of the five response variables describing the effects of the storm on *P. oceanica* seagrass meadows (Table 2). For model 1 (response: burial_{cm}), model 2 (response: unburial_{cm}) and model 5 (response: combined impact) we used a Gaussian distribution (with a logarithmic link function). In model 3 (response: % burial) and 4 (response: % unburial) we used a Quasi-Poisson distribution. Quasipoisson is generally recommended when data are overdispersed counts, as ours was. We applied the ‘round’ function to convert any decimals to whole numbers, as required for this distribution (Zuur 2009). All explanatory variables were introduced into the model as fixed continuous variables. In all cases, the model selection was based on the Akaike’s Information Criterion (AIC) and log-likelihood ratio tests (Zuur et al., 2009). Data were checked for normality by visually inspecting plots of residuals and fitted values. All data were analyzed with the packages MASS (Venables and Ripley, 2002) and stats in the statistical software R (R Development Core Team, 2012).

To provide context for our results regarding baseline sediment levels, we conducted a GLM analysis to evaluate the differences in unburial levels for a subset of six seagrass meadows. These meadows had measurements taken both before the storm, thanks to long-term monitoring programs spanning from 2014 to 2020, and after the storm using data from this study. Our analysis revealed significantly higher unburial

levels in seagrass meadows after Gloria (our data, 2020-G in S5a, b) than those obtained before the storm by the long-term monitoring program (see 2014_C, etc.... S5a, b). However, it is important to note that the differences in unburial levels were less pronounced in monitoring data alone (excluding the data from this study) before and after the storm. This discrepancy may be attributed to the common practice of avoiding sampling near the edges of the meadows in most long-term monitoring programs, while these edge areas are the most impacted during storm events. Therefore, when comparing our results to those from long-term monitoring programs, it is advisable to exercise caution. Despite of this, meadows such as Cala Jugadora-15 and Mataró I-12 proved to be the most affected after the storm, recording higher values of unburial in both 2020-C and 2020-G (see S5a). We hope that this information could help to better understand the decision we made concerning sampling design, the threshold of impact (burial/unburial) we chose (see Section 2.4) and the interpretation of results.

3. Results

3.1. Storm impacts on seagrass meadows

Storm Gloria was particularly intense across the entire northwestern Mediterranean coast explored from the north of Catalonia (42° N) to Murcia (37° N), and the Balearic Islands. At the beginning of the storm, the maximum wave height value was reached in Gulf of Valencia, but the impact shifted to northern latitudes in Catalonia, where extreme wave heights lasted longer (Fig. 1). The principal nature of its impact on *Posidonia oceanica* was in the form of shoot unburial. Of the 42 localities studied, half showed >50 % of the meadow unburied, and eight of these meadows had >70 % of the area unburied (at least 10 cm unburial). Six of these severely affected meadows were located in the northern sector of the studied area (north of Catalonia, e.g., Cala Jugadora-5, Medas I-5, Medas II-10, Tossa-23, Mataró II-19, Cala Llobeta-9) and two in the central sector (Valencia, e.g., Cala Mina-10 and Tabarca-12) (Figs. 4, S4). The level of unburial (mean $\pm$ SE in cm) had the highest average values in Cala Giverola-4 (-43.5 ± 11.7 cm), Canyelles-21 (-21.1 ± 4.23 cm), Fenals-8 (-32 ± 1.4 cm) and Mataró I-12 (-40.3 ± 5.2 cm) all located in the northern coast (Figs. 4, 5). Apart from unburial, several meadows also had extensive areas buried under the sediment (Figs. 4, 5). The meadows most affected by burial were Canyelles-5 (78 %), Fenals-22 (47 %), Denia-10 (32 %) and Jávea-6 (42 %) (Figs. 4, S4). The intensity of burial (i.e., the amount of sediment above the shoots' ligula, in cm) was variable across the coast. Eleven location showed isolated measures above 10 cm, but only three of them (e.g., Canyelles-5, Fenals-15 and Cala Vidre-2) (Fig. 4 top and bottom) showed averaged measures >7 cm of burial (mean $\pm$ SE cm of burial), which is known to cause >80 % of shoot mortality (Gera et al., 2014). We also observed signs of recent uprooting of shoots, which in some meadows affected >30 % of their area: Cala Jugadora-15, Canyelles-21, Mataró I-12, Cala Vidre-2, Cala Murada-10, TM-5, IG-12 and Cala Montjoi-7. These meadows were often characterized by a high level of patchiness, with sand cover and dead matte representing >50 % of the meadow (Fig. S4).

3.2. Model output: Index of Wave Impact (IWI)

The Index of Wave Impact (IWI) obtained from the model at increasing distances from each locality showed similar trends. All IWIs showed that the highest impact by wave action (integrated for the entire duration of the storm) was concentrated in the northern coast of Catalonia, between Medas II and Mataró I (IWI values 3–4) (Figs. 5, S1 and 2). Another maximum was recorded in the southern coastline at Denia-10, Denia-6, (IWI values around 3) (Figs. 5, S3). Although the highest H_s was recorded for Denia on January 20 (8 m), the Index of Wave Impact (which included the entire duration of the storm) showed that the northern coast of Catalonia was the area most heavily affected by Storm Gloria.

3.3. General Linear Models (GLMs)

Results from all GLMs with different combination of factors showed that latitude, degree of exposure of the meadow and meadow patchiness (percentage of sand within the meadow) were the most significant factors influencing the amount (in cm) of unburial and burial of *P. oceanica* meadows ($p < 0.001$ and $p < 0.5$ respectively; Fig. 6a and b, Table 3). The area affected by unburial (% unburial cover) was best explained by latitude and meadow patchiness (percentage of sand within the meadow, $p < 0.01$ and $p < 0.001$ respectively, Table 3; Fig. 7a), with a moderate influence of depth ($p < 0.05$, Table 3). Buried cover was significantly influenced by the Index of Wave Impact (IWI) at 5 and 25 km distance from the source ($p < 0.001$; Table 3; Fig. 7b). Analyses of the combined impact variable concurred with these overall results, identifying exposure as the most significant drivers of cumulative impact recorded along the affected coastline (Table 3).

4. Discussion

As global weather patterns get disrupted with climate change, large infrequent disturbances are becoming more intense and frequent. Historically extreme storms like Gloria are increasingly common, testing the integrity of the ecological infrastructure of coastal systems. For 5 days between the 19th and 23rd of January 2020, Storm Gloria was active over >5 degrees of latitude across the Iberian Peninsula from the north of Catalonia to Murcia (overall ca. 3000 km of coastline) and the Balearic Islands (overall ca. 1000 km of coastline). The event was unusual not merely in its extent but also its intensity. Within a few weeks after the storm, *Posidonia oceanica* meadows showed three types of impacts: burial, unburial and uprooting. The storm resulted in significant sediment movement, as evidenced by nearly all surveyed meadows showing signs of unburial. This indicated that Storm Gloria had a greater erosive than rather than accretive impact. The worst of this impact, both in the extent and intensity of unburial, was borne by meadows in the northern sector of the coastline, where exposure to the storm was highest (based on their orientation and geomorphological features), and where meadows were patchiest. The intensity of burial (cm) was similarly influenced by latitude and exposure, while its extent (burial cover) was mostly influenced by wave impact (IWI-5 and IWI-25). These northern meadows also had frequent signs of uprooting, often with detached, drifting shoots still present in the meadow at the time of sampling (personal observation). These results were well-predicted by our hydrodynamical model – the impact of the storm on *P. oceanica* meadows mapped closely with the energy input along the coastline. Our results indicate that while there was a distinct regional signature to the storm's impact, the vulnerability of affected meadows was strongly influenced by local exposure and patchiness.

Our model simulations showed that while the overall maximum wave heights were recorded in the region of Valencia (offshore from the city of Denia), the highest cumulative wave impact (for the entire duration of the storm) was experienced on the Catalonia coast (IWI = 3–4) (see S2; S3). This is concurrent with other studies which also reported that extreme wave heights (over a threshold) lasted longer in Catalonia (de Alfonso et al., 2021). The impact along the coastline caused strong beach erosion, flooding in many coastal sections, and the destruction of coastal infrastructures (breakwaters, etc.) (ICM-CSIC report by Berdalet et al., 2020), even in areas not exposed to maximum wave heights (e.g., Cala Millor). The magnitude of the storm's erosive impact on the coast was driven not merely by the physical characteristics of the storm itself, but also by coastal features that determined coastal exposure and vulnerability to waves and storm surge (see S3 diagram). Indeed, some localities in the northern part of the surveyed coastline with the highest cumulative wave impact indices were also highly exposed either because of their orientation (e.g., Cap de Creus), because they were open bays or non-enclosed beaches (Fenals, Mataró), or because the type of substrate (sand vs rocks or pebbles). This agrees

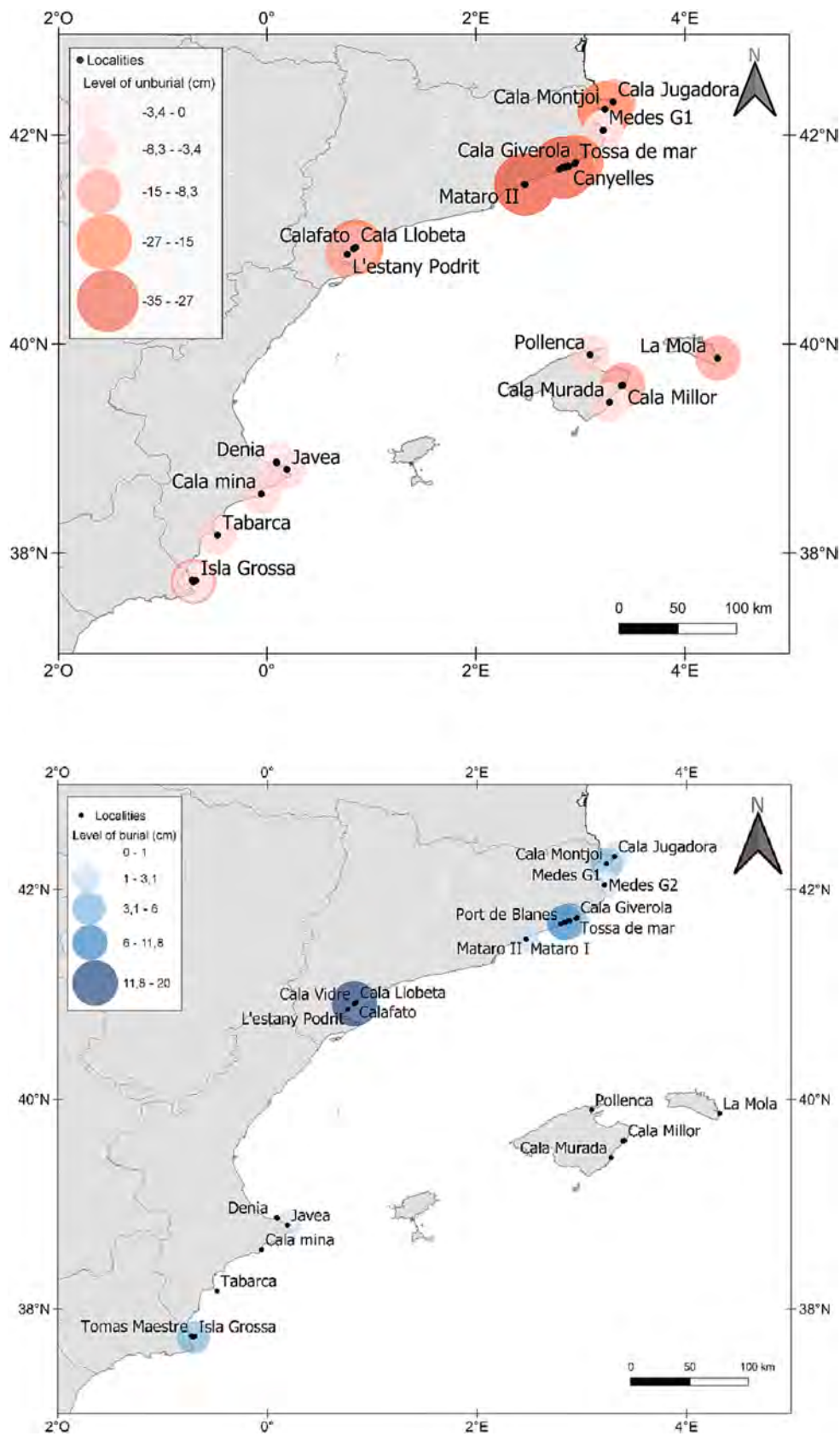


Fig. 4. Map of the Impact: unburial (top); burial (bottom).

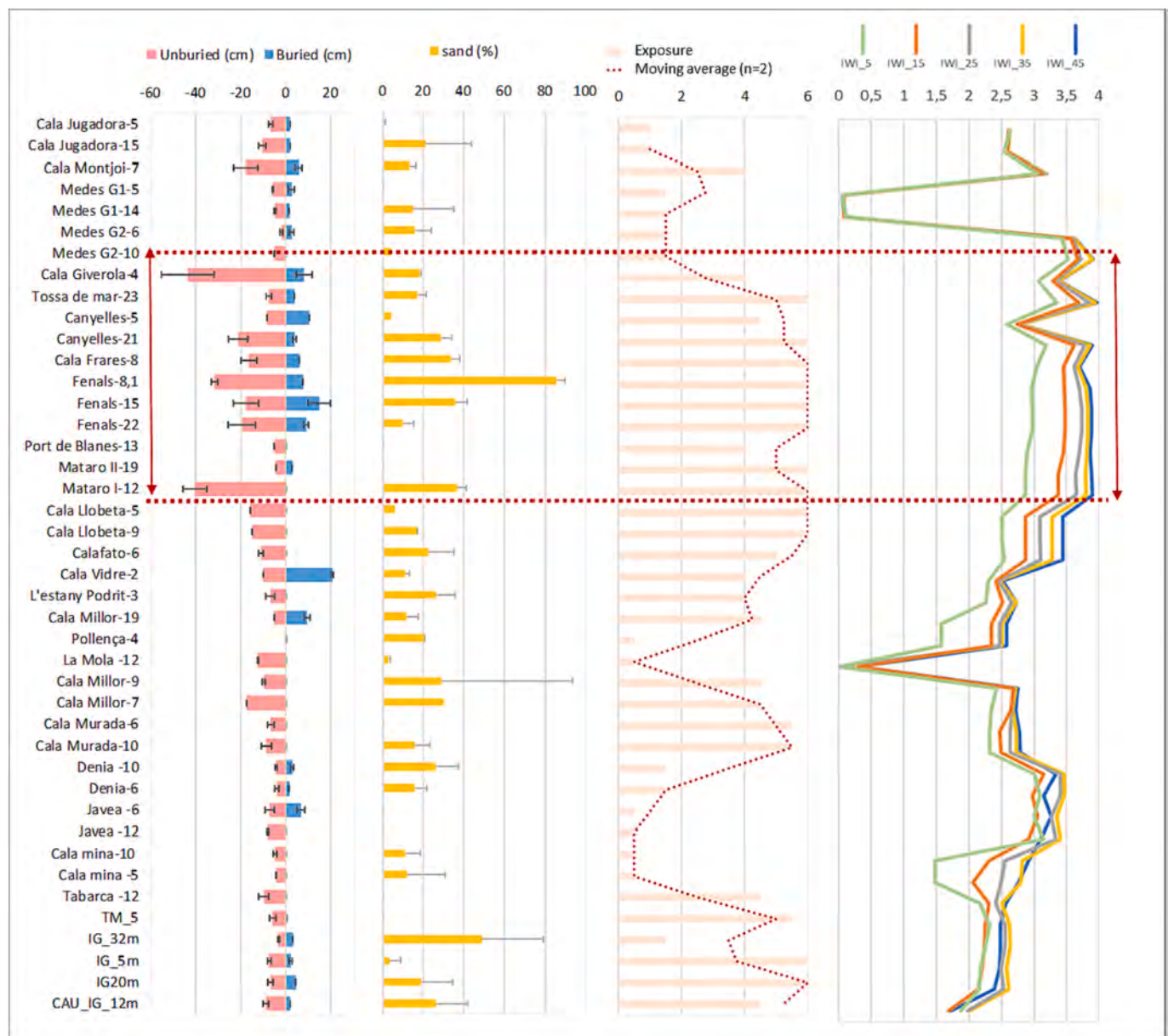


Fig. 5. Average level of unburial vs burial (cm) for the different location (ordered from North to South) and Index of Wave Impact (IWI) obtained for distance from 5 to 45 km. Colored lines indicate the different arc degree used on the model. Red dashed lines and arrows indicates locations with the highest values of unburial (cm) which concur with highest IWI at all distances.

with a report published months after the storm, that showed that the Catalan coast was significantly affected by erosion, particularly open beaches facing east and northeast (ICM-CSIC report by Berdalet et al., 2020).

4.1. Mechanisms of impact on seagrass meadows: unburial, burial and uprooting

The most visible sign of Storm Gloria's erosive force was the dramatic damage it wreaked on coastal infrastructure and the region's many beaches (ICM-CSIC report by Berdalet et al., 2020). Below water as well, as our results indicate, its impact on nearshore systems was also dominated by strong erosive processes. Sediment displacement is one of the main mechanisms of storm influence on seagrass ecosystems (Marbà et al., 1994; Cunha et al., 2005). The movement of sediment brings with it a host of related stressors that together test the integrity and optimal functioning of meadows. Apart from increasing turbidity and reducing

light availability, sediment movements also cause the burial or unburial/uprooting of shoots, roots and rhizomes (Frederiksen et al., 2004). This lead to alteration or destruction of the meadows (e.g., reduction of overall abundance with concomitant reductions in biomass and productivity), not only due to the direct effects of the sediment redistribution, but also due to the associated effects of the increased water turbidity (Guidetti, 2001). The extensive unburial of *Posidonia oceanica* shoots in most of the localities we surveyed (half of them with >50 % of their cover unburied), left seagrass roots and rhizomes highly exposed. Although this unburial does not translate to mortality in the short term, over time, unburied shoots will see a gradual erosion of the anchoring capacity of the species, reducing the meadow's ability to resist even low-intensity storm surge events in the future (Cabaco and Santos, 2014). From our preliminary evaluations of the short-term effects of unburial based on data collected immediately after the storm, beyond 10 cm of unburial, *P. oceanica* meadows start to show signs of mortality. Beyond 20 cm of unburial the studied meadows showed 100 % mortality

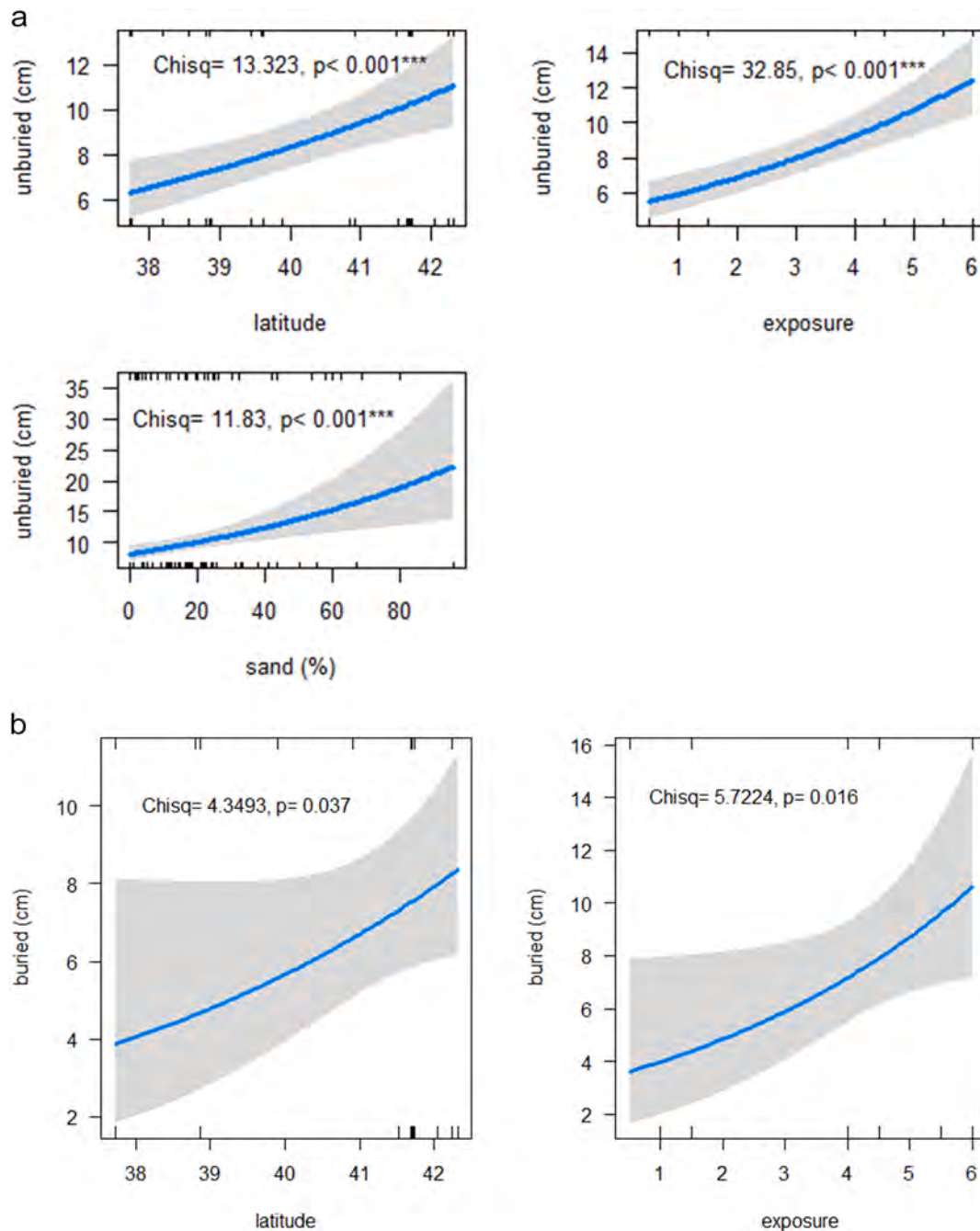


Fig. 6. a: General Linear model plots for response variable, unburied (cm) and the significant explanatory variables: latitude, depth and exposure. The grey areas represent confidence bands.

b: General Linear model plots for response variable, burial (cm) and significant explanatory variables latitude and exposure. The grey areas represent confidence bands.

(Marco-Méndez et al., in prep.).

At some meadows, apart from unburial, plant uprooting (fully detached from the ground) was also widespread, with cover values as high as 30 % in some localities. Several weeks after the event, large amounts of detached shoots were still drifting on the sea bottom or had accumulated as debris on the beaches, and meadows had large tracts of newly formed mat. This uprooting represents a significant, and potentially long-term change to meadow structure, altering its continuity and making it vulnerable to a host of other flow-on edge effects. The unusually high impact that accrued on northern meadows is a synergy between: i) the high intensity and duration of waves impact (IWs); ii) high exposure due to meadow orientation (the direction of the

facing waves) and iii) meadow patchiness. As with unburial, some of the meadows most impacted by uprooting were highly patchy before the storm (Pagès et al., 2014), attesting to the vulnerability of fragmented meadows to physical disturbance (Fonseca and Bell, 1998). Between burial and uprooting, these patchy meadows could see a rapidly accelerating loss of patch size and cover with each new storm.

While erosive processes were widespread along the path of the storm, sediment deposition also contributed significantly to the observed impact on meadows. The effects of burial directly translate to mortality in just a few weeks. *P. oceanica* can withstand sediment burial until a sharp threshold of around 4–5 cm; beyond 8–9 cm, shoot mortality rises to ~100 % (Boudouresque et al., 1984; Marbà and Duarte, 1994, 1995;

Table 3
General Linear Model analyses for the different response variables investigated and the effects tested. Model distribution and transformation are indicated for each variable. Final GLM model after AIC adjustments, p-values and level of significance are indicated (*p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001, ns: no significant). Significant predictors are highlighted in bold.

Response variable	Effects tested	Family model (GLM)	Response transf.	Final model	Chisq	Df	p-Value	vif
<i>P. oceanica</i> unburied (cm)	Latitude	Gaussian	Model 1: Log	Latitude	13,323	1	0,000	***
	Depth			Depth	2799	1	0,094	ns
	Exposure			Exposure	32,856	1	0,000	***
<i>P. oceanica</i> buried (cm)	Sand	Gaussian	Model 2: Log	Sand	11,827	1	0,000	***
	IWI_5 to IWI_35 (each IWI distance was tested separately)			Latitude	4349	1	0,037	*
				Depth	2693	1	0,100	ns
<i>P. oceanica</i> unburied (%)		Quasi Poisson	Model 3: Round	Exposure	5722	1	0,017	*
				Latitude	6826	1	0,008	**
				Depth	4157	1	0,041	*
<i>P. oceanica</i> buried (%)		Gaussian	Model 4a: Round	Sand	30,687	1	0,000	***
				Latitude	0,865	1	0,352	ns
				Sand	0,213	1	0,644	ns
Combined impact ^a		Gaussian	Model 4b: Round	IWI_5	19,931	1	0,000	***
				Latitude	0,564	1	0,452	ns
				Sand	0,813	1	0,367	ns
		Gaussian	Model 5: sqrt	IWI_25	14,563	1	0,000	***
				Exposure	13,747	1	0,000	***

^a This variable was created as a combination of the four variables investigated (see Material and methods section).

Duarte et al., 1998; Manzanera et al., 1998; Mills and Fonseca, 2003; Cruz-Palacios and Van Tussenbroek, 2005; Cabaço and Santos, 2007, 2012; Gera et al., 2014). Burial of the leaf meristem (and maybe also of the vegetative apex of the rhizome) could reduce oxygen availability for the tissues, and expose them to toxic compounds such as sulfide (Manzanera et al., 1998), a compound shown to be very toxic, even at low concentrations (Carlson et al., 1994). Some meadows surveyed in this study had large areas buried under >7 cm of sediment, which we expect will lead rapidly to widespread shoot mortality. Although shoot mortality was not directly assessed in this study, preliminary results show that burial levels of 6–7 cm caused 100 % shoot mortality across the studied meadows (manuscript in prep.). The intensity and extent of meadow burial intensity was linked to wave impact, latitude and exposure, clearly implicating the storm as a major agent of sediment movement.

4.2. Seagrass meadows and climate change

Seagrasses have suffered large-scale declines at alarming rates in response to increasing stressors mainly imputable to human activities and the consequent environmental changes they induce (Orth et al., 2006; Waycott et al., 2009; Marbà et al., 2014). All these severe impacts can affect the overall capacity of seagrasses to recover from disturbance. Damages to large slow-growing species, such as the Mediterranean *P. oceanica*, are viewed with particular concern since they rely mainly on vegetative clonal growth and their colonization is likely to occur over centuries (Duarte, 1995; Collier and Waycott, 2009; Erftemeijer and Robin Lewis, 2006; Jarvis et al., 2014). However, it is evident that the ability of seagrass to recover and the rate of recovery are largely dependent on the nature of the disturbance, its duration and spatial extent (O'Brien et al., 2018). In areas of the meadow where rhizomes survive, recovery can potentially proceed more rapidly (Collier et al., 2009). This is why maintaining meadows intact becomes of prime importance in a climate change age. Given the increased vulnerability of patchy meadows to storm damage, every subsequent disturbance is likely to accelerate processes of fragmentation, leading to a spiralling feedback of meadow loss because of physical losses and increased edge effects (Yarnall et al., 2022). These patchy fragmented meadows may have a reduced capacity to face future climatic events such as: frequent low intensity storms, infrequent high intensity storms or even other global-scale environmental changes (e.g., sea surface temperature, sea level rise and changes in salinity from altered rainfall patterns) (Connolly, 2012; Saunders et al., 2013; Connolly et al., 2018). This would mean a rapid unravelling of the coastal defense function that seagrasses like *P. oceanica* provide, with significant costs to coastal economies as tourist beaches erode more rapidly and nearshore infrastructure faces increased wave forces.

5. Conclusions

What do these results tell us about our ability to manage nearshore ecosystems in the face of climate change? For a start, we have to acknowledge that local geography will always render some habitats more vulnerable than others. Ecosystems growing on exposed capes and promontories are always going to experience the brunt of storm forces when they blow. However, this makes it all the more imperative to ensure that local action works to maintain ecosystems in as contiguous a state as possible, reducing anthropogenic fragmentation and habitat loss as much as possible. The recovery of these slow-growing systems is largely dependent on the return time of large storms and the role that local conditions may play in promoting site-specific recovery capacities. Here again local management can help promote seagrass recovery by maintaining water quality and preventing further physical damage of affected meadows. The return time of large storms is a big unknown. Although climate change scenarios indicate a general weakening of regular storms for this region, intense Gloria-like storms may actually

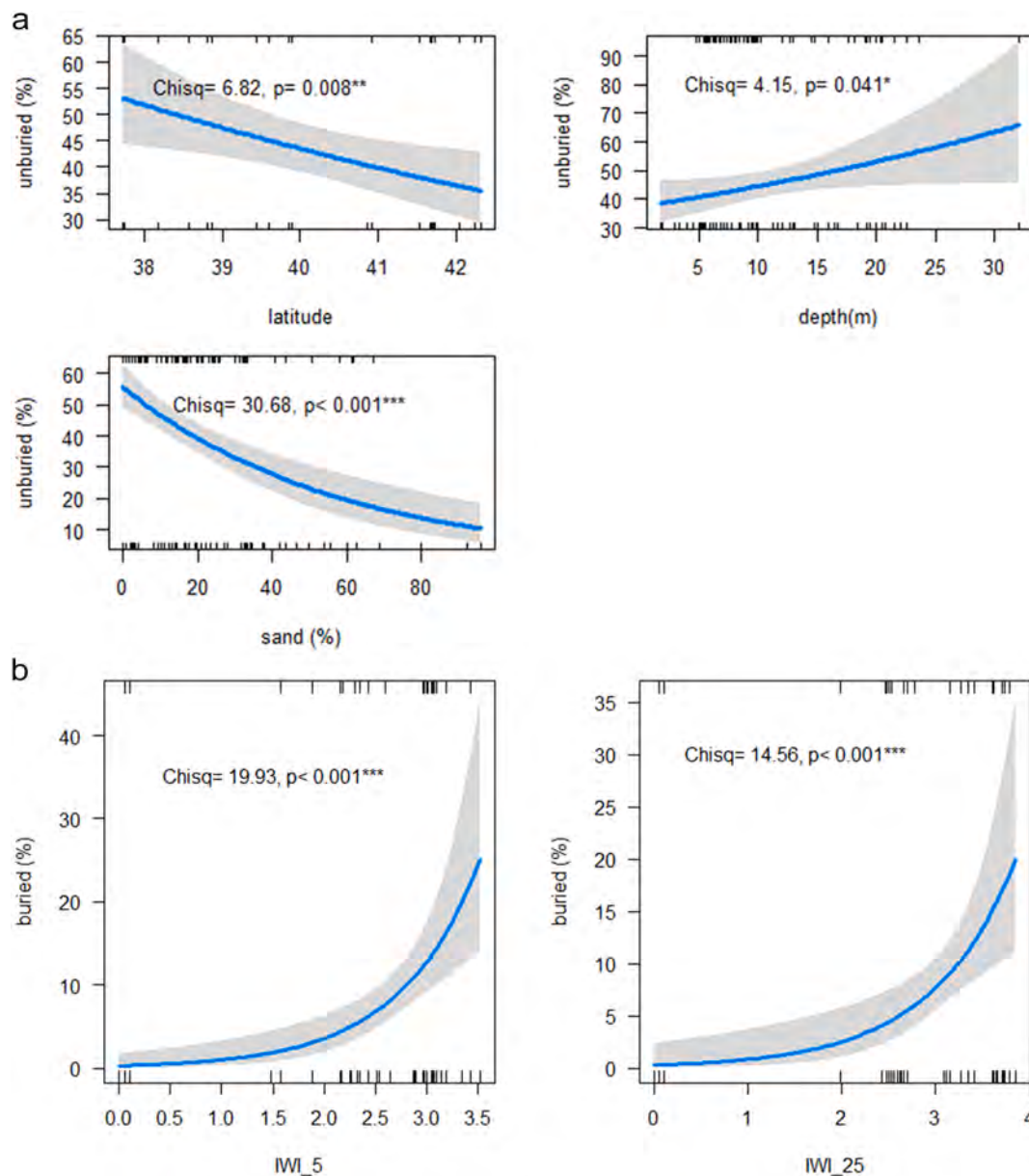


Fig. 7. a: General Linear model plots for response variable, unburial (%) and the significant explanatory variables: latitude, depth and sand. The grey areas represent confidence bands.

b: General Linear model plots for response variable burial (%) and the significant explanatory variables Index of Wave impact (IWI) at 5 and 25 km distance. The grey areas represent confidence bands.

increase over the next century. In the final analysis, if we need to get beyond symptomatic solutions, we need the global scale of the problem of climate change to be tackled with equally global solutions. While avoiding fragmentation is the best we can do locally, unless global climate change reverts, there is little that can be done to reverse the storm-driven declines of seagrass meadows.

CRediT authorship contribution statement

Candela Marco-Méndez: Writing – review & editing, Writing – original draft, Visualization, Supervision, Software, Resources, Project administration, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **Núria Marbà:** Writing – review & editing, Writing – original draft, Validation, Supervision, Resources, Project administration, Methodology, Investigation, Funding acquisition, Conceptualization. **Àngel Amores:** Writing – review & editing, Writing

– original draft, Visualization, Validation, Supervision, Software, Resources, Methodology, Investigation, Formal analysis. **Javier Romero:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Mario Minguito-Frutos:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **María García:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Jordi F. Pagès:** Writing – review & editing, Software, Resources, Investigation. **Patricia Prado:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Jordi Boada:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **José Luis Sánchez-Lizaso:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Juan Manuel Ruiz:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Gregori Muñoz-Ramos:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Neus Sanmartí:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Elvira Mayol:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Xavier Buñuel:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Jaime Bernardeau-Esteller:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Pedro Clemente Navarro:**

Martínez: Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Lázaro Marín-Guirao:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Carlos Morell:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Marlene Wesselmann:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Rita Font:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Iris E. Hendriks:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Xavier Seglar:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Judith Camps-Castella:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Eli Bonfill:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Aurora Requena-Gutiérrez:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Fabio Blanco-Murillo:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Javier Aguilar-Escribano:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Santiago Jimenez-Gutierrez:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Joaquín Martínez-Vidal:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Juan Eduardo Guillén:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Maria Elena Cefali:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Marta Pérez:** Writing – review & editing, Resources, Investigation. **Marta Marcos:** Writing – review & editing, Writing – original draft, Validation, Supervision, Resources, Methodology, Investigation. **Teresa Alcoverro:** Writing – review & editing, Writing – original draft, Validation, Supervision, Resources, Project administration, Methodology, Investigation, Funding acquisition, Conceptualization.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgement

This study was funded by the CSIC project “Effects of storm Gloria on the western Mediterranean meadows” (202030E052) and “Storms of change: as phenomena extreme weather alters Mediterranean coastal ecosystems, their services and their perception by society” (PID2020-113745RB-I00), state program of I+D+I Oriented to the Challenges of the Society and within the framework of the activities of the Spanish Government through the “Maria de Maeztu Centre of Excellence” accreditation to IMEDEA (CSIC-UIB) (CEX2021-001198). We want to thank the SPAS (Society of Fishing and Underwater Activities of Mataró) and the Mataró City Council, which has financed 25 years of the Alguer de Mataró project. We also want to express our gratitude to all the volunteers, interns, students and technicians that have been involved in field campaigns and collection of data within the collaborative framework: Blaumar diving center (Mataró), IRTA (Sant Carles de la Rapita, Tarragona), Plancton diving (Ametlla de mar, Tarragona), IEO (Murcia), IMEDEA (Mallorca), UA (Alicante), IEL (Alicante) and CEAB-CSIC (Blanes). English revision of the manuscript has been carried out by Rohan Arthur to which I am deeply grateful for his literary input and mentoring throughout the process.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168404>.

References

- Amores, A., Marcos, M., Carrió, D., & Gomez-Pujol, L., 2020. Coastal impacts of Storm Gloria (January 2020) over the north-western Mediterranean. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 20 (7), 1955–1968. <https://doi.org/10.5194/NHESS-20-1955-2020>.
- Ángel Gaertner, M., Jesús González-Alemán, J., Romera, R., Domínguez, M., Gil, V., Sánchez, E., Gallardo, C., Marcello Miglietta, M.E Walsh, K. J., Sein, D. V., Somot, S., Dell, A., Teichmann, C., Ahrens, B., Buonomo, E., Colette, A., Bastin, S., van Meijgaard, E., & Nikulin, G. (n.d.). Simulation of medicanes over the Mediterranean Sea in a regional climate model ensemble: impact of ocean-atmosphere coupling and increased resolution. doi:<https://doi.org/10.1007/s00382-016-3456-1>.
- Berdale, E., Marrasé, C., Pelegrí, J.L., 2020. Resumen sobre la Formación y Consecuencias de la Borrasca Gloria (19-24 enero 2020). Institut de Ciències del Mar, CSIC. <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/12496> (20 de marzo de 2020, 38 pp).
- AEMET report. Available online at: Borrasca Gloria. Spanish Meteorological Agency. http://www.aemet.es/es/conocerlasborrascas/2019-2020/estudios_e_impactos_gloria- (Accessed 30 August 2020) (in Spanish only).
- Boudouresque, C., Perret-Boudouresque, M., Knoepfler-Peguy, M., Boudouresque, C.F., Knoepfler-Peguy, M., 1984. INVENTAIRE DES ALGUES MARINES BENTHIQUES DANS LES PYRÉNÉES-ORIENTALES (MÉDITERRANÉE, FRANCE), 34 (1), 41–59. <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03019808>.
- Cabaco, S., Santos, R., 2007. Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 340 (2), 204–212.
- Cabaco, S., Santos, R., 2012. Seagrass reproductive effort as an ecological indicator of disturbance. *Ecol. Indic.* 23, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.022>.
- Cabaco, S., Santos, R., 2014. Human-induced changes of the seagrass *Cymodocea nodosa* in Ria Formosa lagoon (Southern Portugal) after a decade. *Cah. Biol. Mar.* 55, 101–108.
- Cabaco, S., Santos, R., Duarte, C.M., 2008. The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: a review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79 (3), 354–366. <https://doi.org/10.1016/j.jecss.2008.04.021>.
- Carlson, Yarbrow, L.A., Barber, T.R., 1994. Relationship of sediment sulfide to mortality of *Thalassia testudinum* in Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* 54 (3), 733–746.
- Cavichia, L., Storch, H. von, dynamics, S. G.-C., & 2014, undefined. (n.d.). A Long-term Climatology of Medicanes. Springer. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1893-7>.
- Christiane, M.J., van Belzen, J., Herman, P.M., van Katwijk, M.M., Lamers, L.P., van Leent, P.J., Bouma, T.J., 2013. Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services. *PLoS One* 8 (5), e62413.
- Collier, C., Waycott, M., 2009. Drivers of Change to Seagrass Distributions and Communities on the Great Barrier Reef: Literature Review and Gaps Analysis. Reef and Rainforest Research Centre.
- Collier, C.J., Lavery, P.S., Ralph, P.J., Masini, R.J., 2009. Shade-induced response and recovery of the seagrass *Posidonia sinuosa*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 370 (1–2), 89–103. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.12.003>.
- Connolly, R., 2012. Seagrass. In: Poloczanska, E.S., Hobday, A.J., Richardson, A.J. (Eds.), *A Marine Climate Change Impacts and Adaptation Report Card for Australia 2012*, ISBN 978-0-643-10928-5. <http://www.oceanclimatechange.org.au>.
- Connolly, R.M., Jackson, E.L., Macreadie, P.I., Maxwell, P.S., O'Brien, K.R., 2018. Seagrass dynamics and resilience. In: *Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation*. Springer International Publishing, pp. 197–212. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71354-0_7.
- Correia, K.M., Smeed, D.L., 2022. A meta-analysis of tropical cyclone effects on seagrass meadows. *Wetlands* 42, 108. <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01611-0>.
- Cruz-Palacios, V., Van Tussenbroek, B.I., 2005. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 324, 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.04.002>.
- Cullen-Unsworth, L.C., Nordlund, L.M., Paddock, J., Baker, S., McKenzie, L.J., Unsworth, R.K.F., 2014. Seagrass meadows globally as a coupled social-ecological system: implications for human wellbeing. *Mar. Pollut. Bull.* 83 (2), 387–397. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.001>.
- Cunha, A.H., Santos, R.P., Gaspar, A.P., Bairos, M.F., 2005. Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: a case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64 (4), 636–644. <https://doi.org/10.1016/j.jecss.2005.03.018>.
- de Alfonso, M., Lin-Ye, J., García-Valdecasas, J.M., Pérez-Rubio, S., Luna, M.Y., Santos-Muñoz, D., Ruiz, M.I., Pérez-Gómez, B., Álvarez-Fanjul, E., 2021. Storm Gloria: sea state evolution based on in situ measurements and modeled data and its impact on extreme values. *Front. Mar. Sci.* 8 <https://doi.org/10.3389/FMARS.2021.646873/FULL>.
- de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C.M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Jankowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaco, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Santos, R., 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nat. Commun.* 10 (1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>.
- Duarte, C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41 (1), 87–112.
- Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Krause-Jensen, D., Olesen, B., 2007. Dynamics of seagrass stability and change. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_11.
- Duarte, C., Losada, I., Hendriks, I., et al., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nat. Clim. Chang.* 3, 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>.

- Duarte, C.M., Merino, M., Agawin, N.S., Uri, J., Fortes, M.D., Gallegos, M.E., Hemminga, M.A., 1998. Root production and belowground seagrass biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171, 97–108.
- Erftemeijer, P.L.A., Robin Lewis, R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 52 (12), 1553–1572. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.006>.
- Fonseca, M., Bell, S., 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Progress* 171, 109–121. <https://www.in-t-res.com/abstracts/meps/v171/p109-121/>.
- Fonseca, M.S., Fisher, J.S., 1986. A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 29 (1), 5–22.
- Fourqurean, J.W., Rutten, L.M., 2004. The impact of Hurricane Georges on soft-bottom, back reef communities: site-and species-specific effects in south Florida seagrass beds. *Bull. Mar. Sci.* 75 (2), 239–257.
- Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M., Laursen, J.S., 2004. Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquat. Bot.* 78 (2), 147–165. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2003.10.003>.
- Gacia, E., Duarte, C.M., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 52 (4), 505–514. <https://doi.org/10.1006/ECSS.2000.0753>.
- Gambi, M.C., Nowell, A.R.M., Jumars, P.A., 1990. Flume Observations on Flow Dynamics in *Zostera marina* (Eelgrass) Beds Article in Marine Ecology Progress Series. <https://doi.org/10.3354/meps061159>.
- Gardner, T.A., Cote, I.M., Gill, J.A., Grant, A., Watkinson, A.R., 2005. Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Science* 265, 1547–1551.
- Gera, A., Pagès, J.F., Arthur, R., Farina, S., Roca, G., Romero, J., Alcoverro, T., 2014. The effect of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica*. *Limnol. Oceanogr.* 59 (6), 1910–1918. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.6.1910>.
- Gillett, N.P., Weaver, A.J., Zwiers, F.W., Flannigan, M.D., 2004. Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophys. Res. Lett.* 31 (18), 18211. <https://doi.org/10.1029/2004GL020876>.
- Guidetti, P., 2001. Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with 'beyond BACI' designs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 260, 27–39.
- Hanley, M.E., Bouma, T.J., Mossman, H.L., 2020. The gathering storm: optimizing management of coastal ecosystems in the face of a climate-driven threat. *Int. Annals of Botany*, vol. 125(2). Oxford University Press, pp. 197–212. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz204>.
- Hansen, J.C.R., Reidenbach, M.A., 2012. Wave and tidally driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 448, 271–287. <https://doi.org/10.3354/MEPS09225>.
- Hereu, B., Aspíllaga, E., Boada, J., Capdevila, P., Medrano, A., Pagès, M., Pérez, M., Romero, J., Rovira, G., Sanmartí, N., Linares, C., 2018. 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 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural* (232 pp.).
- Howarth, C., Viner, D., 2022. Integrating adaptation practice in assessments of climate change science: the case of IPCC Working Group II reports. *Environ. Sci. Pol.* 135, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.04.009>.
- Hughes, T.P., 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265 (5178), 1547–1551.
- IPCC, 2021. Climate change 2021: the physical science basis. In: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>. In press.
- James, A., Bazarchi, E., Chiniforush, A.A., Agahd, P.P., Hosseini, M.R., Akbarnezhad, A., Ghodoosi, F., 2019. Rebar corrosion detection, protection, and rehabilitation of reinforced concrete structures in coastal environments: a review. *Constr. Build. Mater.* 224, 1026–1039.
- Jarvis, J.C., Moore, K.A., Judson Kenworthy, W., 2014. Persistence of *Zostera marina* L. (eelgrass) seeds in the sediment seed bank. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 459, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.05.024>.
- Jevrejeva, S., Moore, J.C., Grinstead, A., 2012. Sea level projections to AD2500 with a new generation of climate change scenarios. *Glob. Planet. Chang.* 80–81, 14–20. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.09.006>.
- Kapelonis, Z.G., Gavrilidis, P.N., Athanassoulis, G.A., 2015. Extreme value analysis of dynamical wave climate projections in the Mediterranean Sea. *Procedia Comput. Sci.* 66, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.11.025>.
- Kirkman, H., Kuo, J., 1990. Pattern and process in southern Western Australian seagrasses. *Aquat. Bot.* 37 (4), 367–382.
- Knowlton, N., Lang, J.C., Rooney, M.C., Clifford, P., 1981. Evidence for delayed mortality in hurricane-damaged Jamaican staghorn corals. *Nature* 294, 251–252.
- Koch, E.W., Gust, G., 1999. Water flow in tide- and wave-dominated beds of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184, 63–72.
- Levermann, A., Clark, P.U., Marzeion, B., Milne, G.A., Pollard, D., Radic, V., Robinson, A., 2013. The multimillennial sea-level commitment of global warming. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110 (34), 13745–13750. <https://doi.org/10.1073/pnas.1219411110>.
- Manzanera, M., Pérez, M., Romero, J., 1998. Seagrass mortality due to over-sedimentation: an experimental approach. *J. Coast. Conserv.* 4, 67–70.
- Marbà, N., Duarte, C.M., 1994. Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 107, 307–311. <https://doi.org/10.3354/meps107307>.
- Marbà, N., Duarte, C.M., 1995. Coupling of seagrass (*Cymodocea nodosa*) patch dynamics to subaqueous dune migration. *J. Ecol.* 83 (3), 381–389.
- Marbà, N., Cebrían, J., Enríquez, S., Duarte, C.M., 1994. Migration of large-scale subaqueous bedforms measured with seagrasses (*Cymodocea nodosa*) as tracers. *Limnol. Oceanogr.* 39 (1), 126–133. <https://doi.org/10.4319/LO.1994.39.1.0126>.
- Marbà, N., Díaz-Almela, E., Duarte, C.M., 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biol. Conserv.* 176, 183–190.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Calvo, E., Priyadarshi, B., Shukla, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Pereira, J.P., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., Malley, J., 2019. IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food. <https://spiral.imperial.ac.uk/bitstream/10044/1/76618/2/SRCCL-Full-Report-Compiled-191128.pdf>.
- Mills, K.E., Fonseca, M.S., 2003. Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 255, 127–134. <https://doi.org/10.3354/meps255127>.
- O'Brien, K.R., Adams, M.P., Ferguson, A.J., Samper-Villarreal, J., Maxwell, P.S., Baird, M.E., Collier, C., 2018. Seagrass resistance to light deprivation: implications for resilience. In: *Seagrasses of Australia. Structure, Ecology and Conservation*, pp. 287–311.
- Onorato, M., Proment, D., Toffoli, A., 2011. Triggering rogue waves in opposing currents. *Phys. Rev. Lett.* 107, 184502. <https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.107.184502>.
- Oprandi, A., Mucirino, L., De Leo, F., Bianchi, C.N., Morri, C., Azzola, A., Benelli, F., Besio, G., Ferrari, M., Montefalcone, M., 2020. Effects of a severe storm on seagrass meadows. *Sci. Total Environ.* 748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141373>.
- Orth, R.J., Kendrick, G.A., Marion, S.R., 2006. Predation on *Posidonia australis* seeds in seagrass habitats of Rottnest Island, Western Australia: patterns and predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 313, 105–114. <https://doi.org/10.3354/meps313105>.
- Pagès, J.F., Gera, A., Romero, J., Alcoverro, T., 2014. Matrix Composition and Patch Edges Influence Plant-Herbivore Interactions in Marine Landscapes. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12286>.
- Potouroglou, M., Bull, J.C., Krauss, K.W., Kennedy, H.A., Fusi, M., Daffonchio, D., Mangora, M.M., Githaiga, M.N., Diele, K., Huxham, M., 2017. Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation. *Sci. Rep.* 7 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12354-y>.
- Preen, A.R., Lee Long, W.J., Coles, R.G., 1995. Flood and cyclone related loss, and partial recovery, of more than 1000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Aquat. Bot.* 52 (1–2), 3–17. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)00491-H](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)00491-H).
- R Development Core Team, 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- Roland, A., Zhang, Y.J., Wang, H.V., Meng, Y., Teng, Y.C., Maderich, V., Brovchenko, I., Dutour-Sikirić, M., Zanke, U., 2012. A fully coupled 3D wave-current interaction model on unstructured grids. *J. Geophys. Res. Oceans* 117 (9). <https://doi.org/10.1029/2012JC007952>.
- Ruiz-Frau, A., Gelcich, S., Hendriks, I.E., Duarte, C.M., Marbà, N., 2017. Current state of seagrass ecosystem services: research and policy integration. *Ocean Coast. Manag.* 149, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.10.004>.
- Saunders, M.L., Leon, J., Phinn, S.R., Callaghan, D.P., O'Brien, K.R., Roelfsema, C.M., Lovelock, C.E., Lyons, M.B., Mumby, P.J., 2013. Coastal retreat and improved water quality mitigate losses of seagrass from sea level rise. *Glob. Chang. Biol.* 19 (8), 2569–2583. <https://doi.org/10.1111/GCB.12218>.
- UNEP-WCMC, Short FT, 2021. Global distribution of seagrasses (version 7.1). In: *Seventh Update to the Data Layer Used in Green and Short (2003)*. UN Environment World Conservation Monitoring Centre, Cambridge (UK). <https://doi.org/10.34892/x6r3-d211>. Data.
- Sotillo, M.G., Mourre, B., Mestres, M., Lorente, P., Aznar, R., García-León, M., Liste, M., Santana, A., Espino, M., Álvarez, E., 2021. Evaluation of the operational CMEMS and coastal downstream ocean forecasting services during the Storm Gloria (January 2020). *Front. Mar. Sci.* 8, 300. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2021.644525/BIBTEX>.
- Teixidó, N., Casas, E., Cebria'n, E., Linares, C., Garrabou, J., 2013. Impacts on coralligenous outcrop biodiversity of a dramatic coastal storm. *PLoS One* 8 (1), e53742. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053742>.
- Tous, M., Romero, R., 2013. Meteorological environments associated with medicanes development. *Int. J. Climatol.* 33 (1), 1–14. <https://doi.org/10.1002/joc.3428>.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J., Peet, R.K., 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511–523.
- Unsworth, R.K.F., Collier, C.J., Waycott, M., McKenzie, L.J., Cullen-Unsworth, L.C., 2015. A framework for the resilience of seagrass ecosystem. In: *Marine Pollution Bulletin*, vol. 100(1). Elsevier Ltd., pp. 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.016>.
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Bianchi, C.N., Morri, C., Ferrari, M., 2012. Hydrodynamic constraints to the seaward development of *Posidonia oceanica* meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 97, 58–65.
- Vacchi, M., De Falco, G., Simeone, S., Montefalcone, M., Morri, C., Ferrari, M., Bianchi, C.N., 2017. Biogeomorphology of the Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. *Earth Surf. Process. Landf.* 42 (1), 42–54. <https://doi.org/10.1002/esp.3932>.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Random and Mixed Effects, pp. 271–300. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2_10.

- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106 (30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0905620106>.
- Widdows, J., Pope, N.D., Brinsley, M.D., Asmus, H., Asmus, R.M., 2008. Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358, 125–136. <https://doi.org/10.3354/meps07338>.
- Yarnall, A.H., Byers, J.E., Yeager, L.A., Fodrie, F.J., 2022. Comparing edge and fragmentation effects within seagrass communities: a meta-analysis. *Ecology* 103 (3), e3603.
- Zhang, Y.J., Ye, F., Stanev, E.V., Grashorn, S., 2016. Seamless cross-scale modeling with SCHISM. *Ocean Model* 102, 64–81. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2016.05.002>.
- Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology With R*. Springer Science & Business Media.