

INSTITUT D'ESTUDIS CATALANS  
*NATURA, ÚS O ABÚS? (2018-2019)*

**Proliferacions algals nocives a la costa catalana**

MARTA ESTRADA

© 2019, Institut d'Estudis Catalans  
Carrer del Carme, 47. 08001 Barcelona

© Dels autors dels articles

Article rebut el gener de 2019

Text revisat lingüísticament per Roser Carol i Àlvar Valls

ISBN: 978-84-9965-457-7

DOI: 10.2436/15.0110.22.16

# **Proliferacions algals nocives a la costa catalana**

Marta Estrada

Institut de Ciències del Mar (CSIC)

Article rebut el gener de 2019

## **Sumari**

1. Introducció
2. Microalgues nocives en aigües costaneres de Catalunya
3. Proliferacions algals nocives a la costa catalana. Alguns casos d'estudi
4. Proliferacions algals nocives i factors ambientals
5. PAN i canvi global
6. Comentaris finals

Referències

## 1. INTRODUCCIÓ

Els Països Catalans disposen d'una àmplia façana costanera, amb una alta densitat lineal de població per quilòmetre de costa. En les quatre dècades transcorregudes des de l'aparició del llibre *Natura, ús o abús?*, el litoral ha anat sofrint una progressiva artificialització, que l'establiment de la democràcia no va aturar. Entre 1987 i 2011, l'ocupació del primer quilòmetre de la franja costanera va passar del 37,1 % al 42,9 % a Catalunya, del 15,9 % al 37,3 % a València i del 12,8 % al 17,5 % a les illes Balears (Estévez *et al.*, 2016). Actualment, a Catalunya, els primers cent metres estan urbanitzats en un 59 % (Departament de Territori i Sostenibilitat, 2013). La progressiva transformació de la costa ha anat en paral·lel amb efectes del canvi climàtic, com l'augment de la temperatura de l'aire i de l'aigua i l'augment del nivell del mar, que han estat analitzats en els successius informes sobre el canvi climàtic a Catalunya (el darrer, el tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya, Martín-Vide, 2016). Aquests canvis ambientals han comportat diverses afectacions sobre els ecosistemes litorals. Al mateix temps, hi ha hagut actuacions adreçades a netejar les descàrregues d'aigües residuals que han permès una millora de la qualitat de l'aigua en diverses zones (Nunes *et al.*, 2018). En aquest apartat, considerarem una problemàtica, la de les proliferacions algals nocives, que ha anat guanyant protagonisme en els darrers quaranta anys.

Precisament el 1976, l'any de publicació de *Natura, ús o abús?*, els mitjans de comunicació de l'època difonien la notícia d'unes intoxicacions a Alemanya causades pel consum de musclos en conserva procedents de les ries gallegues. Afortunadament, no hi va haver víctimes mortals. Les sospites van recaure sobre una possible «purga de mar» (vegeu més avall), malgrat que no s'havien observat canvis de color de l'aigua. L'examen de mostres d'aigua de les zones de cultiu (Estrada *et al.*, 1984) va revelar la presència de *Gymnodinium catenatum*, una dinoflagel·lada productora de toxines neurotòxiques, causants de la síndrome anomenada «intoxicació paralitzant per bivalves» (*paralytic shellfish poisoning* o PSP en anglès). Les proliferacions de fitoplàncton formen part del cicle estacional de molts ambients aquàtics i són fonamentals per al funcionament dels ecosistemes corresponents; en el cas de la Mediterrània, tenen lloc sobretot a final d'hivern i inici de la primavera i són causades principalment per diatomees. Algunes vegades, però, apareixen proliferacions que poden assolir biomasses extraordinàries i donar color, generalment rogenc o marronós, a l'aigua; els pescadors gallescs les anomenen «purgues de mar» i en anglès es coneixen com a *red tides* (marees roges).

Sovint, les marees roges estan dominades per una o poques espècies de dinoflagel·lades, però també poden ser ocasionades per altres grups algals. Igualment poden aparèixer en aigües salabroses o dolces, on freqüentment són ocasionades per cianobacteris.

El desenvolupament d'una marea roja no requereix que els organismes tinguin una taxa de creixement particularment alta; és suficient que, en un volum d'aigua determinat, les pèrdues d'individus per transport, dispersió, predació o altres processos siguin menors que els increments per divisió o acumulació activa o passiva (Kierstead i Slobodkin, 1953; Margalef *et al.*, 1979). Evidentment, la reproducció dels organismes necessita una adequada disponibilitat de nutrients, bàsicament nitrogen (N) en forma nitrat i amoni, i de fòsfor (P), normalment com a fosfat, però també silici (Si) en forma de silicat en el cas de les diatomees. En aquest context cal tenir en compte que, a més de les quantitats totals, és important la contribució dels diversos nutrients en relació amb les necessitats dels organismes; per exemple, un enriquiment de fòsfor relativament més alt que el de silicat pot afavorir el creixement de flagel·lades en detriment del de diatomees, que necessiten silici (Heisler *et al.*, 2008); d'altra banda, moltes espècies de fitoplàncton són mixotròfiques (consumeixen compostos orgànics dissolts o ingereixen partícules o altres microorganismes sencers).

Pel que fa a les pèrdues cel·lulars, hi ha diverses condicions o estructures que les fan disminuir, bé naturals, com els fronts oceanogràfics convergents, o bé artificials, com els ports i altres infraestructures que augmenten el confinament de l'aigua; a més, la interacció entre els moviments de l'aigua i la capacitat de natació de microalgues com les dinoflagel·lades i altres grups de fitoplàncton productors de marees roges pot ser molt important per facilitar les acumulacions cel·lulars en una zona concreta (Margalef *et al.*, 1979). Les característiques del cicle de vida dels diferents tàxons són també molt rellevants (Figuerola *et al.*, 2018); per exemple, les dinoflagel·lades poden produir cists temporals i de resistència que van a parar al sediment. Els cists de resistència, en particular, poden romandre viables durant molt de temps i donar lloc, en germinar, a la repetició de proliferacions nocives en un mateix indret.

Tant les marees roges com els efectes nocius que algunes poden causar eren coneguts des de feia temps, però els esdeveniments de 1976 van contribuir a posar-les en el punt de mira de la recerca biològica marina i des de llavors ha augmentat enormement el coneixement d'aquests fenòmens (Estrada, 2011). Una gran part de les marees roges son innòcues, però en alguns casos les espècies dominants produeixen toxines que poden afectar altres components de l'ecosistema (i causar mortaldat de peixos, per exemple) o

acumular-se en organismes d'altres nivells de la xarxa tròfica (com ara bivalves i peixos) i causar intoxicacions en consumidors humans. A més de PSP, entre els principals tipus de toxicitat de les marees roges marines hi ha la intoxicació diarreica per bivalves (*diarrhetic shellfish poisoning* o DSP), provocada principalment per dinoflagel·lades del gènere *Dinophysis*; la intoxicació amnèsica per bivalves, produïda per diatomees del gènere *Pseudo-nitzschia* (*amnesic shellfish poisoning* o ASP); la intoxicació neurotòxica per bivalves (*neurotoxic shellfish poisoning* o NSP), ocasionada per la dinoflagel·lada *Karenia brevis*, que provoca també mortaldat de peixos, i la ciguatera, una malaltia neurotòxica, típica de zones tropicals, produïda pel consum de peixos que, a través de la xarxa tròfica, han acumulat toxines procedents de certes espècies de les dinoflagel·lades bèniques *Gambierdiscus* i *Fukuyoa* (que es troben preferentment adherides al fons rocós, a macroalgues o a coralls). D'altra banda, els aerosols marins de zones amb altes concentracions de dinoflagel·lades planctòniques (que viuen principalment nedant o surant) com *Karenia brevis*, o bèniques com *Ostreopsis* spp., poden ocasionar afectacions respiratòries i altres problemes (Pierce i Henry, 2008; Blanfuné *et al.*, 2015). A part dels fenòmens tòxics, les marees roges poden ser nocives si donen lloc a grans acumulacions de matèria orgànica, que poden esgotar l'oxigen de l'aigua en descompondre's i perjudicar els altres organismes aquàtics o causar problemes estètics i econòmics deguts als canvis de color que ocasionen. Actualment, reconeixent la diversitat de possibles afectacions de salut i socioeconòmiques i el fet que algunes espècies poden causar toxicitat a baixes concentracions que no alteren l'aspecte de l'aigua, s'utilitza el terme *proliferacions algals nocives* o PAN (*harmful algal blooms*, HAB en anglès), una terminologia genèrica, antropocèntrica i no estrictament científica per a referir-se a aquests fenòmens. La rellevància socioeconòmica de les PAN i les seves possibles conseqüències sobre l'estat dels ecosistemes i la salut humana han donat lloc a l'establiment de sistemes de control a diversos nivells. A Catalunya, l'any 1987 es va iniciar un programa de monitoratge de fitoplàncton tòxic a les badies del delta de l'Ebre (on es concentra el 90-95 % de la producció de bivalves de Catalunya). Actualment els mostratges continuen com a «Programa de seguiment de la qualitat de les aigües a les zones de producció de marisc», en compliment de la Directiva 91/492/EEC de la UE, i controlen un total de vint-i-tres localitats de cultiu o de recol·lecció de mol·luscs; en diversos casos, els mostratges es duen a terme en ports propers, on el fitoplàncton sol estar més concentrat ([http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/pesca/dar\\_aquicultura/qualitat-aigues-produccio-molluscs/](http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/pesca/dar_aquicultura/qualitat-aigues-produccio-molluscs/)). A més, des de l'aprovació de la Directiva Marc de l'Aigua

(2000/60/CE) a finals del 2000, es va incorporar un «Programa de seguiment i control de la qualitat de les masses d'aigua de Catalunya» gestionat per l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA, Generalitat de Catalunya; <<http://aca.gencat.cat/ca/laigua/seguiment-i-control/>>), que mostreja, entre d'altres, les zones d'aigües de bany. Les dades recollides per tots aquests programes i les activitats de recerca dutes a terme a les darreres dècades han permès bastir un important cos de coneixement sobre les PAN a Catalunya, que revisem breument en aquest article. En els apartats següents es tractarà, en primer lloc, d'algunes característiques generals de les PAN i de les principals espècies nocives a Catalunya; en segon lloc es revisaran alguns casos d'estudi, i en tercer lloc es comentaran aspectes relacionats amb els factors ambientals que poden afavorir les PAN.

## 2. MICROALGUES NOCIVES EN AIGÜES COSTANERES DE CATALUNYA

Donada la general oligotròfia de les aigües de la Mediterrània, es creia que les marees roges havien de ser un esdeveniment poc freqüent en aquesta mar. De fet, encara que hi havia hagut anteriorment episodis similars, la primera publicació científica sobre marees roges en aigües catalanes (López i Arté, 1971) va aparèixer l'any 1971 i tractava sobre una proliferació de *Noctiluca scintillans*, una dinoflagel·lada heterotròfica molt bioluminiscent. La població algal s'estenia des del golf de Lleó fins al delta de l'Ebre, amb concentracions variables; en alguns llocs les aigües van prendre aspecte de suc de tomàquet, mentre que en d'altres no hi va haver coloració. En anys posteriors, es van registrar més marees roges de *Noctiluca*, però no van ser estudiades. Cal indicar que, si bé són molt espectaculars, les proliferacions d'aquest organisme no són en general nocives, encara que en alguns països han causat problemes deguts a les grans quantitats d'amoni excretades per les cèl·lules de *Noctiluca* (Fukuyo *et al.*, 2011).

El mes de maig de l'any 1989, poc després dels inicis del monitoratge a la zona del delta de l'Ebre, es va detectar una marea roja d'*Alexandrium minutum* al port de Sant Carles de la Ràpita (Delgado *et al.*, 1990); l'organisme es trobava també en concentracions més baixes a la badia dels Alfacs. *A. minutum* (fig. 1) és una dinoflagel·lada productora de PSP i en aquella ocasió es va poder comprovar la seva toxicitat mitjançant l'anàlisi de toxines en múscols exposats a la marea roja; *A. minutum* va ser descrit per Halim (1960) en aigües del port d'Alexandria i té una distribució

cosmopolita, cosa que fa pensar que probablement existia des de feia temps en aigües de Catalunya, però havia passat desapercebut.



FIGURA 1. Cadena de quatre individus d'*Alexandrium pacificum*. Les cèl·lules tenen típicament uns 30 µm d'ample. Microfotografia òptica, cortesia de Nagore Sampedro.

Una altra dinoflagel·lada del gènere *Alexandrium* havia estat citada per Margalef i Estrada (1987) en el mar Català com a *A. catenella*, però era rara. L'any 1996 va ser trobada al port de Barcelona i en els anys següents va protagonitzar una aparentment espectacular expansió (vegeu l'apartat següent) i es va detectar en altres llocs de la costa catalana i de la Mediterrània (Vila *et al.*, 2001a; Penna *et al.*, 2005). L'*A. catenella* trobat a la costa catalana era part d'un complex d'espècies anomenat *Alexandrium tamarense/catenella/fundyense*, molt difícil de caracteritzar amb criteris morfològics. Les anàlisis moleculars de Penna *et al.* (2005, 2008) van identificar l'espècie com a *A. catenella* grup IV, però treballs genètics més recents (John *et al.*, 2014) el classifiquen com *A. pacificum*. Diversos estudis indiquen que l'origen de la distribució natural d'*A. catenella* (ara *A. pacificum*) és l'est asiàtic, però no és clar si la seva introducció a la Mediterrània és recent o no (Penna *et al.*, 2008; Masseret *et al.*, 2009).

No totes les PAN produïdes per *Alexandrium* són tòxiques. *A. taylori*, per exemple (vegeu l'apartat següent), produeix taques marronoses (fig. 2) en diverses platges de



Catalunya, com la de la Fosca (Garcés *et al.*, 1999; Sampedro, 2018), i de les illes Balears (Basterretxea *et al.*, 2005); en aquests casos es dona un ajust molt interessant entre les condicions físiques de la platja i el cicle de vida de la microalga, que produeix diàriament uns cists de resistència (Garcés *et al.*, 1999) que s'enfonsen cap al sediment i eviten així ser dispersats pels moviments de l'aigua. Malgrat l'absència de toxicitat, aquestes proliferacions representen un problema estètic i poden causar perjudicis econòmics a la indústria turística.



FIGURA 2. Taques d'*Alexandrium taylori* a la platja de Pals. Cortesia de Jordi Camp.

Actualment, es coneixen unes trenta espècies d'*Alexandrium*, de les quals aproximadament un terç s'han trobat en aigües dels Països Catalans (Sampedro, 2018). Cal remarcar, però, que, com s'ha mencionat abans en relació amb *A. catenella* (ara *A. pacificum*), es tracta d'un grup complicat des del punt de vista taxonòmic; estudis recents utilitzant tècniques de genètica molecular han permès detectar afinitats geogràfiques entre les soques i afinar-ne la classificació (Penna *et al.*, 2008; John *et al.*, 2014; Fraga *et al.*, 2015), però hi ha espècies que no estan ben delimitades i queden encara qüestions per aclarir. Per exemple, s'ha trobat que la toxicitat pot ser molt variable entre soques de la mateixa espècie o fins i tot dins d'una mateixa soca (Sampedro *et al.*, 2013).

De vegades, les PAN de la costa catalana (com per exemple les degudes a *A. minutum* o *A. taylori*) són d'abast local i es detecten sobretot en ports o badies semitancades, que actuen com a caixes de ressonància, encara que poden aparèixer simultàniament en diversos llocs (Vila *et al.*, 2001b). Hi ha espècies, però, que poden causar proliferacions que abasten molts quilòmetres de costa. L'any 1993, la dinoflagel·lada atecada (és a dir, sense paret de plaquetes cel·lulòsiques com la que tenen els *Alexandrium* i altres gèneres) *Gyrodinium impudicum* va protagonitzar una enorme marea roja que va afectar molts quilòmetres de la franja litoral catalana; uns anys abans, el 1988, havia estat detectada en aigües costaneres de València (comunicació personal de J. Alcober, citada a Fraga *et al.*, 1995). *Gyrodinium impudicum* no és tòxic, però ha estat sovint confós amb *Gymnodinium catenatum*, important productor de PSP. *Gymnodinium catenatum* sembla una introducció recent en aigües atlàntiques europees (Estrada *et al.*, 1984; Wyatt, 1992; Hallegraeff *et al.*, 2012) i ha estat trobat al mar d'Alborán (Bravo *et al.*, 1990) i a la conca algeriana (Gómez, 2003), però no ha estat registrat en aigües de la Mediterrània nord-occidental al nord del front d'Alborán.

Altres microalgues tòxiques freqüents en aigües catalanes són dinoflagel·lades dels gèneres *Dinophysis*, amb espècies productores de DSP, i *Karlodinium*, amb espècies ictiotòxiques, i certes espècies de diatomees del gènere *Pseudo-nitzschia* que en determinades condicions poden produir àcid domoic, la toxina causant de l'ASP. *Dinophysis* és un gènere cosmopolita que inclou diverses espècies productores d'àcid oocadaic i altres toxines, causants de DSP; aquestes dinoflagel·lades poden provocar intoxicacions a concentracions de cèl·lules relativament baixes, que no donen color a l'aigua. A Catalunya, les espècies més importants són *Dinophysis sacculus* i *Dinophysis caudata*; a la badia dels Alfacs, la primera apareix a finals d'hivern i principi de la primavera, mentre que la segona tendeix a proliferar a la tardor (Llebot *et al.*, 2011). *Karlodinium armiger* i *K. veneficum*, dues espècies de dinoflagel·lades atecades, inicialment classificades dins del gènere *Gyrodinium*, han estat implicats en mortaldat de peixos al delta de l'Ebre (Fernández-Tejedor *et al.*, 2007). *Pseudo-nitzschia* és un gènere mundialment distribuït en regions costaneres i de mar obert, molt important en les proliferacions estacionals de fitoplàncton de moltes regions. Entre les espècies de *Pseudo-nitzschia* registrades a la costa mediterrània, incloses les badies del delta de l'Ebre (Quijano-Scheggia *et al.*, 2008), n'hi ha algunes de potencialment tòxiques; de fet, entre els anys 2009 i 2010, la zona de producció de bivalves compresa entre el cap Gros i Vilanova i la Geltrú es va haver de tancar perquè el nivell de toxicitat ASP estava per

sobre del límit legal (Fernández-Tejedor *et al.*, 2011). També hi ha tàxons nocius entre les microalgues bèniques. Un problema emergent a la costa catalana i en altres indrets de la Mediterrània són les proliferacions d'*Ostreopsis*, un gènere de dinoflagel·lades freqüent en zones tropicals i subtropicals que forma agregats mucilaginosos sobre macroalgues i fanerògames marines, coralls o substrats abiòtics (roques, sorra), encara que també es pot trobar a la columna d'aigua, coincidint amb els màxims estacionals de densitat de població sobre les macroalgues. *Ostreopsis* produeix palitoxina i altres toxines anàlogues que han estat associades a intoxicacions humanes greus per consum d'organismes marins com ara peixos, crancs o bivalves (Randall, 2005), i a mortaldats d'invertebrats (Sansoni *et al.*, 2003). La primera trobada registrada d'*Ostreopsis* a la Mediterrània (Riviera francesa) data de 1972 (Taylor, 1979) i des de llavors s'ha citat en molts altres indrets de la conca (Mangialajo *et al.*, 2011; Blanfuné *et al.*, 2015), incloent la costa catalana, on Vila *et al.* (2001c) la troba l'any 1997, i les illes Balears (Vila *et al.*, 2001c). Durant els darrers anys, les proliferacions d'*Ostreopsis* són recurrents en aigües mediterrànies, on han estat relacionades amb irritacions respiratòries i de la pell en visitants de les platges exposats a aerosols marins (fig. 3) i amb mortaldats de fauna marina (Vila *et al.*, 2012; Berdalet *et al.*, 2016; Vila *et al.*, 2016); afortunadament no semblen haver-se detectat casos d'intoxicacions alimentàries. *Ostreopsis* apareix generalment acompanyat per altres dinoflagel·lades bèniques potencialment tòxiques com *Prorocentrum lima* (Vila *et al.*, 2001c; Carnicer *et al.*, 2015). A més, des de 2003 s'ha constatat a Creta la presència de *Gambierdiscus toxicus*, un causant de ciguatera (Aligizaki i Nikolaidis, 2008). És possible que *Ostreopsis* hagués estat present a la Mediterrània des de feia temps, i hagués passat desapercbut; de tota manera, la similitud entre soques d'espècies d'*Ostreopsis* de llocs com el mar Català i les costes est i oest de l'Atlàntic suggereixen una expansió relativament ràpida (Cohu *et al.*, 2011; Penna *et al.*, 2005, 2010).



FIGURA 3. Avís a la platja de Sant Andreu de Llavanes. Cortesia d'Elisa Berdalet.

La llista de tàxons potencialment nocius presents a les costes catalanes (Vila *et al.*, 2001b), dels quals s'han citat alguns exemples més amunt, continua ampliant-se. Formes com l'haptòfit *Phaeocystis* sp., que són una part important de proliferacions estacionals en mar obert, han causat acumulacions d'escumes al litoral, amb les consegüents molèsties (Arin *et al.*, 2014). Recentment, Reñé *et al.* (2015), en un estudi taxonòmic detallat, mitjançant observacions microscòpiques en viu i tècniques de moleculars de les dinoflagel·lades atecades presents a la costa catalana, va registrar disset espècies potencialment nocives, quatre de les quals (*Karenia mikimotoi*, *K. cf. papilionacea*, *Cochlodinium* (ara *Margalefidinium*) *polykrikoides* i *Lepidodinium viride*) representaven la primera troballa a la regió i dues més (*Karenia umbella* i *Cochlodinium fulvescens*) la primera citació per a la Mediterrània. A les darreres dècades, la intensificació de factors com el tràfic marítim, amb les transferències d'aigües de llast, i el trasllat de bivalves o altres organismes entre instal·lacions d'aqüicultura han contribuït segurament a expandir la distribució d'espècies potencialment tòxiques.

### 3. PROLIFERACIONS ALGALS NOCIVES A LA COSTA CATALANA. ALGUNS CASOS D'ESTUDI

A Catalunya, els programes de monitoratge de les aigües costaneres acumulen ja uns vint anys de dades i malgrat la seva resolució temporal i cobertura espacial variables han representat una font molt valuosa d'informació. En els paràgrafs següents es descriuen amb més detall exemples referents a algunes espècies particularment rellevants, com *Alexandrium minutum*, *A. pacificum*, *A. taylori* i *Ostreopsis cf. ovata*.

Després de la seva detecció a la badia dels Alfacs, l'any 1987, *A. minutum* ha estat trobat repetidament en moltes platges de la costa catalana, encara que amb abundàncies generalment baixes (Sampedro, 2018). En canvi, entre l'hivern i la primavera pot assolir pics d'altres concentracions en zones confinades com el port Olímpic de Barcelona i el port d'Arenys de Mar, que sembla tenir una aportació important de nutrients a través de l'entrada d'aigües subterrànies i d'escorrentia (Vila *et al.*, 2005).

Entre 1996 i 1999, *A. pacificum* (llavors conegut com *A. catenella*) va assolir abundàncies molt importants (fins a  $60 \cdot 10^6$  cèl·lules  $L^{-1}$  l'estiu de 1998) al port de Barcelona (Vila *et al.*, 2001a), però va desaparèixer d'allí després d'unes obres de millora (l'any 2000 s'atura la sortida de clavegueram i des del 2003 es redueix l'escorrentia de pluja i s'obre una nova boca) (Sampedro, 2018). Aquest patró d'expansió inicial d'*A. pacificum* es va donar també en diverses platges catalanes, però també en aquestes la freqüència i l'abundància d'aquesta espècie va disminuir a partir de 2003, sense que se'n pogués trobar una causa clara; podria tractar-se d'un patró de colonització fallida propi d'una espècie invasora (Sampedro, 2018). Darrerament, pel que fa a la costa catalana, *A. pacificum* només ha continuat fent proliferacions recurrents al port de Tarragona; un estudi de sèries temporals d'onze anys (2000-2010) al port de Tarragona i a l'estany de Thau (França), on aquesta dinoflagel·lada també és freqüent (Sampedro, 2018), no va trobar cap tendència temporal significativa i va mostrar que, malgrat la similitud de les característiques generals de temperatura i irradiància, les proliferacions d'*A. pacificum* tenien lloc en punts diferents del cicle estacional a les dues localitats. D'altra banda, l'anàlisi comparativa de les relacions entre variables ambientals i abundància d'*A. pacificum* va revelar que l'efecte de factors com la intensitat del vent seguia patrons diferents a Tarragona i a Thau, i no es va trobar una influència clara d'altres concentracions d'amoni o de nitrat, en contra del que havien suggerit treballs anteriors (Bravo *et al.*, 2008).

*Alexandrium taylori* és conegut sobretot per les seves proliferacions espectaculars a la Fosca (Palamós) (Garcés *et al.*, 1998, 1999; Sampedro, 2018), però es troba també a moltes altres platges, principalment a la part nord del litoral català. Un estudi detallat de les relacions entre factors ambientals i abundància d'*A. taylori* als punts de mostratge del desembarcador de la Muga, l'Estartit 3 i la Fosca no va detectar efectes de factors com l'eutrofització antropogènica o la intensitat de les aportacions d'aigua dolça (Sampedro, 2018). Malgrat tot, el fet que l'evidència d'aquest tipus de proliferacions sigui relativament recent fa pensar que una de les causes pot ser un cert augment de les aportacions de nutrients procedents de terra, presumiblement lligat al creixement de població durant la temporada turística; podria ser que, en el marc d'un increment d'aportacions relativament modest, la captació i el reciclatge d'aquests nutrients fossin relativament ràpids i no es traduïssin en un augment de llurs concentracions a l'aigua.

Des de la detecció d'*Ostreopsis cf. ovata* en aigües catalanes als anys 90 (Vila *et al.*, 2001c; Mangialajo *et al.* 2011; Vila *et al.*, 2012), la seva abundància sembla haver augmentat i se n'han descrit proliferacions estivals en nombrosos ports i platges (Vila *et al.*, 2008). En alguns llocs, com a la costa de Sant Andreu de Llavaneres, aquestes proliferacions s'han associat a episodis d'irritació de les vies respiratòries i de la pell en persones que viuen, treballen o naden en aquesta zona; l'estiu de 2004 es van registrar setanta-quatre casos d'afectacions respiratòries (Àlvarez *et al.*, 2005) i des de llavors els problemes han estat recurrents (Berdalet *et al.*, 2016; Vila *et al.*, 2012). Curiosament, els símptomes irritatius tenen lloc només durant un període determinat de la proliferació (Vila *et al.*, 2016); s'està investigant el paper d'aerosols amb palitoxina i anàlegs com a causants d'irritacions respiratòries (Poli *et al.*, 2018).

#### 4. PROLIFERACIONS ALGALS NOCIVES I FACTORS AMBIENTALS

Les proliferacions algals, nocives o no des d'un punt de vista antropocèntric, són fenòmens naturals dels quals es té constància des de temps antics, com recorda Hallegraeff (2010), i que poden aparèixer regularment en llocs poc o gens alterats per l'activitat humana. Sembla, però, innegable que a les darreres dècades ha augmentat el nombre de PAN registrades i el de les espècies considerades tòxiques, tant a nivell mundial com als Països Catalans. Les causes són múltiples. D'una banda, han tingut lloc canvis naturals i antropogènics que han contribuït a un increment real d'aquests

fenòmens, i de l'altra, la major ocupació i utilització de la costa i una millora dels sistemes d'estudi i monitoratge fan que n'hagi augmentat l'impacte i la capacitat de detecció. Com s'ha explicat abans, el desenvolupament d'una PAN en una zona determinada requereix que l'augment del nombre de cèl·lules superi les pèrdues durant un temps suficient. En principi, doncs, les PAN resultaran afavorides pels canvis ambientals que tendeixin a augmentar i/o alterar la disponibilitat dels diversos nutrients o l'estabilitat de la columna d'aigua. Ara bé, fora d'aquest tipus d'indicacions generals, que en els paràgrafs següents es comentaran amb més detall, és molt difícil relacionar l'abundància d'una o altra determinada espècie amb variables biòtiques o abiòtiques concretes, com exemplifiquen els resultats esmentats més amunt de Sampedro (2018), que troba que els factors ambientals associats a proliferacions d'espècies com *Alexandrium pacificum* o *A. taylori* són diferents en localitats diverses i no expliquen la dinàmica d'aquestes espècies. Estudis com aquest indiquen la rellevància de factors locals per al desenvolupament de les proliferacions i destaquen la necessitat de combinar estudis de sèries temporals llargues de diverses localitats abans d'intentar extreure'n conclusions generals (Sampedro, 2018).

A Catalunya, malgrat l'oligotròfia de les aigües de mar obert de la Mediterrània, la distribució de nitrat i fosfat en les aigües dels dos-cents metres més propers a la línia de mar (el «camp proper» o *coastal inshore waters* en anglès) mostra diverses zones amb concentracions relativament elevades, associades amb descàrregues d'aigua dolça afectades per activitats agrícoles o procedents de zones altament urbanitzades (Flo *et al.*, 2011). L'augment de població a la regió costanera registrat als darrers anys s'ha traduït en un increment de l'aportació de nutrients associats a aigües residuals, però al mateix temps, la millora de les regulacions ambientals i del tractament d'aquestes aigües en els darrers anys han fet que en alguns llocs la concentració de nutrients no hagi augmentat substancialment (Garcés i Camp, 2012) o fins i tot hagi disminuït, com s'ha constatat a la badia de Blanes (Gasol *et al.*, 2012; Nunes *et al.*, 2018). De tota manera, és important recordar que la relació entre nutrients i desenvolupament de PAN és complexa i depèn de molts altres factors, com la fisiologia de les espècies presents (Masó i Garcés, 2006). A més, hi ha espècies, com algunes del gènere *Dinophysis*, que són responsables de molts tancaments de zones d'explotació de bivalves, i que poden ser tòxiques a baixes concentracions.

L'interès per comprendre millor la influència de factors hidrodinàmics i meteorològics en el desenvolupament de les PAN i proporcionar eines que permetin millorar-ne la gestió ha dut a la implementació de diversos tipus de models, tant per a la

costa catalana com per a altres llocs. Basant-se en dades de diversos anys de monitoratge setmanal o mensual al Port Olímpic de Barcelona, Estrada *et al.* (2008) van implementar un model de lògica borrosa per provar la hipòtesi que, donades unes certes condicions inicials, les proliferacions d'*A. minutum* es veurien afavorides per un llarg interval de bon temps després d'un període de pluges que aportarien nutrients i contribuirien a estabilitzar la columna d'aigua. El model predeia amb èxit l'aparició de proliferacions de gran intensitat i va permetre constatar la importància de períodes de calma per afavorir el desenvolupament de les proliferacions; d'altra banda, en contra de la hipòtesi inicial, es va veure que, si les precipitacions eren molt intenses, tenien un efecte immediat negatiu, probablement a causa de la combinació d'un rentat de la zona costanera causat per les descàrregues d'aigua dolça i un augment de la dispersió del plàncton degut al vent associat a les tempestes. Un altre exemple proper és el d'Asnaghi *et al.* (2017), que utilitzen dades meteorològiques com a entrada d'un model del tipus anomenat en anglès *quantile random forests* per predir la concentració d'*Ostreopsis cf. ovata* en aigües del mar Lìgur. D'altra banda, el desenvolupament de models numèrics de simulació hidrodinàmica ha contribuït al coneixement dels mecanismes de manteniment de fenòmens com les taques d'*A. taylori* a la badia de Santa Ponça (Illes Balears; Basterretxea *et al.*, 2005) o les combinacions de descàrrega d'aigua dolça i meteorologia que poden afavorir la formació de PAN a la badia dels Alfacs (Llebot *et al.*, 2014).

En el cas de Catalunya, un dels factors que potencialment ha contribuït més a l'increment de PAN, particularment pel que fa al gènere *Alexandrium*, ha estat la multiplicació de les àrees d'aigües confinades associada a la construcció de ports esportius i altres infraestructures marítimes (Garcés i Camp, 2012). Actualment, en el front costaner de Catalunya es comptabilitzen (segons l'Institut d'Estadística de Catalunya, <<https://www.idescat.cat/>>) 47 ports i 80 «instal·lacions portuàries» (embarcadors, marines esportives i similars). Addicionalment, els cists dipositats en els sediments d'aquestes zones protegides poden romandre viables durant molt de temps i fer de llavor de noves proliferacions. Problemes com els causats per *Ostreopsis cf. ovata* a Llaneres estan també relacionats amb l'ocupació dels espais costaners. Les persones més afectades són les que viuen o treballen en un conjunt d'edificis que es van construir molt propers a una platja ara pràcticament desapareguda i substituïda per una zona litoral d'aigües poc profundes, poblada per macròfits que representen un bon hàbitat per a *Ostreopsis* i altres dinoflagel·lades bèntiques. Això fa que la població humana propera estigui molt exposada als aerosols marins. Un altre factor que cal afegir als comentats de



més amunt, i que pot ser facilitat per la producció de cists (Figuerola *et al.*, 2008), és l'augment de les transferències antropogèniques d'espècies nocives a través de processos com els trasllats d'estocs de bivalves, el tràfic marítim i els intercanvis d'aigües de llast, o bé l'adhesió a plàstics (Garcés i Camp, 2012).

## 5. PAN I CANVI GLOBAL

A part d'aspectes del canvi global antropogènic com les alteracions en l'aportació de nutrients o l'artificialització de la línia de costa, comentats a l'apartat anterior, cal esperar que l'augment de la temperatura i altres aspectes associats al canvi climàtic afectin la distribució i la intensitat de les PAN. Entre els possibles mecanismes s'hi poden comptar un increment de l'estratificació de la columna d'aigua, l'expansió d'espècies d'aigües càlides cap a zones temperades i variacions en el cicle estacional i les finestres d'alta abundància de determinades espècies (Hallegraeff, 2010; Gobler *et al.*, 2017).

En general, les sèries de dades disponibles a Catalunya no són encara prou llargues per esbrinar quines de les variacions registrades formen part de respostes a fluctuacions naturals o representen tendències a llarg termini causades pel canvi climàtic antropogènic. A l'Estartit, des de 1974, s'ha detectat un augment de temperatura de l'aigua de superfície de 0,3°C per dècada (Martín-Vide, 2016), però la mesura de variables biològiques va començar molt més tard. Al delta de l'Ebre, des de 1990 ha augmentat significativament la temperatura (Fernández-Tejedor *et al.*, 2010; Llebot *et al.*, 2011) i hi ha hagut canvis en els períodes de proliferació de diverses espècies productores de PAN (Fernández-Tejedor *et al.*, 2010), però no s'han trobat tendències substancials en l'abundància de diatomees o dinoflagel·lades (Llebot *et al.*, 2011). A la badia de Blanes, la temperatura no mostrava variacions significatives, però les concentracions de nutrients i l'abundància de gairebé tots els grups de fitoplàncton han baixat des de l'any 2000, aparentment com a conseqüència de millores de sanejament de les aigües residuals (Nunes *et al.*, 2018).

En relació amb la potencial expansió de microalgues d'aigües tropicals i subtropicals cap a les costes mediterrànies, cal vigilar particularment les espècies del gènere *Gambierdiscus*, que poden produir toxines neurotòxiques (ciguatoxines i maitotoxines) causants de ciguatera. Recentment se n'han diagnosticat casos a les Illes Canàries, possiblement deguts a poblacions locals de *Gambierdiscus* (Rodríguez *et al.*, 2017), i s'ha detectat l'espècie *Gambierdiscus australes* a Mallorca i Menorca (Tudó *et al.*, 2018).

## 6. COMENTARIS FINALS

El tema de les PAN no té només un interès teòric. Per exemple, els dies de tancament (prohibició d'extracció i, per tant, de comercialització) per DSP de la producció de bivalves a les badies dels Alfacs i del Fangar (delta de l'Ebre) van ser, respectivament, 111 i 64 l'any 2007, 31 i 8 el 2008 (Fernández-Tejedor *et al.*, 2009) i 86 i 13 el 2012 (Sampedro, 2018); en aquest darrer any, per exemple, va haver-hi també 22 dies de tancament per DSP a la zona de producció de Cap Gros - Vilanova i la Geltrú, 39 a la de Vilanova i la Geltrú - Torre Barona i 34 a la de l'Escala-Roses-Cadaqués (Sampedro, 2018). En llocs com el delta de l'Ebre, si aquests tancaments s'esdevenen en èpoques estivals d'alta temperatura de l'aigua, pot ser que el músculo encara no comercialitzat mori a causa de les altes temperatures. Àdhuc proliferacions innòcues com les d'*Alexandrium taylori* poden tenir un impacte econòmic negatiu sobre la indústria turística.

Com s'ha comentat més amunt, les PAN són un fenomen complex, controlat per una multiplicitat de processos, cosa que fa difícil fer prediccions sobre els efectes del canvi climàtic o altres perturbacions. En aquest context és important incentivar la investigació sobre la fisiologia i l'ecologia de les PAN, tal com proposen programes internacionals com GEOHAB (Glibert *et al.*, 2018a) i GlobalHAB (Berdalet *et al.*, 2017; <[www.globalhab.info](http://www.globalhab.info)>), i continuar registrant sèries temporals de dades, aprofitant les tècniques modernes de monitoratge (Glibert *et al.*, 2018b), a fi de proporcionar un toc d'alerta precoç quan sigui necessari i millorar el nostre coneixement dels factors de forçament de les PAN. Pel que fa a la gestió del problema de cara al futur, malgrat que s'han desenvolupat algunes tècniques de mitigació (Yu *et al.*, 2018), l'estratègia més adequada és la prevenció. Tot plegat fa palesa la necessitat d'una planificació acurada de la utilització dels espais i d'una consideració integrada, ecològica i socioeconòmica dels ecosistemes costaners i de les conques hidrogràfiques que hi desemboquen.

## REFERÈNCIES

- ALIGIZAKI, K.; NIKOLAIDIS, G. (2008). «Morphological identification of two tropical dinoflagellates of the genera *Gambierdiscus* and *Sinophysis* in the Mediterranean Sea». *Journal of Biological Research Thessaloniki*, núm. 9, p. 75-82.
- ÀLVAREZ, J.; PEDROL, A.; PARRÓN, I.; GOXENCIA, J.; TORRES, M. DE; MANZANERA, M.; PLANAS, C.; COSCULLUELA, G.; LÓPEZ, A. (2005). «Brote epidémico de sintomatología irritativa en Sant Andreu de Llavaneres: ¿el origen está en el mar?». A: *Proceedings of the XXIII Reunión de la Sociedad Española de Epidemiología, Las Palmas de Gran Canaria. Gaceta Sanitaria*, núm. 19, suplement 1, p. 3-139.
- ASNAGHI, V.; PECORINO, D.; OTTAVIANI, E.; PEDRONCINI, A.; BERTOLOTTI, R. M.; CHIANTOREA, M. (2017). «A novel application of an adaptable modeling approach to the management of toxic microalgal bloom events in coastal areas». *Harmful Algae*, núm. 63, p. 184-192.
- ARIN, L.; ALMEIDA, R.; SAMPEDRO, N.; REÑÉ, A.; BLASCO, D.; CALBET, A.; CAMP, J.; ESTRADA, M. (2014). «Foam events due to a *Phaeocystis* bloom along the Catalan coast (NW Mediterranean)». *Harmful Algal News*, núm. 48, p. 14-15.
- BASTERRETXEA, G.; GARCÉS, E.; JORDI, A.; MASÓ, M.; TINTORÉ, J. (2005). «Breeze conditions as a favoring mechanism of *Alexandrium taylori* blooms at a Mediterranean beach. Estuar». *Coastal Shelf Science*, núm. 62, p. 1-12.
- BERDALET, E.; FLEMING, L. E.; GOWEN, R.; DAVIDSON, K.; HESS, H.; BACKER, L. C.; MOORE, S. K.; HOAGLAND, P.; ENEVOLDSEN, H. (2016). «Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century». *J. Mar. Biol. Ass. [UK]*, núm. 96 (1), p. 61-91.
- BERDALET, E.; KUDELA, R.; URBAN, E.; ENEVOLDSEN, H.; BANAS, N.; BRESNAN, E.; BURFORD, M.; DAVIDSON, K.; GOBLER, C.; KARLSON, B.; LIM, P. T.; MONTRESOR M.; TRAINER, V.; USUP, G.; YIN, K. (2017). «GlobalHAB: A new program to promote international research, observations, and modeling of harmful algal blooms in aquatic systems». *Oceanography*, núm. 30 (1), p. 70-81.
- BLANFUNÉ A.; BOUDOURESQUE, C. F.; GROSSEL, H.; THIBAUT, T. (2015). «Distribution and abundance of *Ostreopsis* spp. and associated species (Dinophyceae) in the northwestern Mediterranean: the region and the macroalgal substrate matter». *Environ. Sci. Pollut. Res.*, núm. 22, p. 12332-12346. DOI: 10.1007/s11356-015-4525-4.

- BRAVO, I.; REGUERA, B.; MARTÍNEZ, A.; FRAGA, S. (1990). «First report of *Gymnodinium catenatum* Graham on the Spanish Mediterranean coast». A: GRANÉLI, E.; SUNDSTRÖM, B.; EDLER, L.; ANDERSON, D. M. (ed.). *Toxic Marine Phytoplankton*. Nova York: Elsevier, p. 449-452.
- BRAVO, I.; VILA, M.; MASÓ, M.; FIGUEROA, R. I.; RAMILO, I. (2008). «*Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea: Toward the identification of ecological niches». *Harmful Algae*, núm. 7, p. 515-722.
- CARNICER, O.; GUALLAR, C.; DIOGÈNE, J.; FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M. (2015). «*Ostreopsis* cf. *ovata* dynamics in the NW Mediterranean Sea in relation to biòtic and abiòtic factors». *Harmful Algae*, núm. 7, p. 89-99.
- COHU, S.; THIBAUT, T.; MANGIALAJO, L.; LABAT, J.-P.; PASSAFIUME, O.; BLANFUNÉ, A.; SIMON, N.; COTTALORDA, J.-M.; LEMÉE, R. (2011). «Occurrence of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* in relation with environmental factors in Monaco (NW Mediterranean)». *Mar. Pollut. Bull.*, núm. 62, p. 2781-2691.
- DELGADO, M.; ESTRADA, M.; CAMP, J.; FERNÁNDEZ, J. V.; SANMARTÍ, M.; LLETÍ, C. (1990). «Development of a toxic *Alexandrium minutum* bloom in the harbour of Sant Carles de la Ràpita (Ebro Delta, northwestern Mediterranean)». *Sci. Mar.*, núm. 54 (1), p. 1-7.
- DEPARTAMENT DE TERRITORI I SOSTENIBILITAT (2013). Configuració del litoral català [en línia].  
<[http://territori.gencat.cat/ca/06\\_territori\\_i\\_urbanisme/costes\\_i\\_muntanya/la\\_costa\\_catalana/la\\_costa\\_catalana/](http://territori.gencat.cat/ca/06_territori_i_urbanisme/costes_i_muntanya/la_costa_catalana/la_costa_catalana/)>. [Consulta: 17 març 2019]
- ESTÉVEZ, R.; PRIETO, F.; ALFONSO, C. (autors principals) (2016). *Cambios de ocupación del suelo en la costa. COSTA16*. Asociación Observatorio de la Sostenibilidad [en línia]. <[www.observatoriosostenibilidad.com](http://www.observatoriosostenibilidad.com)>. [Consulta: 17 març 2019]
- ESTRADA, M. (2011). *Ecologia de les mareas roges*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències Biològiques. 35 p.
- ESTRADA, M.; SÁNCHEZ, F. J.; FRAGA, S. (1984). «*Gymnodinium catenatum* GRAHAM en las rías gallegas». *Inv. Pesq.*, núm. 48 (1), p. 311-340.
- ESTRADA, M.; ARIN, L.; BLASCO, D.; BLAUW, A.; CAMP, J.; GARCÉS, E.; SAMPEDRO, N.; VILA, M. (2008). «A fuzzy logic model for *Alexandrium minutum* proliferations in harbours of the Catalan coast (NW Mediterranean)». A: MOESTRUP, Ø. *et al.* (ed.). *Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae. International*

- Society for the Study of Harmful Algae*. Copenhagen: ISSHA and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, p. 111-113.
- FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; SOUBRIER-PEDREÑO, M. A.; FURONES, M. D. (2007). «Mitigation of lethal effects of *Karlodinium veneficum* and *K. armiger* on *Sparus aurata*: Changes in haematocrit and plasma osmolality». *Dis. Aquat. Org.*, núm. 77, p. 53-59.
- FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; GIMÉNEZ, G.; IGLESIA P. de la; DIOGÈNE, J. (2009). «Resultados del programa de seguimiento de fitoplancton tóxico y biotoxinas en las zonas de producción de bivalvos de Cataluña: años 2007-2008. Algas tóxicas e biotoxinas nas águas da Península: 2009». A: *Actas da X Reunião Ibérica de Fitoplâncton Tóxico e Biotoxinas*. Lisboa, p. 15-29.
- FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; DELGADO, M.; GARCÉS, E.; CAMP, J.; DIOGÈNE, J. (2010). «Toxic phytoplankton response to warming in two Mediterranean bays of the Ebro Delta». A: BRIAND, F. (ed.). *Phytoplankton Response to Mediterranean Environmental Change*. Mônaco, p. 83-88. (CIESM Workshop Monographs; 40)
- FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; GIMÉNEZ, G.; IGLESIA P. de la; DIOGÈNE, J. (2011). «Resultados del programa de seguimiento de fitoplancton tóxico y biotoxinas en las zonas de producción de moluscos de Cataluña: años 2009-2010». A: *Resúmenes de la XI Reunión Ibérica sobre Microalgas Nocivas y Biotoxinas*. Bilbao, 30 de maig- 1 de juny de 2011.
- FIGUEROA, R. I.; ESTRADA, M.; GARCÉS, E. (2018). «Life histories of microalgal species causing harmful blooms: Haploids, diploids and the relevance of benthic stages». *Harmful Algae*, núm. 73, p. 44-57.
- FLO, E.; GARCÉS, E.; MANZANERA, M.; CAMP, J. (2011). «Coastal inshore waters in the NW Mediterranean: Physicochemical and biological characterization and management implications». *Estuar. Coast. Shelf S.*, núm. 93, p. 279-289.
- FRAGA, S.; BRAVO, I.; DELGADO, M.; FRANCO, J. M.; ZAPATA, M. (1995). «*Gyrodinium impudicum* sp. nov. (Dinophyceae), a non toxic, chain-forming, red tide dinoflagellate». *Phycologia*, núm. 34 (6), p. 514-521.
- FRAGA, S.; SAMPEDRO, N.; LARSEN, J.; MOESTRUP, Ø.; CALADO, A. J. (2015). «Arguments against the proposal 2302 by John & al. to reject the name *Gonyaulax catenella* (*Alexandrium catenella*)». *Taxon*, núm. 64, p. 634-635.
- FUKUYO, Y.; KODAMA, M.; OMURA, T.; FURUYA, K.; FURIO, E. F.; CAYME, M.; TEEN, L. P.; HA, D. V.; KOTAKI, Y.; MATSUOKA, K.; IWATAKI, M.; SRIWOON, R.;

- LIRDWITAYAPRASIT, T. (2011). «Ecology and oceanography of harmful marine microalgae. (Project-2)». A: NISHIDA, S.; FORTES, M. D.; MIYAZAKI, N. (ed.). «Coastal Marine Science in Southeast Asia. Synthesis Report of the Core University Program of the Japan Society for the Promotion of Science». *Coastal Marine Science*, 2001-2010, p. 23-48.
- GARCÉS, E.; DELGADO, M.; MASÓ, M.; CAMP, J. (1998). «Life history and *in situ* growth rate of *Alexandrium taylori* (Dinophyceae)». *J. Phycol.*, núm. 34, p. 880-887.
- GARCÉS, E.; MASÓ, M.; CAMP, J. (1999). «A recurrent and localized dinoflagellate bloom in a Mediterranean beach». *J. Plankton Res.*, núm. 12, p. 2373-2391.
- GARCÉS, E.; CAMP, J. (2012). «Habitat changes in the Mediterranean Sea and the consequences for harmful algal blooms formation». A: STAMBLER, N. (ed.). *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes* Hauppauge, EUA: Nova Science Publishers, Inc., p. 519-541.
- GASOL, J.; MASSANA, R.; SIMÓ, R.; MARRASÉ, C.; ACINAS, S. G.; PEDRÓS-ALIÓ, C.; PELEJERO, C.; SALA, M. M.; CALVO, E.; VAQUÉ, D.; PETERS, F. (2012). «Blanes Bay (Site 55)». *ICES Cooperative Research Report*, núm. 313. Copenhagen, ICES, p. 136-141.
- GLIBERT, P. M.; BERDALET, E.; BURFORD, M. A.; PITCHER, G. C.; ZHOU, M. (2018a). «Introduction to the Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms (GEOHAB) Synthesis». A: GLIBERT, P. M.; BERDALET, E.; BURFORD, M. A.; PITCHER, G. C.; ZHOU, M. (ed.). *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Cham (Suïssa): Springer, p. 3-7. [Ecological Studies; 232]
- GLIBERT, P. M.; PITCHER, G. C.; BERNARD, S.; LI, M. (2018b). «Advancements and Continuing Challenges of Emerging Technologies and Tools for Detecting Harmful Algal Blooms, Their Antecedent Conditions and Toxins, and Applications in Predictive Models». A: GLIBERT, P. M.; BERDALET, M.; BURFORD, M. A.; PITCHER, G. C.; ZHOU, M. (ed.). Cham (Suïssa): Springer, p. 339-357. [Ecological Studies; 232]
- GOBLER C. J.; DOHERTY, O. M.; HATTENRATH-LEHMANN, T. K.; GRIFFITH, A. W.; KANGA, Y.; LITAKER, R. W. (2017). «Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, num. 114, p. 4975-4980.
- GÓMEZ, F. (2003). «The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*: an invader in the Mediterranean Sea». *Acta Bot. Croat.*, núm. 62 (2), p. 65-72.

- HALIM, Y. (1960). «*Alexandrium minutum* nov. g. nov. sp. dinoflagellé provocant des “eaux rouges”». *Vie et Milieu*, núm. 11, p. 102-105.
- HALLEGRAEFF, G. M. 2010. «Ocean climate change, phytoplankton community responses and harmful algal blooms: A formidable predictive challenge». *J. Phycol.*, núm. 46, p. 220–235. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x.
- HALLEGRAEFF, G. M.; BLACKBURN, S. I.; DOBLIN, M. A.; BOLCH, C. J. S. (2012). «Global toxicology, ecophysiology and population relationships of the chainforming PST dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*». *Harmful Algae*, núm. 14, p. 130-143.
- HEISLER, J.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M.; ANDERSON, D. M.; COCHLAN, W.; DENNISON, W. C.; DORTCH, Q.; GOBLER, C. J.; HEIL, C. A.; HUMPHRIES, E.; LEWITUS, A.; MAGNIEN, R.; MARSHALL, H. G.; SELLNER, K.; STOCKWELL, D. A.; STOECKER, D. K.; SUDDLESON, M. (2008). «Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus». *Harmful Algae* núm. 8, p. 3-13.
- JOHN, U.; LITAKER, R. W.; MONTRESOR, M.; MURRAY, S.; BROSNAHAN, M. L.; ANDERSON, D. M. (2014). «Formal revision of the *Alexandrium tamarense* species complex (Dinophyceae) taxonomy: The introduction of five species with emphasis on molecular-based (rDNA) classification». *Protist*, núm. 165, p. 779-804. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.protis.2014.10.001>>.
- KIERSTEAD, H.; SLOBODKIN, L. B. (1953). «The Size of Water Masses Containing Plankton Blooms». *J. Mar. Res.*, núm. 12, p. 141-147.
- LLEBOT, C.; SOLÉ, J.; DELGADO, M.; FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; CAMP, J.; ESTRADA, M. (2011). «Hydrographical forcing and phytoplankton variability in two semi-enclosed estuarine bays». *J. Mar. Sys.*, núm. 86, p. 69-86.
- LLEBOT, C.; RUEDA, F. J.; SOLÉ, J.; ARTIGAS, M. L.; ESTRADA, M. (2014). «Hydrodynamic states in a wind-driven microtidal estuary (Alfacs Bay)». *J. Sea Res*, núm. 85, p. 263-276. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2013.05.010>>.
- LÓPEZ, J. J.; ARTÉ, P. (1971). «Aguas rojas en las costas catalanas». *Inv. Pesq.*, núm. 35 (2), p. 600-708.
- MANGIALAJO, I.; GANZIN, N.; ACCORONI, S.; ASNAGHI, V.; BLANFUNÉ, A.; CABRINI, M.; CATTANEO-VIETTI, R.; CHAVANON, F.; CHIANTORE, M.; COHU, S.; COSTA, E.; FORNASARO, D.; GROSSEL, H.; MARCO-MIRALLES, F.; MASÓ, M.; REÑÉ, A.; ROSSI, A. M.; SALA, M. M.; THIBAUT, T.; TOTTI, C.; VILA, M.; LEMÉE, R. (2011). «Trends in *Ostreopsis* proliferation along the northern Mediterranean coasts». *Toxicon*, núm. 57, p. 408-420.

- MARGALEF, R.; ESTRADA, M.; BLASCO, D. (1979). «Fuctional morphology of organisms involved in red tides as adapted to decaying turbulence». A: TAYLOR, D. L.; SELIGER, H. H. (ed.). *Toxic dinoflagellate blooms*. Nova York; Amsterdam; Oxford: Elsevier / North Holland, p. 89-94.
- MARGALEF, R.; ESTRADA, M. (1987). «Synoptic distribution of summer microplankton (Algae and Protozoa) across the principal front in the Western Mediterranean». *Inv. Pesq.*, núm. 51 (1), p. 121-140.
- MARTÍN-VIDE, J. (coord.) (2016). *Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans: Generalitat de Catalunya. 624 p.
- MASÓ, M.; GARCÉS, E. (2006). «Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them». *Mar. Pollut. Bull.*, núm. 53, p. 620-630.
- MASSERET, E.; GRZEBYK, D.; NAGAI, S.; GENOVESI, B.; LASSERRE, B.; LAABIR, M.; COLLOS, Y.; VAQUER, A.; BERREBI, P. (2009). «Unexpected genetic diversity among and within populations of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* as revealed by nuclear microsatellite markers». *Appl. Environ. Microbiol.*, núm. 75, p. 2037-2045. <<http://doi:10.1128/AEM.01686-08>>.
- NUNES, S.; LATASA, M.; GASOL, J. M.; ESTRADA, M. (2018). «Seasonal and interannual variability of phytoplankton community structure in a Mediterranean coastal site». *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, núm. 592, p. 57-75. <<https://doi.org/10.3354/meps12493>>.
- PENNA, A.; GARCÉS, E.; VILA, M.; GIACOBBE, M. G.; FRAGA, S.; LUGLIÈ, A.; BRAVO, I.; BERTOZZINI, E.; VERNESI, C. (2005). «*Alexandrium catenella* (Dinophyceae), a toxic ribotype expanding in the NW Mediterranean Sea». *Mar. Bio.*, núm. 148, p. 13-23. <<http://doi 10.1007/s00227-005-0067-5>>.
- PENNA, A.; FRAGA, S.; MASÓ, M.; GIACOBBE, M. G.; BRAVO, I.; GARCÉS, E.; VILA, M.; BERTOZZINI, E.; ANDREONI, F.; LUGLIÈ, A.; VERNESI, C. (2008). «Phylogenetic relationships among the Mediterranean *Alexandrium* (Dinophyceae) species based on sequences of 5.8S gene and Internal Transcript Spacers of the rRNA operon». *Eur. J. Phycol.*, núm. 43 (2), p. 163-178.
- PENNA A.; FRAGA S.; BATTOCCHI, C.; CASABIANCA, S.; GIACOBBE, M. G.; RIOBÒ, P.; VERNESI, C. (2010). «A phylogeographical study of the toxic benthic dinoflagellate genus *Ostreopsis* Schmidt». *J. Biogeogr.*, núm. 3, p. 830-841.
- PIERCE, R. H.; HENRY, M. S. (2008). «Harmful algal toxins of the Florida red tide (*Karenia brevis*): natural chemical stressors in South Florida coastal ecosystems». *Ecotoxicology*, núm. 17 (7), p. 623–631. <<http://doi:10.1007/s10646-008-0241-x>>.



- POLI, M.; RUIZ-OLVERA, P.; NALCA, A.; RUIZ, S.; LIVINGSTON, V.; FRICK, O.; DYER, D.; SCHELLHASE, C.; RAYMOND, J.; KULIS, D.; ANDERSON, D.; MCGRATH, S.; DEEDS, J. (2018). «Toxicity and pathophysiology of palytoxin congeners after intraperitoneal and aerosol administration in rats». *Toxicon*, núm. 150, p. 235-250.
- QUIJANO-SCHEGGIA, S.; GARCÉS, E.; FLO, E.; FERNANDEZ-TEJEDOR, M.; DIOGÈNE, J.; CAMP, J.; (2008). «Bloom dynamics of the genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in two coastal bays (NW Mediterranean Sea)». *Sci. Mar.*, núm. 72, p. 577-590.
- RANDALL, J. E. (2005). «Review of clupeotoxism, an often fatal illness from the consumption of clupeoid fishes». *Pacif. Sci.*, núm. 59, p. 73-77. <<http://dx.doi.org/10.1353/psc.2005.0013>>.
- REÑÉ, A.; CAMP, J.; GARCÉS, E. (2015). «Diversity and Phylogeny of Gymnodiniales (Dinophyceae) from the NW Mediterranean Sea Revealed by a Morphological and Molecular Approach». *Protist*, núm. 166, p. 234-263.
- RODRÍGUEZ, F.; FRAGA, S.; RAMILO, I.; RIAL, P.; FIGUEROA, R. I.; RIOBÓ, P.; BRAVO, I. (2017). «Canary Islands (NE Atlantic) as a biodiversity “hotspot” of *Gambierdiscus*: Implications for future trends of ciguatera in the area». *Harmful Algae*, núm. 67, p. 131-143.
- SAMPEDRO, N. (2018). *Potentially harmful dinoflagellates in the NW Mediterranean coast, with a focus on the Alexandrium genus*. Tesi doctoral. Barcelona: Universitat de Barcelona 369 p.
- SAMPEDRO, N.; FRANCO, J. M.; ZAPATA, M.; RIOBÓ, P.; GARCÉS, E.; PENNA, A.; CAILLAUD, A.; DIOGÈNE, J.; CACHO, E.; CAMP, J. (2013). «The toxicity and intraspecific variability of *Alexandrium andersonii* Balech». *Harmful Algae*, núm. 25, p. 26-38.
- SANSONI, G.; BORGHINI, B.; CAMICI, G.; CASOTTI, M.; RIGHINI, P.; RUSTIGHI, C. (2003). «Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente». *Biologia Ambientale*, núm. 17, p. 17-23.
- TAYLOR, F. J. R. (1979). «The description of the benthic dinoflagellate associated with maitotoxin and ciguatoxin, including observations on Hawaiian material». A: TAYLOR, D. L.; SELIGER, H. H. (ed.). *Toxic dinoflagellate blooms*. Nova York; Amsterdam; Oxford: Elsevier / North Holland, p. 71-77.

- TUDÓ, A.; TOLDRÀ, A.; ANDREE, K. B.; REY, M.; FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; CAMPÀS, M.; DIOGÈNE, J. (2018). «First report of *Gambierdiscus* in the Western Mediterranean Sea (Balearic Islands)». *Harmful Algal News*, núm. 59, p. 22-23.
- VILA, M.; GARCÉS, E.; MASÓ, M.; CAMP, J.; (2001a). «Is the distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* expanding along the NW Mediterranean coast?» *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, núm. 222, p. 73-83.
- VILA, M.; CAMP, J.; GARCÉS, E.; MASÓ, M.; DELGADO, M. (2001b). «High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean». *J. Plankton Res.*, núm. 23, p. 497-514.
- VILA, M.; GARCÉS, E.; MASÓ, M. (2001c). «Potentially toxic epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean». *Aquatic Microb Ecol.*, núm. 26, p. 61-60.
- VILA, M.; GIACOBBE, M. G.; MASÓ, M.; GANGEMI, E.; PENNA, A.; SAMPEDRO, N.; AZZARO, F.; CAMP, J.; GALLUZZI, L. (2005). «A comparative study on recurrent blooms of *Alexandrium minutum* in two Mediterranean coastal areas». *Harmful Algae*, núm. 4, p. 673-695.
- VILA, M.; MASÓ, M.; SAMPEDRO, N.; ILLOUL, H.; ARIN, L.; GARCÉS, E.; GIACOBBE, M.G.; ÀLVAREZ, J.; CAMP, J. (2008). «The genus *Ostreopsis* in recreational waters of the Catalan Coast and Balearic Islands (NW Mediterranean Sea): is this the origin of human respiratory difficulties? ». A: MOESTRUP, Ø. *et al.* (ed.). *Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae*. Copenhagen: ISSHA and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, p. 334-336.
- VILA, M.; ARIN, L.; BATTOCCHI, C.; BRAVO, I.; FRAGA, S.; PENNA, A.; REÑÉ, A.; RIOBÓ, P.; RODRÍGUEZ, F.; SALA, M. M.; CAMP, J.; TORRES, M. de; FRANCO, J. M. (2012). «Management of *Ostreopsis* blooms in recreational waters along the Catalan coast (NW Mediterranean Sea): Cooperation between a research project and a monitoring program». *Cryptogamie Algol.*, núm. 33, p. 143-152.
- VILA, M.; ABÓS-HERRÀNDIZ, R.; ISERN-FONTANET, J.; ÀLVAREZ, J.; BERDALET, E. (2016). «Establishing the link between *Ostreopsis cf. ovata* blooms and human health impacts using ecology and epidemiology». A: VAQUÉ, D.; PELEGRÍ, J. L. (ed.). *Planet Ocean. Sci. Mar.*, 80 (S1), p. 107-115. <<http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04395.08A>>.
- WYATT, T. (1992). «*Gymnodinium catenatum* in Europe». *Harmful Algae News*, núm. 2, p. 4-5.

YU, Z.; SONG, X.; CAO, X.; LIU, Y. (2018). «Mitigation and Control of Harmful Algal Blooms». A: GLIBERT, P. M.; BERDALET, M.; BURFORD, M. A.; PITCHER, G. C.; ZHOU, M. (ed.). *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Cham (Suïssa): Springer, p. 203-423. [Ecological Studies; 232]