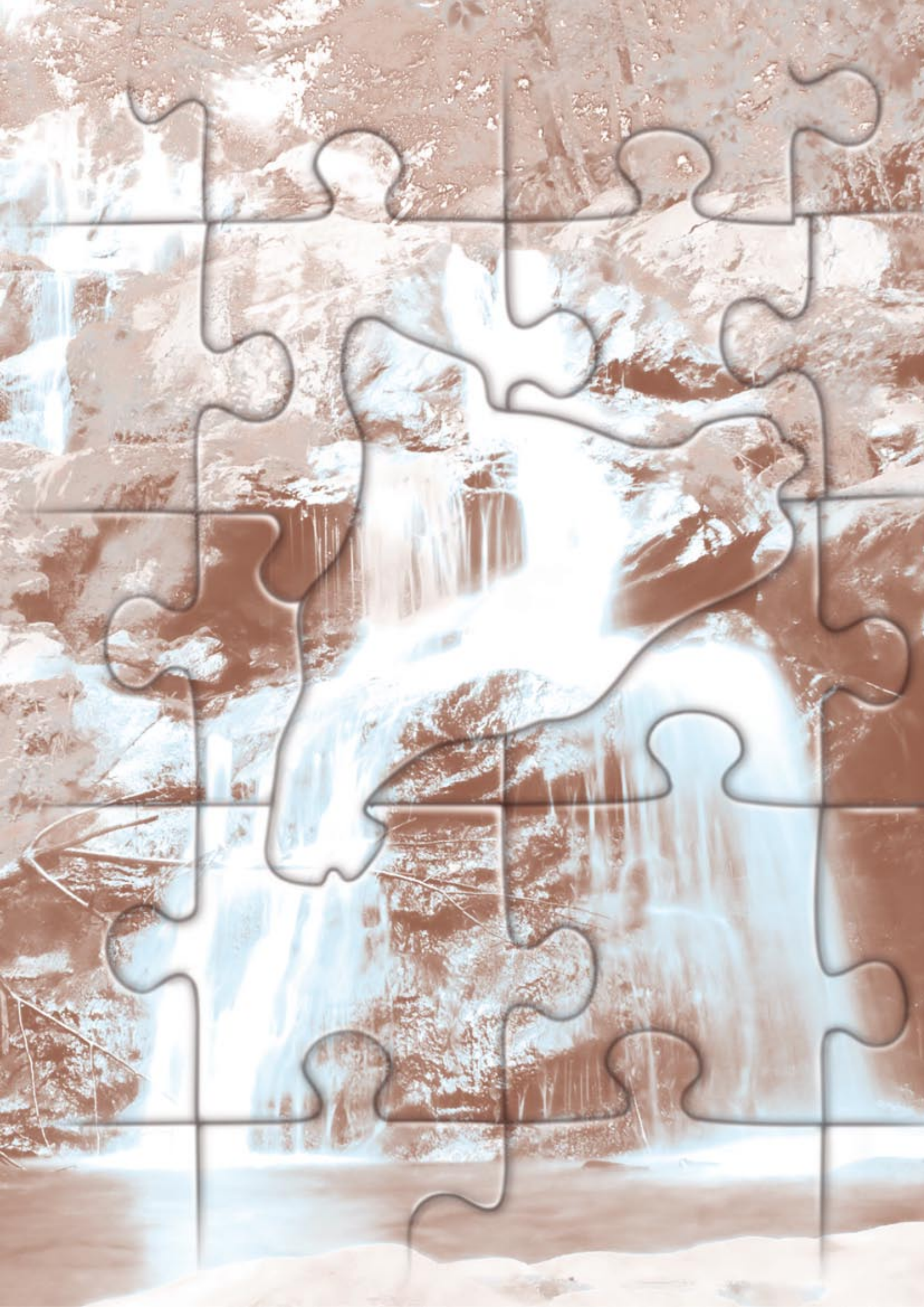
Aigua i canvi climàtic

Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya

Impactes sobre ecosistemes

Generalitat de Catalunya
Departament de Medi Ambient i Habitatge

Agència Catalana de l'Aigua



Impactes sobre els ecosistemes aquàtics

Resum

Narcís Prat, Universitat de Barcelona
Antoni Munné, Agència Catalana de l'Aigua

Els escenaris climàtics previstos a Catalunya per als propers anys dibuixen, a causa de l'increment en les emissions de gasos d'efecte hivernacle i del canvi global en general, una situació d'increment de les temperatures i també de canvis en el règim de les precipitacions, amb més irregularitat i més intensitat de fenòmens extrems (vegeu els capítols 5, 6 i 7). Això pot tenir conseqüències en la quantitat i, alhora, en la qualitat de l'aigua que circula pels rius, estanys, embassaments, zones humides, etc., i una incidència directa i indirecta sobre l'estructura i el funcionament dels ecosistemes associats (Allan *et al*., 2005), tal com s'explica i es concreta en capítols posteriors d'aquest treball.

En resum, i d'una manera simplificada, els pronòstics indiquen menys innivació a les parts altes de les muntanyes, amb una fusió més precoç de la neu i un retard en la congelació de l'aigua, cosa que, lògicament, ha d'afectar les capçaleres dels rius i els estanys d'alta muntanya. L'escolament més escàs des de les capçaleres pot provocar, també, que les reserves d'aigua embassada siguin menors, i que, juntament amb la pèrdua d'energia en l'entrada als embassaments de l'aigua del desglaç, pugui augmentar el temps de retenció de l'aigua en els embassaments i la persistència de la termoclina (capítol 17). Alhora, també, es pronostica una reducció en el cabal circulant pels rius per l'evapotranspiració més elevada, fins a arribar a assecar alguns trams de caràcter lleument temporal, com ha passat en altres països (Bond *et al*., 2008). A la vora del mar, de les llacunes litorals i dels ecosistemes talasohalins, els canvis ja són importants a causa de l'augment, fins ara moderat, del nivell del mar, que modifica el règim hidrològic i la dinàmica salina dels sistemes costaners, però en el futur poden ser dramàtics (capítol 21), com en el cas del deltes, que poden arribar, en part, a desaparèixer (capítol 20). Les comunitats d'organismes que patiran més aquests canvis seran, probablement, els peixos dels ecosistemes aquàtics continentals, que ja estan molt malmesos en l'actualitat per la contaminació de les aigües, però sobretot per la manca de cabals mínims (o ecològics) circulants i per la desaparició del seu hàbitat (capítol 19). Aquesta situació afavoreix l'entrada i establiment d'espècies invasores, les quals aprofiten els canvis en el règim de cabals, la modificació de l'hàbitat i l'increment de les temperatures per a competir amb avantatge sobre les comunitats pròpies dels sistemes locals (Alcaraz i García-Berthou, 2007; Ribeiro *et al*., 2008)

Tots aquests aspectes s'analitzen en aquest treball, amb estudis realitzats diferents especialistes en cada un dels temes més rellevants, en els quals es mostren tant les certeses i possibles escenaris de futur, com les seves incerteses.

Efectes en l'estructura i la funció dels ecosistemes aquàtics deguts als canvis climàtics

Els canvis que es produeixen en els ecosistemes aquàtics per l'increment de temperatura i per la variació del règim pluviomètric originen modificacions en la seva estructura i la seva funció. Si l'increment de gasos d'efecte d'hivernacle farà pujar la temperatura de l'aire, com a conseqüència pujarà la temperatura de l'aigua, i això afectarà el cicle biològic de moltes espècies. Si l'evapotranspiració més elevada i el canvi en el règim de pluges fa que circuli menys aigua pels rius i amb més irregularitat, aquesta situació provocarà, o pot provocar, que circuli

menys aigua pels estanys i els embassaments, en general una reducció en les taxes de renovació de l'aigua, la modificació de l'hàbitat, i el decreixement dels fluxos turbulents que contribueixen a l'autodepuració i a la dinàmica de nutrients dels rius. Un resum dels efectes dels possibles canvis que es poden produir en els nostres ecosistemes es mostra a la taula 1 i s'esquematitza a la figura 1. Per a una visió global del tema a Espanya, és interessant consultar Álvarez-Cobelas *et al*. (2005).

Taula 1. Possibles canvis i efectes produïts en els ecosistemes aquàtics per l'emissió de gasos d'efecte d'hivernacle.

	Rius	Aiguamolls	Estanys i embassaments	Aigües costaneres i aiguamolls litorals
Canvis				
Increment de temperatura	++	++	++	++
Durada de l'estratificació tèrmica			+++	+++
Duració del gel			– – –	
Cabals (entrada a estanys i aiguamolls)	– –	– –	– –	
Règim de cabals alterat	++	+	+	
Taxa de residència de l'aigua		++	++	
Assecament	++	++		
Taxa de residència incrementada		+	++	
Eutrofització	++	++	++	++
Efectes				
Increment d'espècies invasores	++	++	++	++
Canvis del cicle de vida	++	++	++	++
Rang altitudinal de les espècies	++		++	
Producció primària	+/–	+/–	+/–	+/–
Ràtio C/N a les fulles	--			

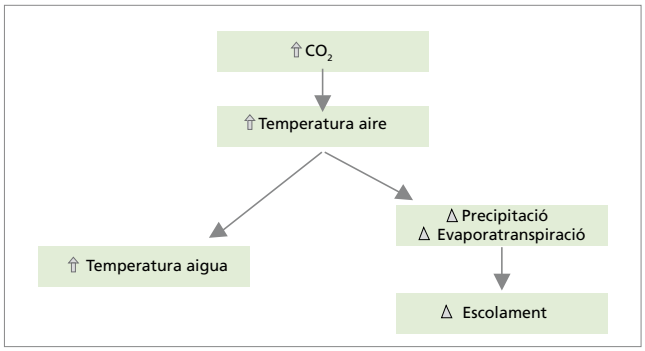
Als ambients lenítics, a conseqüència de les possibles reduccions del cabal, que afecten sobretot el temps de retenció de l'aigua en la massa d'aigua, la formació i la permanència de la termoclina pot canviar de manera rellevant, i aquest és un procés clau que pot modificar de manera important la qualitat de les aigües, que en molts d'aquests sistemes (per exemple, els embassaments) és usada per a l'abastament urbà a Catalunya. L'increment de l'eutrofització i l'increment en la presència d'algunes espècies d'algues, especialment les que poden ser tòxiques, en poden ser la conseqüència. Els efectes actuals i futurs d'aquests canvis sobre els estanys i els embassaments catalans s'expliquen en dos capítols d'aquest informe de manera detallada.

En el cas dels rius, l'increment de temperatura també produirà canvis en el cicle vital d'algunes espècies, però l'efecte més important es produirà en termes de descens dels cabals circulants i de la irregularitat que tindran. En un país mediterrani com el nostre, el perill de transformar molts dels nostres rius amb cabals menors de 100 L/s en rius intermitents (que s'eixuguen normalment a l'estiu), i de transformar els rius temporals (que només flueixen a la primavera) en lleres de trams totalment secs, és elevat. Aquests canvis poden produir modificacions en les comunitats que habiten aquests sistemes, amb possibles entrades d'espècies oportunistes i, en alguns casos, invasores, i l'increment de la contaminació per la capacitat més

baixa de dilució d'aquests sistemes. Aquests aspectes també es tracten en un capítol específic d'aquest informe.

El mateix perill (increment de dessecació i augment de l'eutrofització i la contaminació) és el que afectarà els nostres aiguamolls, amb el perill evident de desaparició d'uns ecosistemes que són clau per al manteniment de la considerable biodiversitat de Catalunya. Perill de desaparició que també plana sobre molts dels aiguamolls i ecosistemes costaners amenaçats, a més de la dessecació i la contaminació, per la pujada del nivell del mar. Això afectarà sistemes tan importants com el delta de l'Ebre. També dediquem un capítol (el 20) a aquest ecosistema tan singular, les conclusions del qual es poden aplicar de manera general a altres ecosistemes costaners de Catalunya.

Figura 1. Efectes principals sobre llacs, embassaments, aiguamolls i rius i rieres dels canvis previsibles que es produiran com a conseqüència de l'emissió de gasos d'efecte d'hivernacle. (Taula modificada d'Allan *et al.*, 2005).



	Llacs i aiguamolls	Rius i rieres
Característiques de l'ecosistema	Forma i tamany del sistema Estratificació tèrmica Nutrients i estat tròfic	Tamany i posició en la conca Règims de cabals Autotròfia vs eterotròfia
Respostes dominants del sistema	Durada més curta de la coberta de gel Estratificació més llarga i intensa Més hàbitat per peixos estenoterms Més eutrofització	Cabals reduits per + ET Gel es fon abans i crescudes avançades Pèrdua del pic de la fosa de neu Alteració ratio C/N de fulles
Respostes generals	Canvis en el metabolisme dels organismes i la productivitat Canvis en la distribució geogràfica de les espècies Canvis en l'estabilitat de l'hàbitat Canvis en la dinàmica del nutrients i altres elements químics	

Finalment, en aquest informe es presenta un treball sobre els canvis que ja s'han produït en els ecosistemes marins propers a la costa de Catalunya, on ja és palès el canvi ambiental degut a l'increment de temperatures (capítol 21). Aquí, com en molts altres ecosistemes aquàtics, els canvis mostren l'arribada de moltes espècies foranes que actuen, en molts casos, desplaçant les espècies autòctones, molt ajudades pels canvis que l'home ha produït en tots els ecosistemes aquàtics. Aquest capítol es pot comparar amb el que es presenta en una altra part d'aquest informe sobre comunitats terrestres (capítol 2).

Efectes sobre els béns i serveis del cicle de l'aigua

Els canvis en l'estructura i el funcionament dels ecosistemes aquàtics impliquen una modificació important en els béns i serveis que ens proporcionen els ecosistemes. A la taula 2 hi ha la llista dels principals béns i serveis dels ecosistemes aquàtics que seran modificats pel canvi climàtic (taula modificada d'Allan *et al.*, 2005). Molts dels aspectes que s'esmenten a la taula ja es tracten en altres capítols d'aquest informe; aquí ens centrem sobretot en els canvis en la biodiversitat, que, com veiem a la taula, serà (o ja ha estat) alterada pels canvis climàtics, o canvis globals, ja que s'han produït o que es preveu que tindran lloc en el futur. En els capítols que segueixen d'aquesta part dedicada als ecosistemes es comenten moltes d'aquestes afectacions. També es pot trobar una revisió de com les alteracions en el cicle global de l'aigua afecten l'estructura, la funció i els serveis dels rius a Sabater (2008), treball que permet fer-se una idea de quins serveis seran afectats pel canvi climàtic.

Taula 2. Possibles efectes del canvi climàtic en les funcions ambientals i socioeconòmiques de l'aigua.

	Rius	Estanys	Embas-saments	Aiguamolls	Deltes	Aigües costaneres i aigualmolls litorals
Quantitat i qualitat de l'aigua						
Usos urbans	x		x			
Usos agrícoles	x		x	x	x	
Refrigeració de centrals	x		x			x
Qualitat de l'aigua (eutrofització, dilució de la contaminació)	x	x	x	x	x	x
Altres serveis						
Pesca comercial	x	x	x	x	x	x
Aqüicultura	x				x	x
Marisqueig					x	x
Protecció de la costa i les dunes					x	x
Hidroelectricitat	x	x	x			
Control de crescudes	x		x			
Transport de sediments	x		x		x	
Turisme i oci	x	x	x	x	x	x
Alteracions de la biodiversitat	**x**	**x**	**x**	**x**	**x**	**x**

Impactes actuals i futurs sobre els ecosistemes aquàtics catalans

Pel que fa a l'impacte del canvi climàtic sobre les característiques i les comunitats d'organismes a Catalunya i la previsió que es por fer amb vista al futur, la informació que tenim és molt limitada, tal i com s'explica als capítols següents. A continuació realitzem una síntesi del que s'explica en ells.

D'una banda, tenim algunes constatacions del fet que ja s'han produït alguns efectes sobre els organismes o el funcionament dels ecosistemes degut a l'augment de temperatura. Entre elles assenyalem els canvis de comunitats planctòniques que s'han detectat en els sediments dels llacs de muntanya o en l'abundància de cists de crisofícies, l'augment de l'estratificació tèrmica i els seus efectes (anòxia) en l'embassament de Sau, l'increment

de les espècies més termòfiles de peixos dels rius i els canvis altitudinals d'algunes espècies (com la bagra), canvis en l'emergència (més primerenca) d'alguns insectes aquàtics al riu Ebre, o canvis en les pautes de distribució de diferents organismes marins i augment de les mortalitats en massa que s'esdevenen a la Mediterrània. Podem dir que l'evidència del canvi, al menys a petita escala, ja és palesa entre nosaltres, tot i la incertesa de la seva persistència o evolució.

D'altra banda, les previsions per al futur són en tots els casos preocupants i ultra l'agreujament de tots els efectes suara esmentats, en podem preveure d'altres. A la muntanya els estanys petits corren el risc de desaparèixer, i el funcionament dels més grans corre el risc de canviar notablement en disminuir l'extensió i la durada de la capa de gel. Això pot influir en un canvi de les comunitats i en la proliferació d'espècies invasores. Aquesta situació de canvi de comunitats i de proliferació d'altres espècies es produirà en tots els ecosistemes i comunitats, des de l'alta muntanya fins al fons del mar. En el cas dels peixos, per exemple, cal esperar una reducció de les poblacions de peixos autòctons i alhora més proliferació dels termòfils (habitualment espècies al·lòctones), així com una reducció de l'àrea de distribució dels peixos d'aigües més fredes, com ara la truita.

En els rius, tant l'increment de les sequeres com de les riuades poden repercutir de manera important en les comunitats i afavorir alguns grups enfront dels altres; per exemple, en el cas dels insectes aquàtics, els propis d'aigües tranquil·les, com els odonats, els heteròpters i els coleòpters,poden incrementar la seva presència enfront als més típicament reòfils, com els efimeròpters, els tricòpters i els plecòpters, tal com s'ha vist en estudis recents en petits rius poc pertorbats per part de l'home en anys de sequera. La sequera, evidentment, també tindrà un reflex en les comunitats de peixos que poden arribar a desaparèixer, especialment en les endèmiques lligades a petits cursos d'aigua. En aquest treball no s'ha estudiat l'efecte del canvi climàtic sobre les zones humides continentals, però també cal esperar una reducció de la seva àrea i un augment de la contaminació que hi haurà, que evidentment farà desaparèixer unes espècies i en farà aparèixer unes altres, sobretot (altra vegada) les invasores més termòfiles.

Al mar i a la zona litoral, els efectes sobre les comunitats també seran rellevants. En el cas de les llacunes litorals, l'increment del nivell del mar és la pitjor amenaça, que pot arribar a fer desaparèixer fins a la meitat del delta de l'Ebre. Pel que fa als ecosistemes marins, l'expansió de les espècies exòtiques també és la principal amenaça.

Cal fer un esment especial de l'afectació dels serveis ambientals que els ecosistemes aquàtics ens proveeixen. En el cas dels embassaments, no només es tracta d'una disminució de recursos, sinó que per efecte de la taxa de residència més elevada en disminuirà la qualitat, amb l'encariment consegüent dels tractaments necessaris per a potabilitzar l'aigua. Podem dir el mateix de les aigües dels rius que es fan servir per a abastament, que encara seran pitjors pel que fa a la seva qualitat prepotable pels canvis produïts en les comunitats. Per exemple, un nombre més alt d'algues potencialment tòxiques causat per una contaminació més elevada deguda a uns cabals menors en el Llobregat, pot fer molt car el tractament de les aigües a la part baixa del curs. Evidentment, la pesca en quedarà afectada, tot i la poca importància que actualment té des del punt de vista econòmic; però pensem en la pesca recreativa, que practiquen milers d'aficionats i que minvarà (cosa que, de fet, empitjorarà la qüestió de la preponderància de les espècies que han estat introduïdes, que són les més buscades i pescades pels aficionats). Tots els serveis ambientals dels deltes i de les zones costaneres seran considerablement afectats, sigui la pesca o el bany.

És evident que en el camp de la gestió i la diagnosi de l'estat de les masses d'aigua (rius, estanys, zones humides, etc.), els canvis en el règim de cabals induïts a través del canvi global i el canvi climàtic hauran de fer replantejar els valors de referència avui dia usats, i relativitzar els possibles programes de mesures dimensionats per a cada cas. Els objectius de qualitat es poden veure greument afectats i probablement hauran de ser revisats per ajustar-los al nou context ambiental. Existeixen diversos anàlisis que demostren que en períodes de sequera són diversos els indicadors biològics i estàndards de referència avui usats que pateixen significatius canvis.

En síntesi, per als ecosistemes aquàtics en general les perspectives són d'una reducció accelerada de la biodiversitat, amb una simplificació de les comunitats, que passaran a dominar en primera instància les espècies vingudes d'altres llocs o les espècies que s'adaptin a les condicions més termòfiles i més inestables. De l'abast i l'extensió de les mesures de mitigació i adaptació que es prenguin, en dependrà, també, el grau de pèrdua d'identitat dels nostres ecosistemes aquàtics.

Referències bibliogràfiques

Alcaraz, C.; García-Berthou, E. (2007). «Life history variation of invasive mosquitofish (Gambusia holbrooki) along a salinity gradient». *Biological Conservation*, núm. 139, pàg. 83-92.

Allan, J. D.; Palmer, M. A.; Poff, N. L. (2005). «Climate change and freshwater ecosystems». A: T. E. Lovejoy, L. Hannah (eds). *Climate Change and Biodiversity*. Yale University Press. New Haven CT (Etats Units). Pàg. 272-290.

Álvarez-Cobelas, M.; Catalan, J.; García de Jalón, D. (2005). «Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales». A: J. M. Moreno (ed.). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla-La Mancha. Pàg. 113-146.

Bond, N. R.; Lake, P. S.; Arthington, A. H. (2008). «The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective». *Hydrobiologia*, núm. 600, pàg. 3-16.

Ribeiro, F.; Elvira, B.; Collares-Pereira, M. J. (2008). «Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach». *Biological Invasions*, núm. 10, pàg. 89-102.

Sabater, S. (2008). «Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services». *Freshwater Reviews*, núm. 1, pàg. 75-88.

16. Els estanys d'alta muntanya com a sensors del canvi climàtic

Marc Ventura
Centre d'Estudis Avançats de Blanes, CSIC

Els estanys d'alta muntanya com a sensors del canvi climàtic

La situació particular dels estanys d'alta muntanya fa que els organismes que hi viuen estiguin adaptats a unes condicions que tradicionalment es consideren extremes per a la vida. La majoria tenen aigües molt poc mineralitzades i amb molt pocs nutrients pel fet que es troben sobre roques granítiques i en els sòls poc desenvolupats de les seves conques hidrològiques. Com a conseqüència d'això, els organismes tenen les dificultats associades a viure en condicions de dilució extrema. D'altra banda, l'altitud és un factor amb conseqüències múltiples. A causa d'una atmosfera més prima, la radiació i en especial la fracció ultraviolada (UV-B) augmenten, i conseqüentment els organismes estan subjectes a radiacions nocives durant el període lliure de gel. D'altra banda, la temperatura disminueix progressivament amb l'altitud i, per tant, la formació i la durada de la coberta de gel i de neu varia linealment amb l'altitud (figura 1). Finalment, l'altitud també és sinònim de localització remota i limita l'accessibilitat dels organismes que colonitzen aquests estanys. A causa de les dimensions relativament petites dels estanys d'alta muntanya, la importància de la conca és cabdal en l'entrada de nutrients i matèria orgànica i, en general, en la dinàmica d'aquests ecosistemes. Les conques dels estanys d'alta muntanya són relativament petites comparades amb els estanys de les zones baixes, i com a conseqüència les entrades atmosfèriques també tenen una forta influència en les aigües que hi drenen i també en les característiques de l'aigua dels estanys. Per tant, si combinem la sensitivitat dels ecosistemes lacustres d'alta muntanya a forces externes, amb la seva situació remota i, per tant, llunyana a les àrees amb una forta activitat antròpica, ens trobem que els ecosistemes lacustres d'alta muntanya són uns sensors excel·lents i uns bons enregistradors dels canvis ambientals passats i presents (Catalan *et al.* 2006).

Figura 1. (a) Durada de la coberta de gel en funció de l'altitud a estanys del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici; i (b) Sensibilitat de la durada de la coberta de gel en funció de l'altitud i augment o disminució de la temperatura (simulació extreta de Thompson *et al.,* 2005).

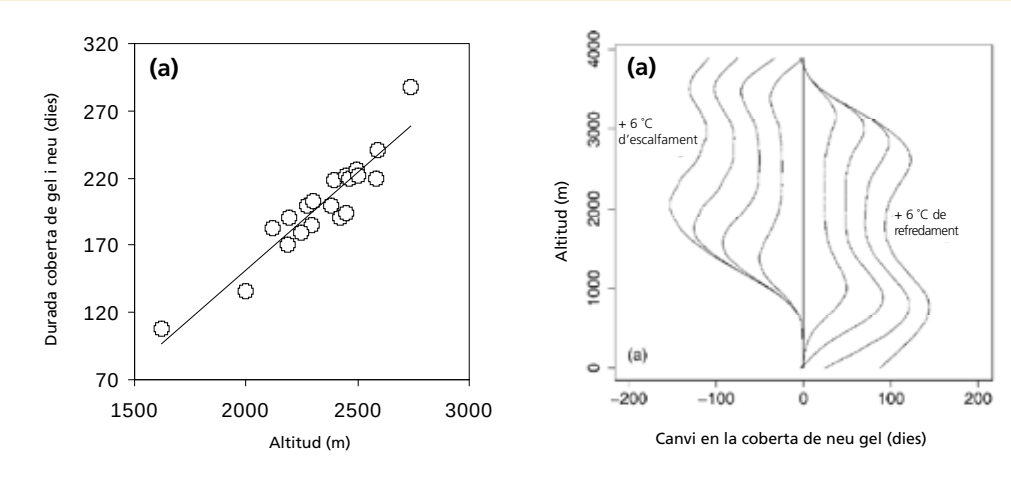
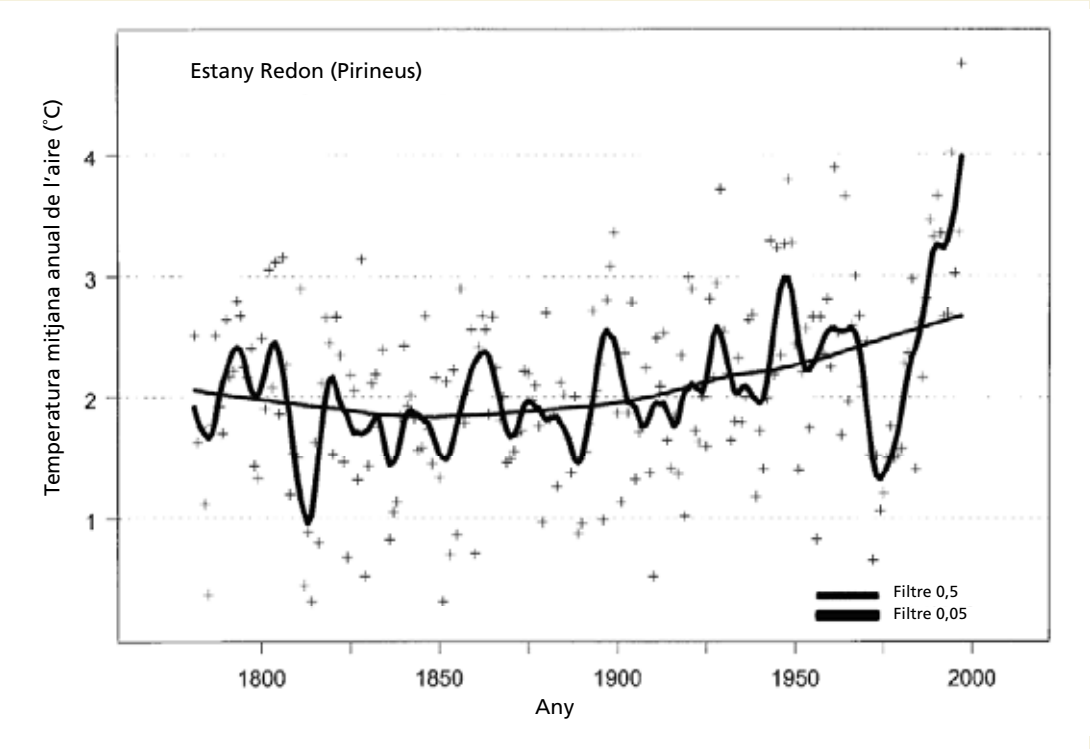


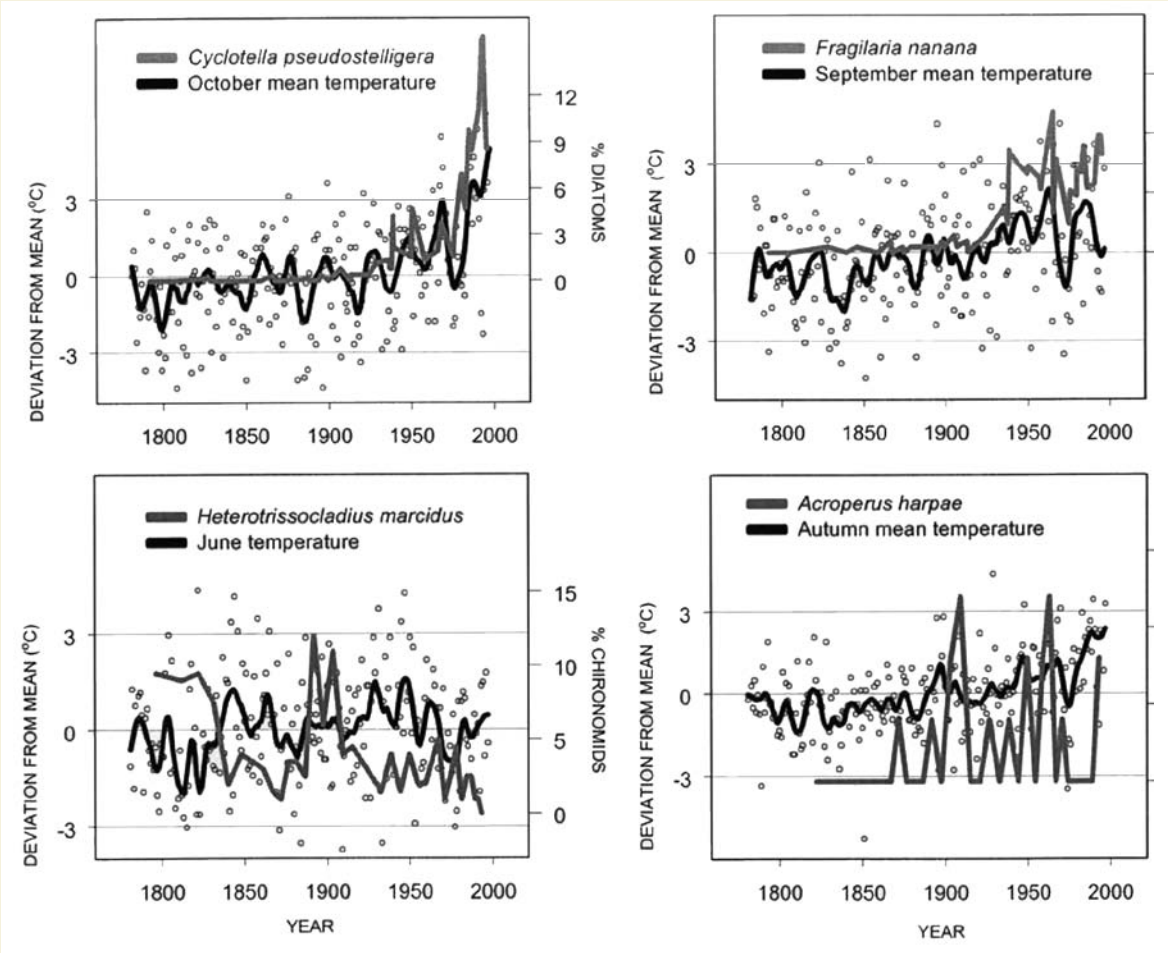
Figura 2. Temperatura mitjana anual a l'estany Redon (Val d'Aran) al llarg dels darrers dos segles (Catalan *et al.,* 2002).



Paleolimnologia, una mirada al passat per a entendre el futur

Entendre els efectes del canvi climàtic, i en especial distingir la influència antròpica de les oscil·lacions naturals, requereix registres a llarg termini de canvis en els ecosistemes. En general, mesures instrumentals a llarg termini són escasses i com a màxim arriben a pocs segles d'antiguitat (figura 2). La necessitat de disposar de sèries més llargues ha afavorit el desenvolupament de noves tècniques per a reconstruir les fluctuacions climàtiques del passat utilitzant diferents aproximacions com ara testimonis de gel, estalactites, anells dels arbres, paleolimnologia, pol·len, etc. Entre aquestes aproximacions, la paleolimnologia s'ha utilitzat durant les darreres dècades per a reconstruir els efectes de l'acidificació i l'eutrofització d'una manera quantitativa. Els mètodes desenvolupats amb aquesta aproximació s'apliquen ara a reconstruir les condicions climàtiques del passat, que complementen aproximacions més tradicionals (Battarbee, 2000). Els canvis en els conjunts d'espècies algals canvien d'una manera relativament directa amb algunes condicions limnològiques com el pH o el fòsfor. Això fa que sigui relativament senzill reconstruir aquests paràmetres a partir de canvis en les comunitats algals que queden preservades al sediment (per exemple, diatomees, cists de crisofícies, etc.). La paleolimnologia es basa en l'aplicació d'aquesta aproximació espai per temps. En canvi, la reconstrucció directa de components climàtics no és tan evident pel fet que els organismes no necessàriament responen directament a canvis en la temperatura. Entre els diferents organismes que s'ha vist que responen a canvis en la temperatura hi ha els cists de crisofícies (Pla i Catalan, 2005), algunes diatomees planctòniques, els quironòmids i alguns cladòcers (figura 3) (Catalan *et al.*, 2002; Heegaard *et al.*, 2006). Cadascun d'aquests organismes respon a diferents paràmetres climàtics o èpoques de l'any, a causa de la interacció amb els seus cicles de vida particulars. Per tant, per a poder fer reconstruccions climàtiques fiables, s'utilitza una combinació de paràmetres i grups d'organismes tan àmplia com sigui possible.

Figura 3. Comparació entre la desviació de la temperatura de l'aire en diferents mesos de l'any i el registre sedimentari per a les espècies de diatomees (*Cycloptella pseudostilligera* i *Fragilaria nana*), el quironòmid Heterotrissocladius marcidus i el cladòcer *Acroperus harpae* (Catalan *et al.,* 2002).



Efectes sobre els estanys d'alta muntanya

Tot i que falten més estudis concrets per a determinar amb més precisió quins seran els efectes sobre els estanys d'alta muntanya, el coneixement actual permet fer una primera avaluació. La precipitació, la temperatura i la nuvolositat poden tenir un efecte en diferents aspectes dels estanys:

*Efectes dels canvis en la precipitació i disponibilitat hídrica***.** S'espera una disminució de la precipitació, del 12% de mitjana anual, que serà més marcada a l'estiu (24%) que no pas a l'hivern (6%) (Calbó, 2008a i 2008b). Aquest aspecte afectarà de manera més important els estanys de dimensions més petites i, sobretot, les llacunes i les basses temporals, que es poden assecar abans que els diferents grups d'organismes completin els seus cicles de vida (Álvarez Cobelas *et al.*, 2008), tal com ja passa a diferents zones àrtiques (Smoli Douglas, 2007).

*Efectes de l'escalfament global. S*egons l'AR4, per a la regió mediterrània i per a finals de segle, cal esperar un augment de temperatura mitjana de 3,5 ºC, augment que serà més marcat a l'estiu (4,1 ºC) que no pas a l'hivern

(2,6 °C) (Calbó, 2008a i 2008b). Als Pirineus aquest augment pot ser encara més acusat (Thompson *et al.*, 2009). S'espera que la durada de la capa de neu i la de la coberta de gel sigui més curta (Thompson *et al.*, 2005), i que s'avanci el període de primavera (Peeters *et al.*, 2007). A més a més, és probable que la durada de l'estratificació dels estanys s'allargui i aquests canvis poden afectar el funcionament dels estanys d'alta muntanya durant tot el període lliure de gel (Wilhelm i Adrian, 2008).

*Efectes de la reducció dels núvols***.** Una reducció de la coberta de núvols durant la part més càlida de l'estiu podria portar a un increment de la quantitat de radiació ultraviolada (UV), que arribaria als estanys, amb els possibles efectes de fotoinhibició de la fotosíntesi, alteracions metabòliques en les plantes i els animals i amb un increment de la fotooxidació de les substàncies orgàniques dissoltes (Williamson i Zagarese, 1994). Utilitzant la paleolimnologia s'ha vist que hi havia canvis importants en la matèria orgànica dissolta de llacs de zones temperades a causa dels canvis que van lligats al clima, i que això tenia repercussions en la producció primària d'aquests sistemes (Leavitt *et al.*, 2003). Aquests possibles efectes poden quedar emmascarats per les adaptacions a altes radiacions de la major part de la flora i fauna que habita als estanys d'alta muntanya (Álvarez Cobelas *et al.*, 2008).

Escalfament global i les espècies invasores

Entre els vertebrats que habiten als estanys d'alta muntanya, els peixos com la truita comuna (*Salmo trutta*), la truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*), la truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*) o el barb roig són espècies que podrien estendre la seva distribució per l'augment de les temperatures a les zones altes (García-Berthou, 2008). Pel fet que totes aquestes espècies de peixos han estat introduïdes als estanys pirinencs, un augment en la distribució dels peixos podria perjudicar les espècies sensibles a la introducció de les truites, com ara els amfibis i els invertebrats associats al plàncton i al bentos (Knapp *et al.*, 2001).

La distribució dels amfibis ha estat afectada per la interacció d'espècies depredadores (com ara els peixos) (Knapp i Matthews, 2000) i per la proliferació de fongs patògens *Chitrids*, que provoquen desaparicions catastròfiques de poblacions d'amfibis (Màrquez *et al.*, 1995). El canvi climàtic, juntament amb un augment de les fonts de dispersió antròpiques, sembla que pot accelerar la dispersió d'aquests fongs patògens i, per tant, contribuir a augmentar la desaparició de poblacions d'amfibis (Pounds *et al.*, 2006).

L'efecte de l'escalfament sobre altres grups d'organismes, com per exemple diferents grups d'invertebrats, s'ha estudiat menys, tot i que estudis experimentals en altres zones alpines mostren una disminució de la presència de les espècies adaptades als sistemes alpins i un augment del potencial d'invasió d'espècies pròpies d'ambients més càlids, com les que viuen a les zones subalpines (Holzapfel i Vinebrooke, 2005).

Referències bibliogràfiques

Álvarez Cobelas, M.; Catalan, J., García de Jalón, D. (2008). «Impacts on inland aquatic ecosystems». A: J. M. Moreno. *A Preliminary Assessment of the Impacts in Spain due to the Effect of Climate Change*. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla-La Mancha.. Pàg. 109-142.

Battarbee, R. W. (2000). «Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to the biological record». *Quaternary Science Reviews*, núm. 19, pàg. 107-124.

Catalan, J.; Pla, S.; Rieradevall, M.; Felip, M. [*et al.*] (2002). «Lake Redo ecosystem response to an increasing warming in the Pyrenees during the twentieth century». *Journal of Paleolimnology*, núm. 28, pàg. 129-145.

Catalan, J.; Camarero, L.; Felip, M.; Pla, S. [*et al.*] (2006). «High mountain lakes: extreme habitats and witnesses of environmental changes». *Limnetica*, núm. 25, pàg. 551-584.

Calbó, J. (2008a). «Projeccions globals; el 4t informe de l'IPCC». A: Agència Catalana de l'Aigua (ACA) - **Fundació Nova Cultura de l'Aigua (FNCA).** *Aigua i canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya.* Barcelona. (Aquest volum.)

Calbó, J. (2008b). «Projeccions regionals; d'Europa a la península Ibèrica». A: Agència Catalana de l'Aigua (ACA) - Fundació Nova Cultura de l'Aigua (FNCA). *Aigua i canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya.* Barcelona. (Aquest volum.)

García-Berthou, E. (2008). «Impacte sobre els peixos continentals». A: Agència Catalana de l'Aigua (ACA) - Fundació Nova Cultura de l'Aigua (FNCA). *Aigua i canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya.* Barcelona. (Aquest volum.)

Heegaard, E.; Lotter, A. F.; Birks, H. J. B. (2006). «Aquatic biota and the detection of climate change: Are there consistent aquatic ecotones?». *Journal of Paleolimnology*, núm. 35, pàg. 507-518.

Holzapfel, A. M.; Vinebrooke, R. D. (2005). «Environmental warming increases invasion potential of alpine lake communities by imported species». *Global Change Biology*, núm. 11, pàg. 2009-2015.

Knapp, R. A.; Matthews, K. R. (2000). «Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within pretoected areas». *Conservation Biology*, núm. 14, pàg. 428-438.

Knapp, R. A.; Matthews, K. R.; Sarnelle, O. (2001). «Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions». *Ecological Monographs*, núm. 71, pàg. 401-421.

Leavitt, P. R.; Cumming, B. F.; Smol, J. P.; Reasoner, M. [*et al.*] (2003). «Climatic control of ultraviolet radiation effects on lakes». *Limnology and Oceanography*, núm. 48, pàg. 2062-2069.

Màrquez, R.; Olmo, J. L.; Bosch, J. (1995). «Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean mountains». *Herpetology Journal*, núm. 5, pàg. 287-289.

Peeters, F.; Straile, D.; Lorke, A.; Livingstone, D. M. (2007). «Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate». *Global Change Biology*, núm. 13, pàg. 1898-1909.

Pla, S.; Catalan, J. (2005). «Chrysophyte cysts from lake sediments reveal the submillennial winter/spring climate variability in the northwestern Mediterranean region throughout the Holocene». *Climate Dynamics*, núm. 24, pàg. 263-278.

Pounds, J. A.; Bustamante, M. R.; Coloma, L. A.; Consuegra, J. A. [*et al.*] (2006). «Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming». *Nature*, núm. 439, pàg. 161-167.

Smol, J. P.; Douglas, M. S. V. (2007). «Crossing the final ecological threshold in high Arctic ponds». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, núm. 104, pàg. 12395-12397.

Thompson, R.; Price, D.; Cameron, N.; Jones, V. [*et al.*] (2005). «Quantitative calibration of remote mountain-lake sediments as climatic recorders of air temperature and ice-cover duration». *Arctic Antarctic and Alpine Research*, núm. 37, pàg. 626-635.

Thompson, R.; Ventura, M.; Camarero, L. (2009). On the climate and weather at the mountain and sub-arctic lakes of Europe. *Submitted*.

Wilhelm, S.; Adrian, R. (2008). «Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton». *Freshwater Biology*, núm. 53, pàg. 226-237.

Williamson, C.E.; Zagarese, H.E. (1994). «Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems». *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, Stuttgart.

17. Els efectes als embassaments i la seva rellevància en la quantitat i la qualitat de l'aigua per a la garantia del recurs

Rafael Marcé i Joan Armengol, FLUMEN-Universitat de Barcelona
Josep Dolz, FLUMEN-Universitat Politècnica de Catalunya

Introducció

Malgrat la nodrida literatura existent entorn dels possibles efectes del futur canvi climàtic sobre els ecosistemes aquàtics continentals (per a posar exemples pròxims, vegeu Sabater [2008] o Álvarez Cobelas *et al*. [2005]), tenim molt poca informació contrastada sobre efectes ja observats en aquests sistemes, especialment quan parlem de variacions en la qualitat de l'aigua en sistemes lenítics. Això té un reflex molt clar al Quart informe d'avaluació de l'IPCC: el capítol dedicat als efectes sobre la qualitat de l'aigua observats als ecosistemes aquàtics continentals és una col·lecció d'asseveracions més o menys fonamentades, però amb molt poca base empírica (Kundzewicz *et al*., 2007). S'esmenten alguns casos ben documentats, la major part en rius i en alguns llacs amb llargues sèries de dades, per exemple el llac Tanganyika (Verburg *et al*., 2003) i Washington (Winder i Schindler, 2004). És obvi que la manca generalitzada de sèries llargues de paràmetres relacionables amb la qualitat de l'aigua és un impediment molt fort a l'hora d'establir lligams amb el canvi climàtic d'una manera rigorosa. Això fa que la prognosi a partir d'escenaris futurs sigui, així mateix, molt incerta.

En el cas particular dels embassaments la situació és preocupant. La relativa joventut d'aquests sistemes fa que en la gran majoria de casos siguin inaplicables les aproximacions paleolimnològiques que tan bon resultat donen en el cas dels llacs (vegeu Catalan *et al*., 2002); així doncs, els estudis depenen gairebé exclusivament de les dades recollides en costosos programes de mostreig mantinguts a llarg termini. No cal dir que aquests programes de mostreig en embassaments són una raresa, no només a Catalunya. Álvarez Cobelas *et al*. (2005) diuen respecte dels embassaments que «qualsevol predicció resultat summament arriscada» a causa de la complexitat afegida per la gestió hidràulica humana pròpia d'aquests sistemes. Considerant la importància dels embassaments per a la gestió dels recursos hídrics a la zona mediterrània, aquesta manca de coneixement és greu.

Qualsevol predicció dels efectes del futur canvi climàtic en un ecosistema s'ha de basar, si és possible, en estudis empírics dels efectes observats instrumentalment durant les darreres dècades. Les prediccions basades en models, siguin conceptuals o dinàmics, poden ser d'una gran ajuda a l'hora d'extrapolar cap al futur les relacions clima-sistema observades instrumentalment. Però cal no oblidar que els models són només eines heurístiques que no poden provar hipòtesis (Oreskes *et al*., 1994). Per tant, la detecció instrumental de tendències en la qualitat de l'aigua provocades per variacions en el clima és la forma més poderosa de demostrar la vulnerabilitat d'un sistema enfront de futurs canvis climàtics.

En aquest capítol es discuteix com les tendències projectades de la temperatura de l'aire i de l'aigua que arribarà als embassaments catalans des dels rius afectaran la qualitat de l'aigua en aquests sistemes. Ho farem principalment a partir d'observacions instrumentals a l'embassament de Sau, que per a algunes variables van des de l'any 1964 fins a l'actualitat.

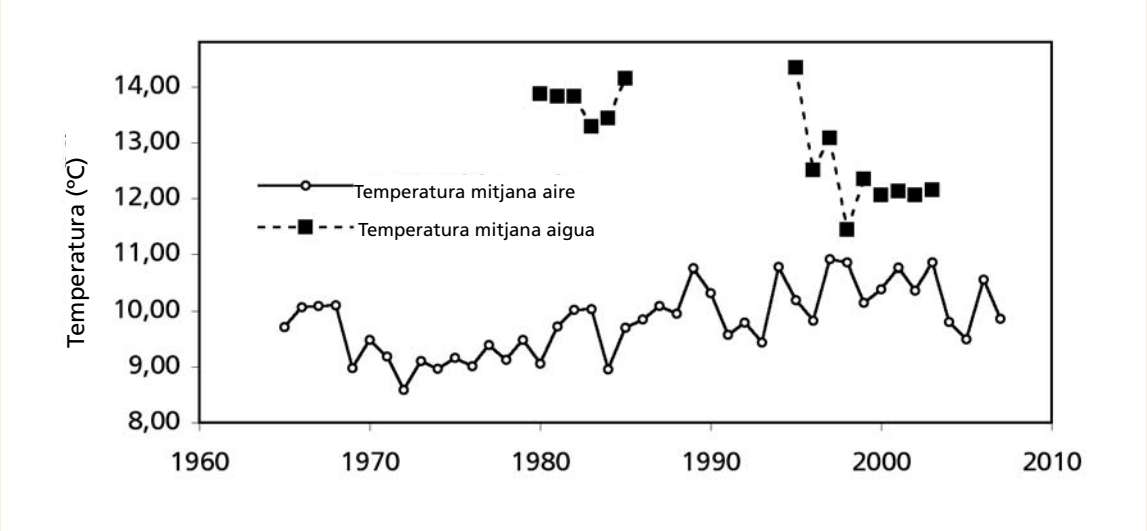
L'augment de les temperatures augmentarà l'estabilitat tèrmica? Als embassaments, no sempre...

Una de les prediccions més repetides quan es parla dels efectes del canvi climàtic sobre els sistemes lenítics és l'augment de l'estabilitat tèrmica provocada per l'augment de la temperatura de l'aire. Això es basa en el fet que les capes superficials dels llacs i els embassaments s'escalfaran més que les capes fondes i augmentarà, així, el gradient tèrmic i l'estabilitat de la columna, cosa que hauria d'afavorir l'extensió de l'anòxia a les capes profundes. Això ja s'ha observat experimentalment en alguns llacs (Jankowski *et al*., 2006). Fins i tot es prediu que els cianobacteris se'n poden veure beneficiats, ja que una estabilitat més gran i l'allargament del període d'estratificació van a favor de les seves estratègies fenològiques (Jöhnk *et al*., 2008).

Les prediccions anteriors es basen en el fet que els balanços de calor en llacs depenen gairebé exclusivament dels intercanvis d'energia amb l'atmosfera. I és precisament per això que aquestes prediccions s'han d'extrapolar amb molta cura als embassaments: els balanços de calor i, per extensió, la posició i l'estabilitat de la termoclina depenen en gran mesura de la gestió de l'aigua, amb la qual es dilueixen els efectes del clima sobre la dinàmica física del sistema.

El cas de Sau és paradigmàtic, ja que està molt ben documentat. Sabent l'evolució de la temperatura mitjana a la conca del Ter, que ha pujat gairebé 1 °C des de l'any 1964, podríem suposar que la temperatura mitjana de l'embassament també haurà pujat. Res més lluny de la realitat. A la figura 1 podem observar com, malgrat que la temperatura de l'aire ha pujat, la temperatura mitjana de l'embassament ha patit una baixada molt pronunciada durant el darrer decenni.

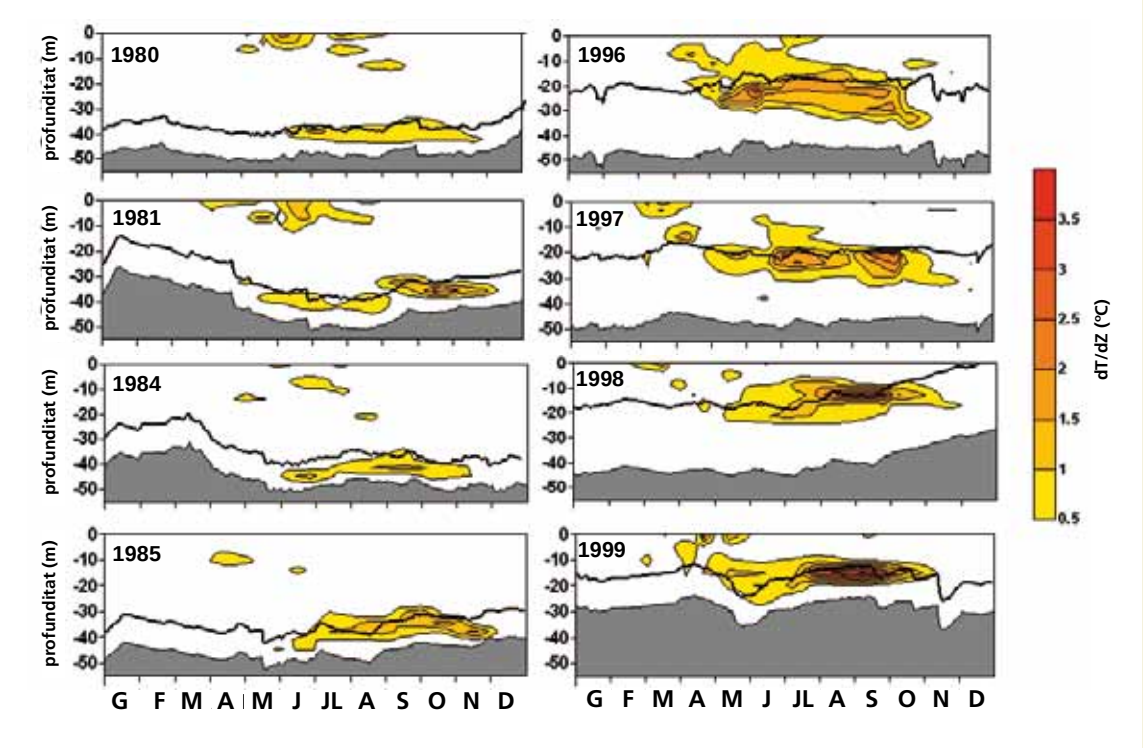
Figura 1. Evolució de la temperatura mitjana de l'aire a la conca del riu Ter i de la temperatura mitjana a l'embassament de Sau. Es pot comprovar que la temperatura de l'aire ha augmentat pel cap baix 1 °C, mentre que la temperatura de l'aigua a l'embassament ha disminuït vora 1,5 °C.



L'explicació d'aquesta aparent contradicció la trobem en el fet que l'any 1996 es va decidir variar la gestió hidrològica de l'embassament: es va passar de treure l'aigua per la comporta més profunda, a fer-ho per la més superficial disponible en cada moment. Això va tenir conseqüències molt importants en l'estructura tèrmica de l'embassament (figura 2). Com que l'estratificació provocada per la sortida forçada de l'aigua (anomenada

estratificació hidràulica) és la que determina la posició de la termoclina, aquesta es va situar molt més a prop de la superfície. Això, a més, va afectar l'estabilitat de la columna, ja que és ben sabut que la sortida d'aigua profunda debilita els gradients de densitat, perquè facilita l'arribada de energia cinètica turbulenta a les capes fondes. La sortida d'aigua més superficial també ha promogut, llavors, una termoclina més estable (figura 2; Moreno-Ostos *et al*., 2008).

Figura 2. Evolució estacional de la termoclina (expressada com a gradients de temperatura) per a una selecció d'anys amb sortida d'aigua profunda a l'embassament de Sau.



(A l'esquerra) i amb sortida d'aigua més superficial (a la dreta). La línia sòlida representa la fondària d'extracció d'aigua per les comportes, i l'àrea grisa és el fons de l'embassament (de Moreno-Ostos *et al*., 2008). Es pot observar la correspondència entre la fondària d'extracció d'aigua i la termoclina al llarg de tot el període, i com als anys de la dècada del 1990 la termoclina és molt més superficial i estable.

Per tant, l'efecte de l'augment de les temperatures als embassaments és molt incert. D'una banda, si tots els altres factors es mantenen inalterats, la temperatura mitjana pujaria, l'estabilitat tèrmica hauria d'augmentar i, amb això, també l'anòxia hipolimnètica. Però aquest efecte pot ser totalment emmascarat per la gestió hidrològica de l'aigua emmagatzemada, com en el cas de Sau. Això pot ser especialment intens en els grans embassaments, que pateixen variacions de nivell molt acusades i grans extraccions d'aigua. Això fa que la profunditat d'extracció de l'aigua sigui molt variable, així com la intensitat de l'estratificació hidràulica, i aquesta variabilitat pot emmascarar els efectes climàtics.

On els efectes de l'augment de la temperatura poden ser més importants és en els petits embassaments de les conques internes (Foix, Gaià, Riudecanyes, etc.), que tenen un temps de residència de l'aigua més llarg i on

l'estratificació hidràulica provocada per la sortida profunda de l'aigua és menys intensa. Es podria dir que són sistemes amb una hidrodinàmica més semblant als llacs. En aquests embassaments és més probable que es deixin sentir els efectes de l'augment de la temperatura en l'estabilitat de la columna de l'aigua. A més, donades les condicions tròfiques d'aquests petits embassaments (eutròfics o hipereutròfics en la seva majoria) la probabilitat que l'augment de l'estabilitat afavoreixi l'aparició de cianobacteris i l'extensió de l'anòxia és elevada.

El veritable problema: la futura migradesa dels cabals i l'augment de l'anòxia hipolimnètica

Que l'augment de la temperatura de l'aire no hagi de tenir un reflex clar en la qualitat de l'aigua dels embassaments no vol dir que aquests sistemes siguin insensibles al canvi climàtic. Ni de bon tros. El fet que els embassaments siguin sistemes amb temps de residència relativament curt fa que responguin de manera molt ràpida a les variacions de cabal. Això, com veurem, els converteix en sistemes que patiran variacions en la qualitat de l'aigua molt acusades si les prediccions de l'IPCC sobre precipitació i evapotranspiració a la Península es compleixen (vegeu els capítols 7 i 8).

La clau de volta que relaciona directament les prediccions de canvi climàtic amb la qualitat de l'aigua als embassaments és el control exercit pel cabal que entra al sistema sobre l'extensió de l'anòxia a l'hipolímnion (Marcé *et al*., 2008). En resum, hi ha una relació lineal entre l'extensió de l'anòxia a l'hipolímnion amb el cabal del riu que entra a l'embassament i la concentració de materials orgànics al riu. Val a dir que encara que la dependència de l'anòxia en la concentració de matèria orgànica al riu varia d'un embassament a l'altre, la dependència de l'anòxia respecte el cabal sembla una constant en gairebé tots els embassaments (Marcé *et al*., 2008).

Per exemple, a Sau es pot relacionar el factor d'anòxia estacional (AF, una mesura normalitzada de l'extensió de l'anòxia en un llac o embassament) amb el cabal del riu i la concentració de carboni orgànic dissolt (DOC) que conté:

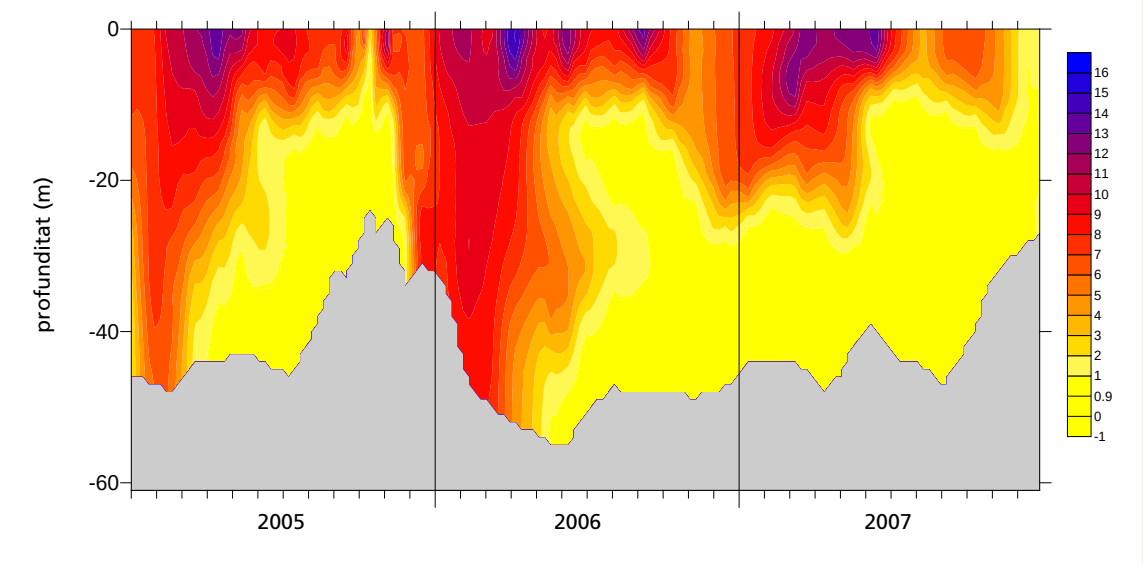
$AF = 52{,}22 - 57{,}37 * cabal + 0{,}18 * DOC \qquad (n = 11,\ r^2 = 0{,}85,\ p = 0{,}002)$

En aquesta regressió el cabal presenta una r^2 parcial de 0,82, és a dir, que el seu pes en l'explicació de la variància de l'AF és molt important. Per tant, i a l'espera dels experiments que confirmaran els mecanismes concrets de la dependència de l'anòxia respecte al cabal, tenim una relació empírica que ens relaciona un dels principals paràmetres que defineixen la qualitat de l'aigua en embassaments amb la quantitat d'aigua que entra en aquests sistemes.

A partir d'aquests resultats el vincle entre el canvi climàtic i la qualitat de l'aigua als embassaments catalans és directe. Si es compleixen les prediccions de l'IPCC, a Catalunya podem patir una reducció de precipitacions de fins al 12% en el període 2080-2099, valor molt similar al que s'ha predit per a Catalunya al capítol 7. Això, combinat amb l'augment de l'evapotranspiració provocat per la pujada de les temperatures, podria arribar a donar una reducció dels cabals als rius d'entre el 20% i el 40%, que se sumaria a les reduccions ja detectades durant les darreres dècades. Assumint que les relacions lineals que s'han presentat més amunt es poguessin mantenir, això implicaria un augment del factor anòxic d'entre el 12% i el 25%. En termes més intuïtius, ara mateix el 59% del volum emmagatzemat durant un estiu mitjà a Sau roman anòxic. En el nou escenari tindríem una mitjana del 66% al 74% d'aigua anòxica a l'embassament durant l'estiu. Si pensem que la disminució de cabal comportarà, així mateix, una pressió més gran dels abocaments urbans i industrials sobre el riu Ter, el DOC és molt probable que augmenti si no es prenen mesures, amb la qual cosa els percentatges anteriors es podrien considerar una estimació conservadora. Amb un augment d'un modest 15% en les concentracions de DOC al riu Ter, el volum anòxic a l'estiu es podria situar entre el 75% i el 82%. Això significaria tornar a les situacions viscudes durant els anys vuitanta del segle XX, quan la pèssima qualitat de l'aigua a l'embassament es va portar a molts diaris.

Un efecte afegit a l'esmentat, però també íntimament lligat a períodes amb poca entrada de cabal a l'embassament, és la desaparició de la barreja hivernal. Durant tardors i hiverns secs i amb temperatures suaus, l'embassament de Sau no es barreja de manera efectiva fins al fons, establint-se una situació meromíctica que es pot allargar fins a l'establiment de la nova termoclina durant la primavera/estiu següent. Això, evidentment, implica una acumulació d'aigua anòxica durant períodes molt llargs que pot donar molts problemes quan finalment es barregi amb l'aigua superficial. Un exemple extrem ha estat l'evolució de l'embassament de Sau des de la tardor del 2006. Aquella tardor no es va produir la barreja, així que la capa profunda anòxica es va mantenir fins a l'estiu següent. Com que a la tardor del 2007 tampoc es va produir la barreja, l'embassament ha mantingut una capa anòxica durant pràcticament dos anys sencers (figura 3).

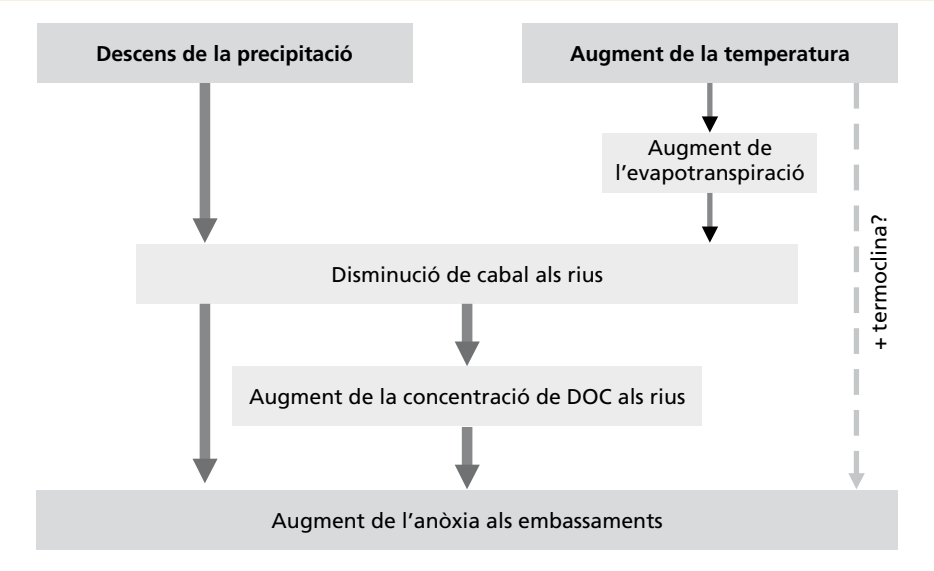
Figura 3. Evolució en fondària de l'oxigen a l'embassament de Sau des de l'any 2005.



La gamma de colors representa la concentració d'oxigen en mg/L (vegeu l'escala a la dreta), mentre que l'àrea grisa delimita el fons de l'embassament, variable al llarg del temps. Es pot observar que a la tardor del 2006 i del 2007 l'embassament no s'ha barrejat totalment, amb una capa anòxica (<1 mg/L) profunda que s'ha mantingut durant dos anys.

Per tant, en el futur la combinació de menys pluja i evapotranspiració elevada (vegeu el capítol 10) farà que els rius catalans arrosseguin un cabal migrat, que, alhora, impedirà la dilució dels abocaments urbans i industrials als rius, amb el previsible augment de les concentracions de carboni orgànic als rius. Tot això afectarà de manera molt apreciable el contingut d'oxigen als embassaments (figura 4), en especial si no s'anticipen mesures apropiades per a pal·liar la pèrdua de capacitat de dilució dels abocaments d'origen humà als rius.

Figura 4. Esquema de la cascada d'efectes provocada per un probable augment de la temperatura i descens de la precipitació sobre la qualitat de l'aigua als embassaments.



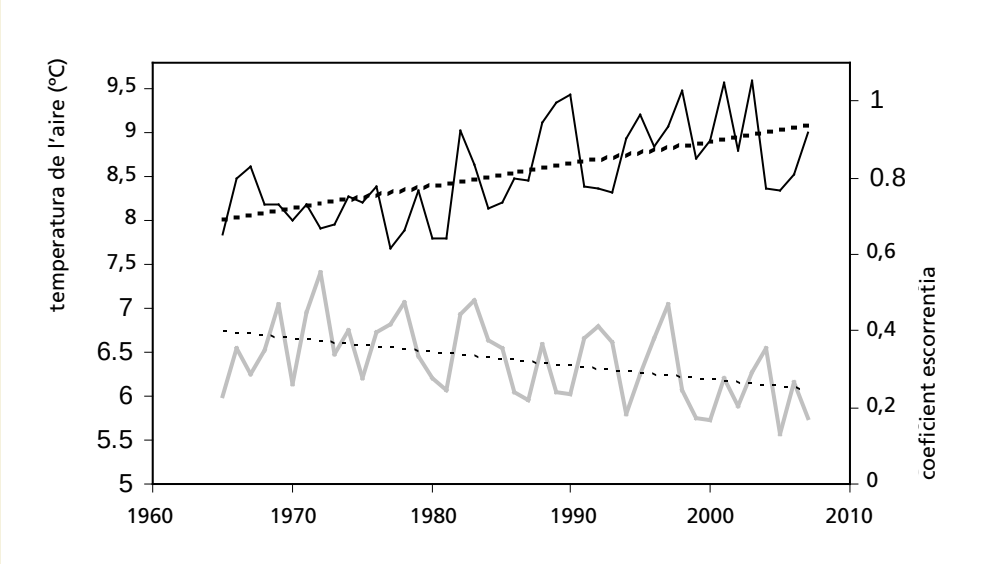
El descens de la precipitació i l'augment de la temperatura provocaran un descens dels cabals als rius. Això, per la seva banda, pot suposar l'augment de les concentracions de DOC als rius per manca de dilució dels abocaments humans als cursos fluvials. Està empíricament demostrat que la disminució de cabals i l'augment de la concentració de DOC significaria més volum d'aigua anòxica als embassaments (fletxes gruixudes). D'altra banda, l'augment de la temperatura pot contribuir directament a l'augment de l'anòxia a causa de la intensificació de l'estratificació als embassaments, encara que com s'assenyala al text la importància d'aquest efecte és incert i més probable en embassaments petits.

Els efectes del canvi global ja són quantificables a Sau

Com a d'altres indrets de Catalunya, el canvi climàtic és un fet incontrovertible a la conca del Ter; així doncs, ja es pot quantificar quin ha estat l'efecte de les variacions de la temperatura i hidrològiques en la qualitat de l'aigua de l'embassament de Sau durant les darreres dècades.

La temperatura mitjana anual de l'aire a la conca del riu Ter (fent servir dades d'un nombre important d'estacions climàtiques repartides per la conca) mostra un augment de prop d'1 °C des del 1964 (data del primer emplenament de Sau). En el mateix període, el coeficient d'escorrentia (és a dir, la fracció d'aigua de pluja que acaba circulant de manera efectiva als rius de la conca) ha disminuït significativament (figura 5). Atès que la precipitació a la conca no ha mostrat cap tendència significativa durant els darrers cinquanta anys i que les captacions dels abastaments d'aigua estan molt equilibrades amb els corresponents abocaments d'aigües residuals, la important reducció del coeficient d'escorrentia (que, preliminarment, passa d'una mitjana de valors entre el 30 i el 40% a valors inferiors al 25%) ha de ser deguda a un augment important de l'evapotranspiració a la conca.

Figura 5. Tendències de la temperatura de l'aire mitjana anual a la conca del Ter i del coeficient d'escorrentia anual (és a dir, la proporció de precipitació que acaba fluint de manera efectiva al riu Ter) des del 1964 fins a l'actualitat. Les línies puntejades són regressions lineals afegides com a referència.



Amb les dades disponibles actualment és molt difícil escatir si l'augment de l'evapotranspiració ha estat degut a un augment de les taxes d'evapotranspiració provocat per la pujada de les temperatures, o si la causa ha estat una proliferació de masses boscoses motivada per l'abandonament de terrenys agrícoles i d'activitats tradicionals com el carboneig (capítol 8). El més probable és que els dos factors hi hagin contribuït significativament, conjuntament amb increments de certs consums (creixement de regadius, sense retorn de cabals al sistema), possibles canvis en el règim de les aportacions nivals, etc.

A banda de la disminució de la quantitat d'aigua disponible com a recurs, ja hem vist que el cabal controla en gran part l'estat d'oxidació de l'embassament. A partir de les relacions lineals presentades abans, es pot quantificar quin ha estat l'efecte de la disminució de cabal sobre la quantitat d'oxigen estival a l'embassament. Això, per tant, no és una predicció dels efectes futurs del canvi climàtic, sinó la caracterització empírica dels efectes del canvi global ja esdevinguts sobre la qualitat de l'aigua a l'embassament. Mentre que el volum mitjà d'aigua anòxica durant la darrera dècada ha estat del 59%, si el cabal del riu Ter hagués estat el dels valors de referència a la dècada del 1960, el volum mitjà d'aigua anòxica se situaria entorn del 41%. És a dir, un terç menys de volum anòxic si es comptés amb les aportacions mitjanes de fa uns 30 o 40 anys. Si pensem que la concentració de DOC al riu segurament seria més baixa a causa de la dilució, aquest disminució es pot considerar una estimació conservadora.

La conclusió és que el canvi climàtic des de la dècada del 1960 ha empitjorat la qualitat de l'aigua a l'embassament de Sau (mesurada com el volum d'aigua anòxica) com a mínim el 40%. Un altra forma de veure-ho: els beneficis de l'establiment dels plans de sanejament a la conca del Ter han estat contrarestats en gran part pel canvi global. Això marca una prioritat clara per al futur: el control dels abocaments de matèria orgànica als rius. Atès que no podem influir directament en la quantitat d'aigua que entra als embassaments (excepte si considerem la disminució de la massa boscosa, actuació amb resultats incerts i que requeriria una avaluació acurada cas per cas), només podem intentar pal·liar els efectes del canvi climàtic sobre la qualitat de l'aigua als embassaments amb un

control estricte dels abocaments urbans i industrials. Això probablement implicaria un canvi en la legislació sobre les concentracions màximes permeses als abocaments i la necessitat de redimensionar o redissenyar moltes EDAR al nostre país.

Referències bibliogràfiques

Álvarez Cobelas, M.; Catalan, J.; García de Jalón, D. (2005). «Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales». A: J. M. Moreno (ed.). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla-La Mancha. Pàg. 113-146.

Catalan, J.; Pla, S.; Rieradevall, M.; Felip, M. [*et al.*] (2002). «Lake Redó ecosystem response to an increasing warming in the Pyrennees during the twentieth century». *Journal of Paleolimnology*, núm. 28, pàg. 129-145.

Jankowski, T.; Livingstone, D. M.; Bührer, H.; Forster, R.; Niederhauser, P. (2006). «Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world». *Limnology and Oceanography*, núm. 51, pàg. 815-819.

Jöhnk, K. D.; Huisman, J.; Sharples, J.; Sommeijer, B. [*et al.*] (2008). «Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria». *Global Change Biology*, núm. 14, pàg. 495-512.

Kundzewicz, Z. W.; Mata, L. J.; Arnell, N. W.; Döll, P. [*et al.*] (2007). «Freshwater resources and their management». A: M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden, C. E. Hanson (eds.). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge (Regne Unit). Pàg. 173-210.

Marcé, R.; Moreno-Ostos, E.; Armengol, J. (2008). «The role of alochthonous organic carbon on the hypolimnetic oxygen content of reservoirs». *Ecosystems* (in review).

Moreno-Ostos, E.; Marcé, R.; Ordoñez, J.; Dolz, J.; Armengol, J. (2008). «Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean reservoir». *International Review of Hydrobiology*, núm. 93, pàg. 131-147.

Oreskes, N.; Shrader-Frechette, K.; Belitz, K. (1994). «Verification, validation, and confirmation of numerical models in the Earth Sciences». *Science*, núm. 263, pàg. 641-646.

Sabater, S. (2008). «Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services». *Freshwater Reviews*, núm. 1, pàg. 75-88.

Verburg, P.; Hecky, R. E.; Kling, H. (2003). «Ecological consequences of a century of warming in Lake Tanganyika». *Science*, núm. 301, pàg. 505-507.

Winder M.; Schindler, D. E. (2004). «Climatic effects on the phenology of lake processes». *Global Change Biology*, núm. 10, pàg. 1844-1856.

18. Impacte sobre els peixos continentals

Emili Garcia-Berthou
Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona

Com afecta el canvi climàtic els peixos continentals?

Respecte d'altres grups taxonòmics, els peixos tenen avantatges i desavantatges com a indicadors ecològics (Simon i Lyons, 1995). Un dels avantatges principals és que, pel fet de ser organismes més grans que viuen en una escala temporal i espacial més gran, integren molt les pertorbacions i per tant poden ser especialment sensibles (encara que menys específics) al canvi climàtic. L'altre avantatge principal és que són molt visibles per a la societat i, per tant, són una eina excel·lent perquè aquesta entengui la problemàtica del canvi climàtic i la necessitat de mitigar-ne els efectes.

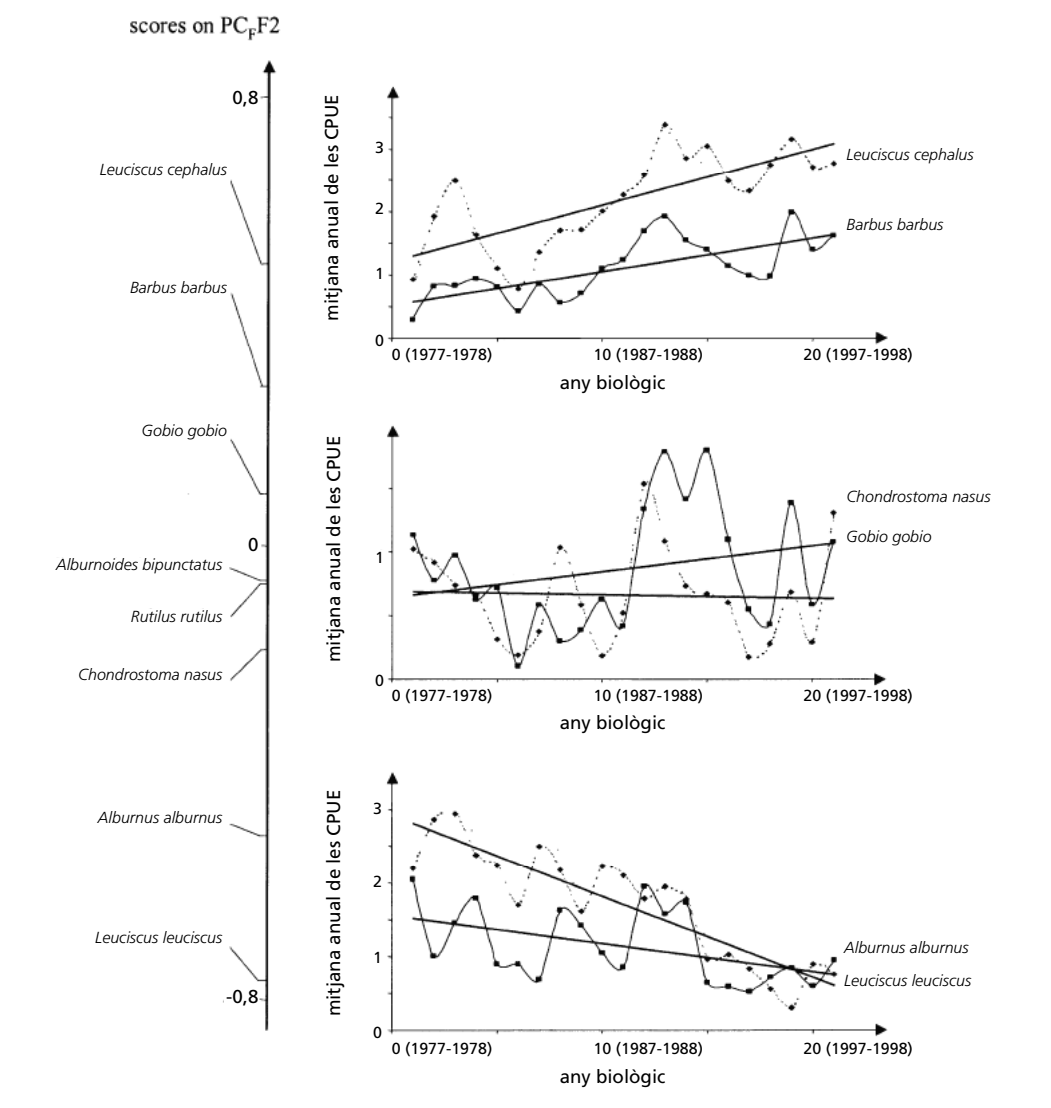
Els treballs científics que revisen o modelen l'impacte del canvi climàtic en peixos continentals són relativament pocs, bàsicament d'Amèrica del Nord i especialment de salmònids, de manera que els resultats no són gaire extrapolables a les nostres latituds (on tenim menys riquesa de peixos i espècies diferents) i al cabal dels rius mediterranis. Les excepcions principals són els treballs al Roine (Daufresne *et al.*, 2003; Daufresne i Boët, 2007) i la modelització de Xenopoulos *et al.* (2005), que inclou dades de del Duero i el Guadiana. Els treballs que consideren rius mediterranis més petits són molt escassos i les úniques revisions generals sobre l'efecte del canvi climàtic a la Península que consideren els peixos són Moreno *et al.* (2005) i Elvira (2007).

Les conclusions d'aquests treballs es poden resumir en els punts següents:

1) La temperatura és una factor determinant en la coneguda distribució altitudinal dels peixos i afecta de moltes maneres els peixos i molts altres animals poiquiloterms (de sang freda), des del metabolisme, l'activitat, la taxa d'ingestió d'aliment i la digestió, fins a la selecció de microhàbitat i la competència entre espècies (Ficke *et al.*, 2007; Rahel i Olden, 2008).

2) Lògicament, les espècies de peixos d'aigües fredes com les truites i altres salmònids seran les més perjudicades, mentre que altres espècies que són més d'aigües calentes seran afavorides per l'augment de temperatura. Al Roine, per exemple, s'ha demostrat un augment d'abundància del barb comú (*Barbus barbus*) i la bagra (*Squalius cephalus*) i una disminució de dues espècies de ciprínids que són més d'aigües fredes (l'alburn *Alburnus alburnus* i *Leuciscus leuciscus)* (Daufresne *et al.*, 2003), relacionades amb l'augment de la temperatura (figura 1).

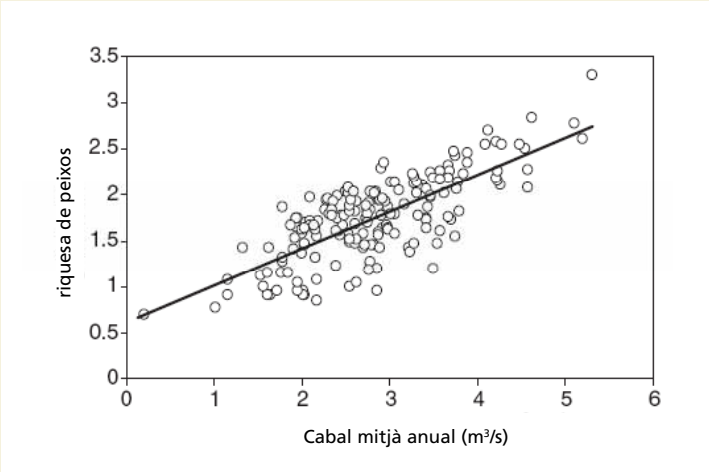
Figura 1. Tendència durant 20 anys de l'abundància (CPUE: captures per unitat d'esforç) al Roine. A dalt, espècies més termòfiles com la bagra (*Squalius cephalus* = *Leuciscus cephalus*) o el barb comú (*Barbus barbus*) han augmentat en abundància, mentre altres que són més d'aigües fredes (com l'alburn, *Alburnus alburnus*) han disminuït (extret de Daufresne *et al.*, 2003).



3) Als Estats Units s'ha estimat que l'hàbitat per a les espècies d'aigües fredes o fresques (per exemple, salmònids) es podria reduir fins al 50% pel canvi climàtic (Eaton i Scheller, 1996).

4) Com que la riquesa de peixos depèn de la mida de la conca, però encara més del seu cabal mitjà (figura 2), el model de Xenopoulos *et al.* (2005) prediu l'extinció local de moltes espècies de peixos en rius de latituds entre 42° N i 42° S, on el cabal es preveu que es redueixi.

Figura 2. Relació entre la riquesa (nombre d'espècies) de peixos i el cabal mitjà per a 237 conques entre 42° N i 42° S, latituds entre les quals es preveu una reducció significativa del cabal (> 10% el 2070) (extret de Xenopoulos *et al.,* 2005).



5) En algunes regions, aquestes extincions locals augmenten a causa dels escenaris de més ús humà de l'aigua. Per exemple, al Duero i al Guadiana, Xenopoulos *et al.* (2005) prediuen l'extinció del 0-8% de les espècies natives de peixos considerant només l'augment de temperatura i del 4-18% considerant també les majors detraccions d'aigua (taula 1).

Taula 1. Predicció d'extinció d'espècies a les conques del Duero i el Guadiana, segons dos escenaris de l'IPCC 2001 (A2 i B2) per al 2070, incloent-hi l'efecte del canvi climàtic només i també amb el consum futur d'aigua (extret de Xenopoulos *et al.,* 2005).

	A2		B2	
Riu (*n* = riquesa actual de peixos)	**Canvi climàtic**	**Canvi climàtic i consum d'aigua**	**Canvi climàtic**	**Canvi climàtic i consum d'aigua**
Ave-Duero (n = 16)	–5% (7)	–14% (7)	0% (7)	–4% (7)
Guadiana (n = 16)	–8% (10)	–18% (10)	–3% (10)	–13% (10)

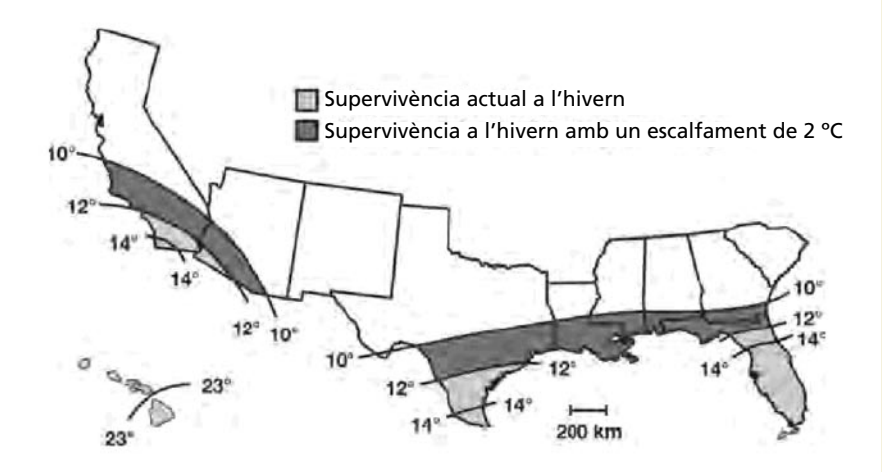
Es mostra el percentatge (%) d'espècies extingides (i l'interval de confiança del 95%, entre parèntesis) i el nombre aproximat d'espècies natives actuals (*n*).

6) En alguns punts del Roine on es tenen sèries temporals llargues (Daufresne *et al.*, 2003; Daufresne i Boët, 2007), s'ha observat un augment de l'abundància total de peixos, però especialment de les espècies termòfiles, i una disminució de l'equitativitat (és a dir, un augment de la dominància d'unes quantes espècies).

7) Com que les diferents espècies respondran de manera diferent al canvi climàtic, i alteraran la seva abundància i distribució, això afectarà les seves interaccions biòtiques, i es produiran noves associacions d'espècies (Ficke *et al.*, 2007) i ecosistemes «novells» o «emergents» (Hobbs *et al.*, 2006).

8) Moltes de les espècies que s'introdueixen són més aviat termòfiles i limnòfiles (de zones amb poc corrent), de manera que el canvi climàtic en general afavorirà les espècies invasores (Zambrano *et al.*, 2006; Sharma *et al.*, 2007; Rahel i Olden, 2008; Sharma i Jackson, 2008), i possibilitarà l'establiment de noves espècies (per exemple tropicals o subtropicals) i afavorirà l'ampliació de la seva distribució (Clavero i García-Berthou, 2006; García-Berthou, 2007) (figura 3).

Figura 3. Exemple de com una espècie tropical (la piranya *Pygocentrus nattereri*) introduïda al sud dels Estats Units probablement ampliarà la seva àrea envaïda (extret de Rahel i Olden, 2008).



El cas de Catalunya

En el cas de Catalunya, els efectes més versemblants d'un augment de la temperatura i d'una reducció i una irregularitat més accentuada de cabals, produïts pel canvi climàtic, en els peixos continentals són els següents:

1) En el cas de Catalunya, les espècies d'aigua freda més perjudicades serien la truita (*Salmo trutta*) i el cavilat (*Cottus gobio*), aquest darrer només present i autòcton a la Vall d'Aran (Garona). En un grau més petit també serien perjudicades altres espècies que es troben més avall del riu, com les madrilles (*Chondrostoma miegii*, *Chondrostoma arcasii*) i les espècies petites de barbs (*Barbus meridionalis*, *Barbus haasi*). La truita és una espècie d'aigua freda que segons Sostoa *et al.* (1990) a Catalunya es troba bàsicament a altituds superiors als 500 m, on la temperatura mitjana màxima de l'aire no sobrepassa els 22 °C (figura 4). En canvi, altres espècies com el barb de muntanya (*B. meridionalis*) i especialment el barb cua-roig (*B. haasi*) tenen una distribució delimitada tant per sobre com per sota, ja que no viuen més enllà dels 1.000 m, però tampoc si la temperatura mitjana màxima de l'aire és superior a 24 °C (Sostoa *et al.*, 1990). Per tant, en principi es pot preveure que la truita i el cavilat disminuiran la seva àrea de distribució, mentre que els barbs petits la reajustaran, amb més problemes per a *B. haasi*, que té una distribució general més àmplia a la Península, però que sembla que té un nínxol ecològic menys ampli que *B. meridionalis*.

Figura 4. Distribució als Països Catalans de les espècies de peixos més de muntanya (extret de Sostoa *et al.*, 1990).

El límit inferior de la distribució altitudinal de la truita (*Salmo trutta*) concorda força amb la isoterma (temperatura mitjana màxima de l'aire) de 22 °C, mentre que les del barb de muntanya (*Barbus meridionalis*) i el cua-roig (*Barbus haasi*) concorden més amb la de 24 °C.

2) Per tant, les poblacions de truita i altres espècies reduiran la seva distribució, la fragmentaran i algunes s'extingiran localment (Hauer *et al.*, 1997). La fragmentació ja existent de molts dels nostres rius, sense passos de fauna adequats (malgrat els que darrerament promou l'Agència Catalana de l'Aigua), farà que les possibilitats d'adaptació (per exemple, desplaçar-se més amunt) siguin limitades.

3) En canvi, altres espècies com la bagra (*Squalius laietaunus*) (figura 5) i, sobretot, moltes espècies exòtiques invasores termòfiles com la carpa (*Cyprinus carpio*), el black-bass (*Micropterus salmoides*) o la gambúsia (*Gambusia holbrooki*), es tornaran més abundants i ampliaran la seva distribució, especialment perquè també seran afavorides per un cabal més reduït dels rius. També altres espècies subtropicals que fins ara no establien poblacions reproductores perquè hi havia temperatures massa baixes, ara es podran establir i es podran tornar invasores (figura 3). En podrien ser exemples nombroses espècies de cíclids, com ara *Australoheros*

facetus (= *Cichlasoma facetum*), que fins ara només es troba al Guadiana i a Portugal (Doadrio; 2002; Ribeiro *et al.*, 2007), però també altres espècies segurament més perjudicials, com les tilàpies (*Oreochromis niloticus* i *Oreochromis mossambicus*), amb un fort impacte ecològic ben conegut

Figura 5. Distribució als Països Catalans de les espècies natives de peixos més abundants dels trams baixos dels nostres rius (extret de Sostoa *et al.,* 1990).

El límit superior de la distribució altitudinal de la bagra (*Squalius laietaunus*) sembla que concorda amb la isoterma (temperatura mitjana mínima de l'aire) de 2 ºC.

4) Cal esperar que molts d'aquests canvis siguin més importants a la Península que en altres països europeus, tenint en compte el cabal més reduït i més alterat dels nostres rius. De fet, tal com mostren Xenopoulos *et al.* (2005), es pot esperar que l'efecte directe de l'augment de la temperatura sigui molt inferior que l'efecte d'un cabal més reduït als rius, produït per menys precipitació, més evapotranspiració i també la notable extracció d'aigua que ja pateixen i que es podria incrementar en el futur. Si es té en compte el nombre més elevat d'espècies de peixos endèmiques de la Península (Doadrio, 2002), l'impacte en termes de pèrdua de biodiversitat serà també més gran que en altres països europeus.

Referències bibliogràfiques

Clavero, M.; García-Berthou, E. (2006). «Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula». *Ecological Applications*, núm. 16, pàg. 2313-2324.

Daufresne, M.; Roger, M. C.; Capra, H.; Lamouroux, N. (2003). «Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors». *Global Change Biology*, núm. 10, pàg. 124-140.

Daufresne, M.; Boët, P. (2007). «Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers». *Global Change Biology*, núm. 13, pàg. 2467-2478.

Doadrio, I. (ed.) (2002). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 374 pàg.

Eaton, J. G.; Scheller, R. M. (1996). «Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States». *Limnology and Oceanography*, núm. 41, pàg. 1109-1115.

Elvira, B.; Almodóvar, A. (2007). «Los ecosistemas fluviales y sus peces ante el cambio climático». *Trofeo Pesca*, núm. 156, pàg. 116-117.

Ficke, A. D.; Myrick, C. A.; Hansen, L. J. (2007). «Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries». *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, núm. 17, pàg. 581-613.

García-Berthou, E. (2007). «The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far?» *Journal of Fish Biology*, núm. 71 (Supl. D), pàg. 33-55.

Hauer, F. R.; Baron, J. S.; Campbell, D. J.; Fausch, K. D. [*et al.*] (1997). «Assessment of climate change and freshwater ecosystems of the Rocky Mountains, USA and Canada». *Hydrological Processes*, núm. 11, pàg. 903-924.

Hobbs, R. J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J. S. [*et al.*] (2006). «Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order». *Global Ecology and Biogeography*, núm. 15, pàg. 1-7.

Moreno, J.; Galante, E.; Ramos, M. A. (2005). «Impactos sobre la biodiversidad animal». A: J. M. Moreno Rodríguez (ed.). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático.* Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pàg. 249-302

Rahel, F. J.; Olden, J. D. (2008). «Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species». *Conservation Biology*, núm. 22, pàg. 521-533.

Ribeiro, F.; Orjuela, R. L.; Magalhães, M. F.; Collares-Pereira, M. J. (2007). «Variability in feeding ecology of a South American cichlid: a reason for successful invasion in mediterranean-type rivers?». *Ecology of Freshwater Fish*, núm. 16, pàg. 559-569.

Sharma, S.; Jackson, D. A.; Minns, C. K.; Shuter, B. J. (2007). «Will northern fish populations be in hot water because of climate change?». *Global Change Biology*, núm. 13, pàg. 2052-2064.

Sharma, S.; Jackson, D. A. (2008). «Predicting smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) occurrence across North America under climate change: a comparison of statistical approaches». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, núm. 65, pàg. 471-481.

Simon, T. P.; Lyons, J. (1995). «Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems». A: W. S. Davis, T. P. Simon (eds.). *Biological Assessment and Criteria: tools for water resources planning and decision making.* Lewis Publishers. Boca Raton (Florida, Estats Units).

Sostoa, A. de; Casals, F.; Fernández Colomé, J. V.; Lobón-Cerviá, J. [*et al.*] (1990). «Les comunitats de peixos continentals». A: R. Folch (ed.). *Història Natural dels Països Catalans. 11. Peixos*. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. Pàg. 386-400.

Xenopoulos, M. A.; Lodge, D. M.; Alcamo, J.; Marker, M. [*et al.*] (2005). «Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal». *Global Change Biology*, núm. 11, pàg. 1557-1564.

Zambrano, L.; Martínez-Meyer, E.; Menezes, N.; Peterson, A. T. (2006). «Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, núm. 63, pàg. 1903-1910.

19. Cabals migrats i més temporalitat als rius

Narcís Prat, Universitat de Barcelona
Antoni Munné, Agència Catalana de l'Aigua

Introducció

Els components del cicle hidrològic són afectats pel canvi climàtic des de fa aproximadament 30 anys (vegeu els capítols 8, 10 i 13), i és bastant probable, si continua la tendència actual, que seguiran severament afectats al llarg del segle XXI (Milly *et al*., 2002). Aquesta alteració dels components del cicle hidrològic no és banal, ja que la incidència sobre la disponibilitat de recursos hídrics, tant en quantitat com en qualitat, afecta de manera evident els ecosistemes aquàtics. Com s'ha vist en capítols anteriors, els canvis que es poden produir en els rius mediterranis poden ser diversos. D'una manera resumida, es pot sintetitzar que els principals efectes provocaran una reducció dels cabals circulants i l'increment de la variabilitat del seu règim, i això significa que augmentaran els episodis de sequera combinats, alhora, amb fortes crescudes (Katz, 1999; Karl i Knight, 1998; Karl i Trenberth, 2003; Ludwig *et al*., 2004; Eisenreich, 2005). De totes maneres, aquestes alteracions afectaran de manera diferent segons el tipus de sistema fluvial. D'una banda, en els rius de muntanya, de règim nival, es podria reduir la magnitud i la duració de la crescuda de desglaç a causa de la innivació més escassa que comportarà els efectes del canvi climàtic, i fins i tot la mateixa innivació, que de manera habitual té lloc a principis i a meitat de primavera, es podria avançar a finals d'hivern i podria ser severament atenuada. En el cas dels rius que depenen sobretot de les aigües subterrànies, podrien manifestar una significativa reducció del cabal base i un increment de la temporalitat, sobretot en els períodes més eixuts, atès que els nivells freàtics podrien ser greument afectats, i per tant es reduirien els cabals de les fonts i dels brolladors (Eisenreich, 2005; Mas-Pla, 2005). L'efecte més dramàtic segurament es podrà produir als rius temporals o intermitents, habitualment de poc cabal circulant, els quals es podran arribar a assecar durant períodes de temps més llargs (Arnell *et al.*, 1996; Bonada *et al*., 2007a).

La temporalitat és una situació que actualment ja es produeix en molts rius de règim mediterrani per causes naturals (rius petits amb poca pluja i molta evapotranspiració) (Gasith i Resh, 1999), però que ha estat agreujada a causa de l'increment de l'explotació i la captació que fa l'home de l'aigua superficial, dels aqüífers, de les fonts, i de les deus. Les comunitats biològiques que habiten aquests ambients temporals tenen una certa singularitat, per la seva adaptació a les característiques d'aquests sistemes (Moreno *et al*., 1996; Williams, 1996). La comunitat d'invertebrats està estretament relacionada amb la disponibilitat dels cabals circulants i l'hàbitat disponible (Blinn *et al*., 1995; Gallardo-Mayenco *et al*., 1995; Boix *et al*., 2001). Així, hi ha comunitats adaptades a condicions de flux relativament alt en períodes de cabal continuat, en les quals són habituals les espècies d'invertebrats que emergeixen abans de la tornada a l'estiatge. En canvi, en els períodes més secs, apareixen comunitats biològiques adaptades a condicions lenítiques, amb poc oxigen dissolt, temperatures elevades, o amb estratègies que permeten resistir la sequera, sigui dispersant-se activament o adoptant formes de resistència o diverses estratègies. D'una manera sintetitzada, és possible diferenciar tres tipus d'adaptacions que les comunitats biològiques tenen per a adaptar-se als períodes secs (extret de Williams, 1996):

- **De comportament:** Alguns invertebrats amb fases adultes aquàtiques, o vertebrats, es poden dispersar cap a trams permanents a la recerca de refugi en petits pous on es protegeixen de la forta insolació. En altres casos, sobretot alguns invertebrats, es produeix un fenomen de diapausa estival, i es refugien en coves on suporten temporalment la falta de cabals a la llera. També, alguns invertebrats i petits vertebrats tenen l'habilitat

d'enterrar-se al fang o de refugiar-se entre detritus o vegetació on troben una mica d'humitat per a suportar el període de sequera, encara que en aquest últim cas alguns experts discuteixen l'èxit real d'aquesta estratègia en condicions extremes.

- **De cicle biològic:** Són estratègies relacionades amb la sincronització del cicle de vida amb la temporalitat de l'hidroperíode fluvial. Així, per exemple, la majoria d'invertebrats en rius temporals tenen un creixement ràpid inicial per a poder arribar a adults amb el temps suficient abans que comenci el període de sequera. Això permet que es puguin produir diverses generacions a l'any si la fase humida es perllonga. La dessincronització entre el cicle biològic i l'hidroperíode o la pèrdua de cabal pot condicionar la supervivència de determinades espècies i el bon estat del sistema.
- **De formes de resistència:** Alguns invertebrats i petits vertebrats són capaços de desenvolupar formes de resistència que permetran la seva supervivència durant el període de sequera, com la quiescència o la diapausa. Alguns adults poden ovopositar en lleres totalment seques i els ous romanen en diapausa fins que el cabal es restableix. Uns altres són capaços, també, de desenvolupar capes protectores durant les fases larvàries tardanes que els permetran viure en diapausa durant el període sec. Aquesta estratègia permet sobreposar-se a sequeres més o menys puntuals, encara que no ofereix garanties en períodes secs continuats o excessivament perllongats.

La reducció del cabal base i l'increment dels períodes secs poden afectar greument les comunitats existents i ja adaptades al clima mediterrani, fins al punt d'alterar-ne la composició i l'abundància. Mentre que la capacitat de recuperació de les comunitats davant sequeres estacionals és coneguda, la prolongació de les sequeres tenen efectes menys predictibles, molt distints segons cada cas, i poden condicionar la supervivència d'una gran proporció de la biota present actualment (Lake, 2003).

Evidentment, els efectes del canvi climàtic seran diferents en els rius regulats per embasaments respecte d'aquells que no ho estan, i dependrà també del tipus de rius de què es tracti i de la seva situació en el territori (els rius de muntanya probablement quedaran menys afectats que els més mediterranis). Els canvis que s'han de produir han de ser similars als descrits en altres països (vegeu Closs i Lake, 1994; Williams, 1996; Bond *et al.*, 2008). Segons Eisenreich (2005), en l'escala temporal dels programes de mesures previstos per la Directiva marc de l'aigua, s'esperen canvis considerables en el clima, i això afectarà també les condicions de referència, que no podran ser mitigades amb cap tipus de mesura, de manera que els valors de referència s'hauran d'ajustar en funció de la seva evolució temporal i no considerar-los, per tant, estàtics, ja que variaran com a conseqüència dels efectes que el canvi climàtic té sobre les condicions fisicoquímiques de les masses d'aigua. La revisió de la caracterització de les conques cada 6 anys, tal com requereix la Directiva marc de l'aigua, permetrà la reavaluació de les condicions de referència. En conseqüència, els objectius dels plans de mesures (per a assolir el bon estat ecològic) necessitaran una revisió de manera periòdica.

En aquest capítol s'analitzen els possibles efectes del canvi climàtic sobre els sistemes fluvials de Catalunya i les comunitats biològiques que els habiten, amb l'excepció de la comunitat de peixos, que es tracta en un capítol a part (capítol 18). La informació prèvia que tenim sobre les comunitats d'organismes dels rius de Catalunya prové tant de les dades del document IMPRESS (Agència Catalana de l'Aigua, 2005), com dels nombrosos treballs de recerca que fan referència a la qualitat ecològica dels rius i, fins i tot, alguns treballs que donen informació sobre canvis en el cicle vital d'algunes espècies.

Efectes de l'increment de la temperatura en els rius

L'increment de la temperatura de l'aire a causa de l'augment de gasos d'efecte d'hivernacle implicarà un augment directe de la temperatura de l'aigua, que variarà en funció de diversos factors (vegeu la figura 1 del resum inicial d'aquest bloc sobre ecosistemes aquàtics). En els rius amb una bona cobertura arbòria, el fet que no entri la

radiació solar directa provocarà que la temperatura s'incrementi menys, però al mateix temps, en aquests llocs, l'evapotranspiració més elevada i la pluviometria més baixa poden fer que el cabal del riu sigui més migrat, per la qual cosa l'aigua es podria escalfar més. La connexió o no del riu amb les aigües subterrànies també serà un element per tenir en compte; com més important sigui el flux d'aigua subterrània, més constant tendirà a ser la temperatura. En els rius temporals, quan el cabal del riu és reduït a un conjunt de basses desconnectades, la temperatura pot patir fluctuacions importants similars a les de l'aire (diferències importants entre dia i nit), la qual cosa afectarà l'equilibri producció/respiració en aquestes basses i, conseqüentment, la possibilitat d'alternança de fases anòxiques amb episodis d'hiperoxigenació. Aquesta situació ja es produeix en molts rius on el descens de cabals és degut a l'explotació abusiva de les aigües superficials o subterrànies. Amb l'increment de la temperatura de l'aire com a possible conseqüència del canvi climàtic, el que podem esperar és que aquesta situació sigui més habitual en tot el territori.

Hi ha diverses evidències que la temperatura dels rius ha augmentat en els darrers anys. La més completa prové d'un treball recent (Prats *et al*., 2007) i s'hi dedueix que la temperatura de l'aigua del riu Ebre a Escatrón (abans dels grans embassaments de Mequinensa i Riba-roja) s'ha incrementat 2,5 ºC entre 1949 i l'any 2000. Aigües avall dels embassaments (tot i els canvis que aquests produeixen en les temperatures i malgrat la presència de la central nuclear d'Ascó), les diferències en la temperatura entre els anys vuitanta del segle passat i l'any 2005 també són clares, tot i que la falta de dades detallades abans del l'any 1995 fa més difícil detectar-ho amb precisió (Cid *et al*., en premsa).

Un dels efectes directes de l'increment de la temperatura sobre les comunitats biològiques que habiten els rius és l'alteració del cicle de vida, que es pot accelerar i, conseqüentment, la productivitat biològica es pot incrementar de manera moderada en aigües fredes, però de manera important en llocs on la temperatura mitjana ja sigui elevada (per l'increment més fort de la respiració respecte a l'assimilació). Per exemple, el cicle biològic de l'efemeròpter *Ephoron virgo* al baix Ebre, prop de Tortosa, ha resultat alterat en el poc temps que va des del 1989, quan es va estudiar per primera vegada, fins a l'actualitat. Aquest organisme té un cicle biològic molt marcat per una diapausa hivernal en l'eclosió dels ous: un cop la femella els ha dipositat en les graves del riu, les larves no apareixen fins a la primavera següent, quan la temperatura arriba prop de 14 ºC. La diapausa obligada d'aquest insecte es veu clarament en el fet que es pot interrompre en el laboratori si els ous es guarden a la nevera a temperatures de prop de 4ºC i, al cap d'uns dies, s'exposen a temperatures superiors: els ous s'obren. Les dades recents de Cid *et al*. (en premsa) indiquen que en aquest organisme l'eclosió dels ous al baix Ebre s'ha avançat gairebé un mes en els darrers 18 anys. Això implica que el desenvolupament és més ràpid, i podria ser una de les raons del fet que l'emergència dels adults s'hagi avançat. Tot i que hi ha altres factors que poden haver influït en els canvis en el seu cicle (com la presència de macròfits en densitats molt elevades), l'augment de la temperatura és el factor que es presenta com a més important en els canvis (Cid *et al*., en premsa).

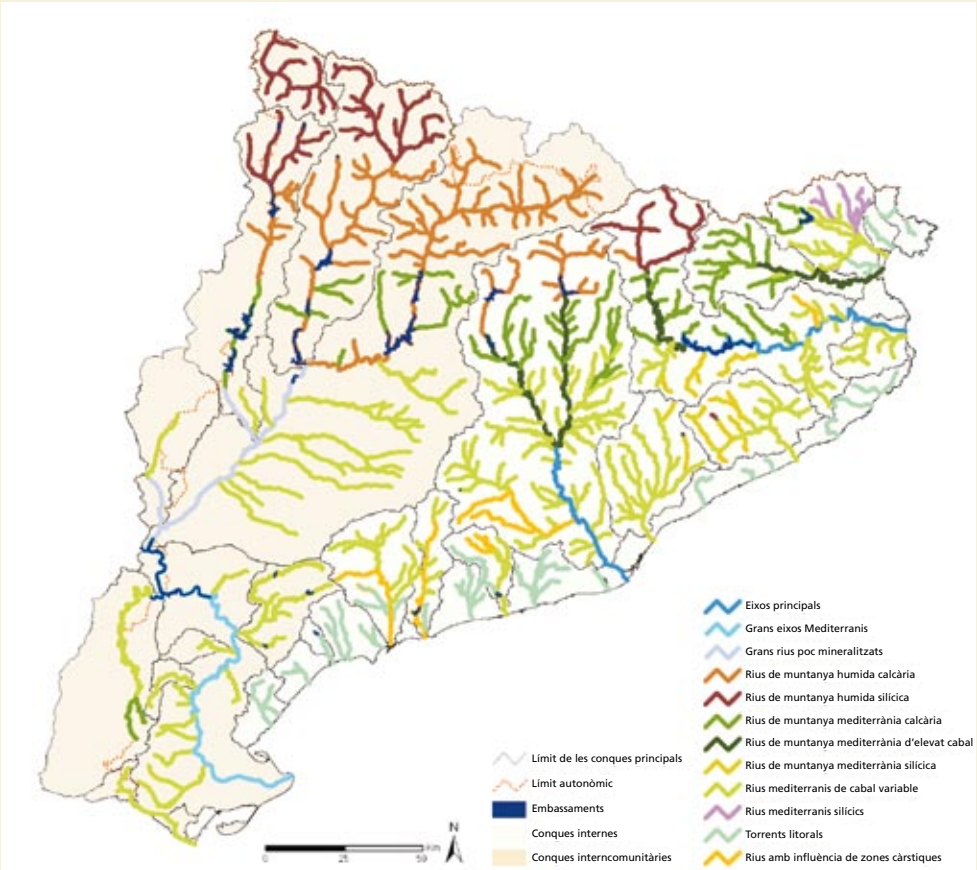
Un altre dels efectes dels increments de temperatura és el desplaçament en altitud d'algunes espècies, o l'arribada d'espècies d'ambients més càlids. No tenim constància (d'una manera detallada) que això hagi ocorregut amb els organismes aquàtics (invertebrats), especialment pel poc coneixement que es té de la seva distribució altitudinal com a espècie, però el que sí s'ha constatat és el canvi en la distribució d'espècies pròpies d'ambients estretament vinculats a condicions de temperatura especials, les quals poden veure amenaçat el seu hàbitat. Espècies avui dia distribuïdes en determinades zones d'altitud elevada (ambients freds) de Catalunya, sobretot al prelitoral o als Prepirineus, poden reduir dràsticament les seves àrees vitals, amb la possibilitat d'arribar a una situació d'aïllament i no-viabilitat per manca d'espai i de connectors adequats que possibilitin el desenvolupament normal i la viabilitat de l'espècie. Per exemple, *Baetis alpinus* (un efemeròpter) es troba sobretot a partir de 1.000 metres al Montseny i necessita rius d'aigües fredes. Si la temperatura de l'aigua puja, les poblacions segur que es refugiaran cada vegada a més altitud. Fins a quin punt això pot afectar la seva viabilitat futura per pèrdua d'hàbitat i per reducció del nombre efectiu d'individus total a la zona no ho sabem, però pel que se sap d'altres organismes, aquest pot ser un mecanisme d'extinció local de poblacions d'espècies pròpies d'aigües fredes.

Efectes dels canvis del clima en el règim de cabals en els rius

A Catalunya trobem molts tipus de rius, des de rius permanents d'aigües fredes a les muntanyes fins a rius que no porten aigua gairebé mai, o en què aquesta és present de manera intermitent En estudis d'avaluació de les condicions ambientals i de context morfogeològic, s'han distingit 12 tipus de rius a Catalunya (Munné i Prat, 2002, 2004; Agència Catalana de l'Aigua, 2005) (figura 1). Una de les característiques principals que s'han utilitzat per a fer aquestes tipologies ha estat precisament el règim de cabals.

Un dels tipus definits han estat els rius intermitents, els que corren només una part de l'any i que, a Catalunya, corresponen a un total de 33 masses d'aigua (9%) i 489 km de lleres. Aquests rius estan situats en diferents parts del territori, tot i que una part important es concentren a prop de la cosa i més aviat cap al sud (figura 1). Aquests rius, tot i quedar secs (o reduïts a simples basses) una bona part de l'any, tenen una fauna i una flora variada, i fins i tot una biodiversitat que pot ser més gran que la dels rius permanents, com ha quedat demostrat en alguns treballs (vegeu Bonada *et al*., 2007b). La seva preservació és important, ja que si el temps en què el riu s'asseca és massa llarg, la major part d'aquesta biodiversitat pot quedar malmesa, tal com es va mostrar en l'estudi anterior al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac. Precisament, els efectes del canvi climàtic, amb la disminució de pluges i l'augment de l'evapotranspiració, apunten a una intermitència més accentuada en rius que ara ja són temporals; per tant, és important saber quins són els efectes de la falta de cabal, sobretot en els rius que ara ja són temporals i també en els rius de règim mediterrani de cabal més variable (colors blau i verd clar a la figura 1), per a arribar a saber què pot passar de manera més generalitzada en el futur en les comunitats d'organismes que hi habiten.

Figura 1. Tipus fluvials definits a les conques de Catalunya atenent a criteris fisiogràfics, hidrològics, climàtics i de context morfogeològic. (Munné i Prat, 2002, 2004; Agència Catalana de l'Aigua, 2005).



La importància de les sequeres

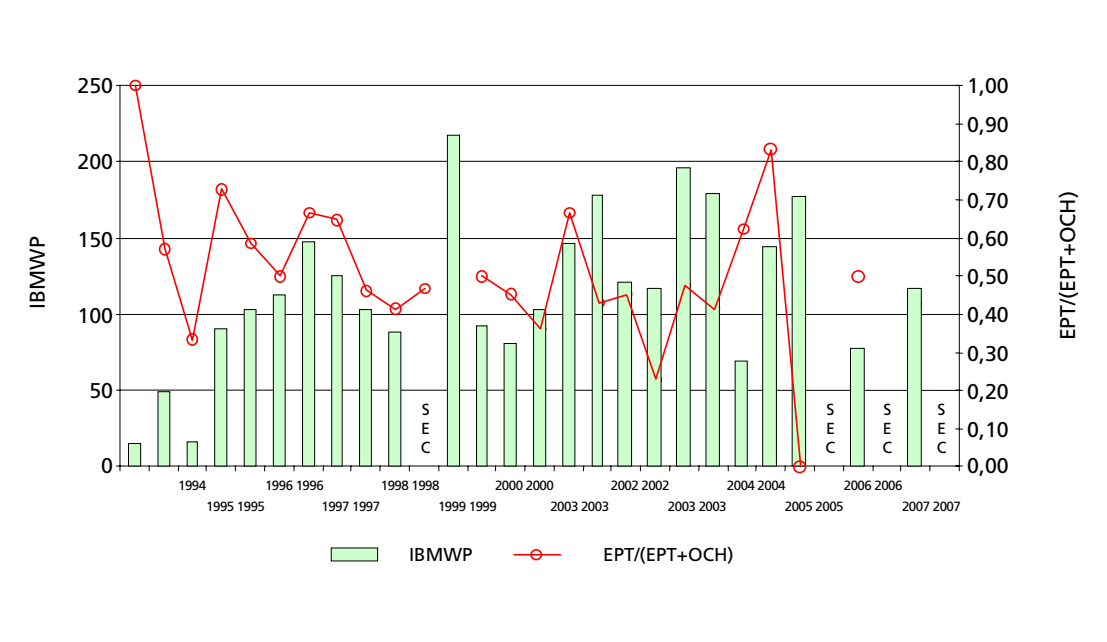
El que resulta clau per als organismes aquàtics no és només el cabal mitjà circulant, sinó especialment els canvis al llarg de l'any, i encara més els canvis extrems, és a dir, les grans riuades i les sequeres extremes, que provoquen canvis profunds en les comunitats i n'expliquen en gran part l'evolució en el temps. Aquests canvis que poden ser naturals poden ser fortament agreujats per l'acció de l'home. Un exemple dels canvis a mitjà termini que poden patir el organismes que viuen en els rius el mostra la variació al llarg dels anys del valor de l'índex biològic IBMWP (índex de valoració de la qualitat de l'aigua), calculat amb les comunitats de macroinvertebrats presents per a tres rius mediterranis de capçalera alimentats per petites fonts (figures 2, 3 i 4). En aquests gràfics hi ha dues dades per a cada any: la primera fa referència al mostreig de primavera i la segona és de l'estiu; en cas que n'hi hagi una de tercera, és del període de la tardor. En els mateixos gràfics també s'indica la relació entre EPT/(EPT+OCH). Mentre que EPT és el nombre de taxa (a nivell de família) dels ordres *Plecoiptera*, *Ephemeroptera* i *Trichoptera* (organismes reòfils que viuen en llocs a on hi ha corrent d'aigua), OCH ho és dels ordres *Odonata*, *Coleoptera* i *Heteroptera* (organismes propis de basses i cabal lent). L'índex tendeix a ser alt en rius permanents que sempre porten aigua i amb corrent i pedres abundants, mentre que tendeix a ser baix en llocs on dominen les basses i el riu o bé no corre gens o bé ho fa molt poc, i quan el substrat és de graves o de roca. La seva utilitat per a caracteritzar aquestes situacions fou demostrada a Bonada *et al*. (2007b).

A la figura 2 es mostra la variació dels dos paràmetres esmentats en un petit riu de capçalera (la riera de Gallifa), sense pertorbacions antropogèniques a la seva conca, i que és alimentat per una petita font que s'asseca en períodes de sequera. A la figura es pot observar com les dades de l'estiu són molt variables, i com fins i tot, en alguns anys, el riu estava totalment sec i no hi havia macroinvertebrats aquàtics (anys 1999, 2005, 2006 i 2007). Però també s'hi veu clarament com l'efecte de la sequera estival és gairebé irrellevant pel que fa a la biodiversitat i la qualitat de l'aigua de la primavera següent, i mostra la ràpida capacitat de recolonització que tenen aquests tipus d'ecosistemes en la seva resposta a la sequera.

També s'hi veu com la comunitat es recupera ràpidament del greu incendi forestal que va afectar l'estació de Gallifa l'estiu del 2003. Tot i que després de l'incendi pràcticament els macroinvertebrats van desaparèixer, les relativament abundoses pluges de la tardor del 2003, i de la primavera del 2004, van fer que al cap de pocs mesos la comunitat arribés al nombre de tàxons habituals en el riu, i el valor de l'IBMWP fos similar al que el riu tenia abans de l'incendi (Vila-Escalé *et al*., 2007). Com es veu a la figura, les comunitats d'organismes dels rius mediterranis es recuperen força ràpidament dels incendis i les sequeres, llevat que aquests siguin recurrents a curt termini (anual o bianualment), ja que si la freqüència o la intensitat de les pertorbacions augmenta, la biodiversitat disminueix (Townsend, 1989).

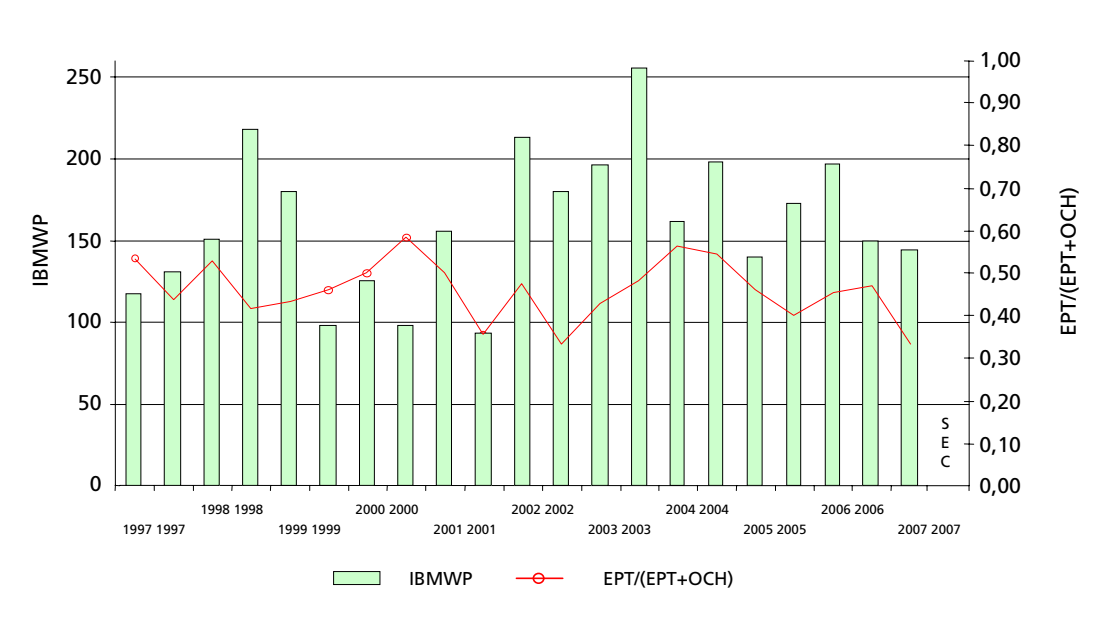
El mateix tipus d'anàlisi (variació de la comunitat de macroinvertebrats en els darrers 12 anys) el tenim per al cas de dos petits rius de la conca del Foix, també sense pertorbacions importants de qualitat de l'aigua, però un dels quals pateix una explotació de l'aigua subterrània i superficial més intensa (figures 3 i 4). Com es pot veure en els dos gràfics, mentre un dels punts no s'asseca (excepte l'any 2007), i la qualitat biològica és sempre molt bona (independentment de l'època de l'any), a l'altre les secades són més habituals, i fins i tot, en algunes primaveres, el riu està completament sec. La qualitat biològica quan el riu circula no és dolenta, però els valors absoluts són menors que al riu on el cabal és més constant. És interessant comprovar que en tots dos casos l'índex EPT/(EPT+OCH) pot arribar a tenir valors molt baixos, de fins a 0,2. Per sota de valors de 0,5 els rius són més propers a una successió de basses que no pas a un riu amb aigua corrent.

Figura 2. Canvis en l'índex de qualitat IBMWP i en la relació EPT/EPT+OCH a la riera de Gallifa al llarg de diversos anys.



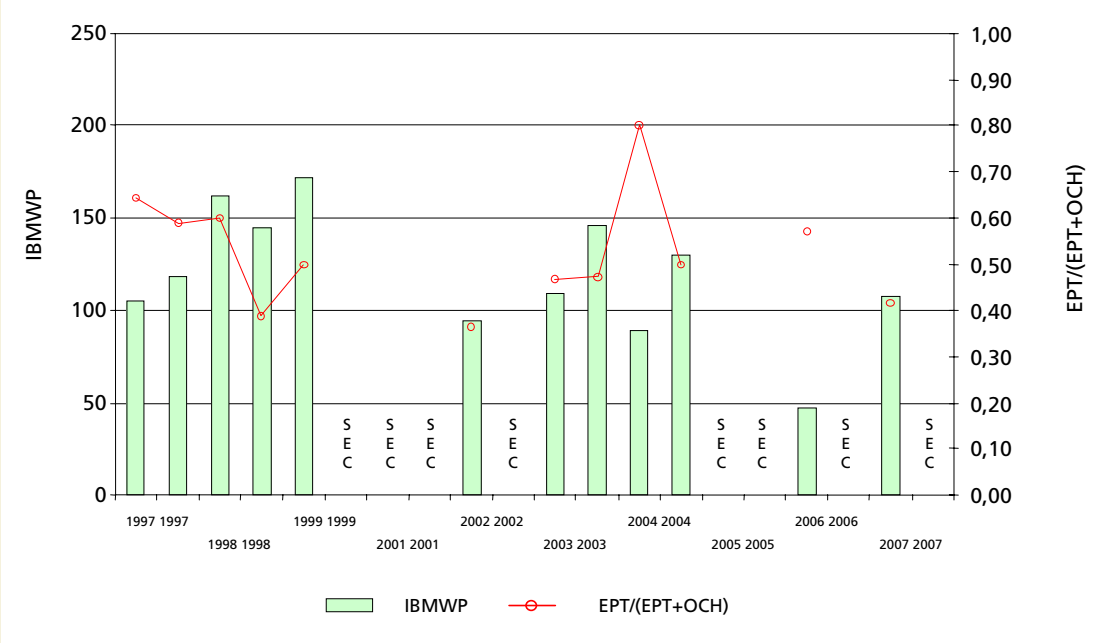
Per a cada any hi pot haver més d'una data. S'indiquen els anys en què el riu va estar sec a l'estiu. Dades del grup de recerca FEM (Freshwater, Ecology and Management). (www.ecostrimed.net).

Figura 3. Evolució de la qualitat biològica i de l'índex EPT/(EPT+OCH) al torrent de l'Albereda, a la conca del Foix.



Dades del grup de recerca FEM (Freshwater, Ecology and Management). (www.ecostrimed.net).

Figura 4. Evolució de la qualitat biològica i de l'índex EPT/(EPT+OCH) a la riera de Pontons de la conca del Foix.



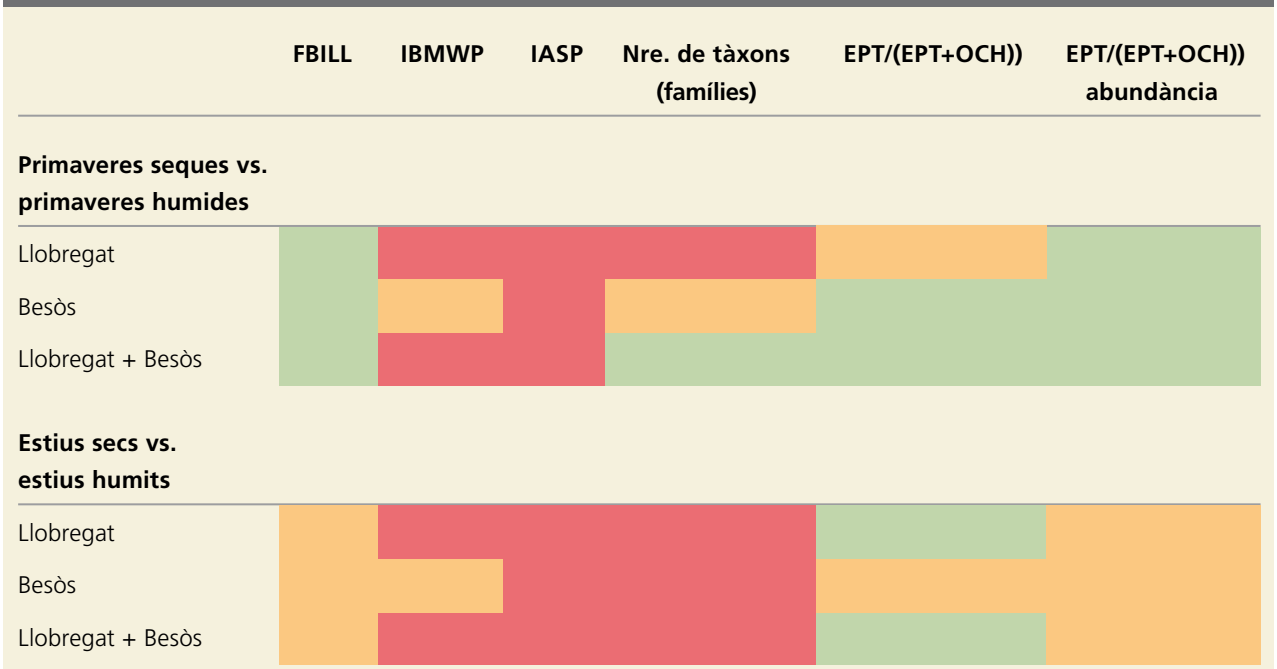
Dades del grup de recerca FEM (Freshwater, Ecology and Management). (www.ecostrimed.net).

La importància de les sequeres per a les comunitats de macroinvertebrats va ser analitzada per Biosca (2007). En aquest estudi es van poder analitzar en detall les comunitats de macroinvertebrats en 15 estacions de referència de diversos rius de les conques del Besòs i del Llobregat, majoritàriament de capçalera. El règim hidrològic d'aquestes estacions, i la seva qualitat fisicoquímica, no estava alterada de manera significativa per l'home. Com que hi ha dades dels mateixos punts preses dues vegades l'any al llarg de més de 10 anys, aquesta és una de les poques sèries relativament llargues de canvis en les comunitats en el temps (tot i que a nivell de família i no d'espècie) que reflecteix els canvis «naturals» en les poblacions sense que hi hagi barrejat l'efecte de l'home. En aquest estudi es va poder relacionar la pluja amb algunes mètriques indicadores de la qualitat i de les característiques dels macroinvertebrats. Dels 10 anys, només dos van ser catalogats com a humits (precipitació per damunt de la mitjana del període, el 1997 i el 2004), mentre que 4 foren clarament secs (1999, 2001, 2002 i 2005) (Biosca, 2007).

Pel que fa a les comunitats de macroinvertebrats, a l'estiu no es van detectar diferències significatives en les mètriques comparades (diversos rius s'assequen de manera natural la majoria dels anys, com hem vist anteriorment), però sí a la primavera (taula 1). És interessant veure com l'anàlisi constata que no hi ha diferències ni entre estiu ni hivern, ni entre anys secs ni humits, en el valor de l'índex biològic o el nombre de tàxons a nivell de família, però sí en canvi en la composició i en els tàxons que dominen. Això es veu clarament reflectit en les diferències significatives que hi ha en el quocient EPT/(EPT+OCH). A la taula 1 es pot observar que les mètriques sensibles a la contaminació, com els índexs IBMWP o IASPT, no són significativament diferents en els canvis de cabal del riu, tal com havíem vist a les figures 3, 4 i 5 per a les dades de la riera de Gallifa o de la capçalera del Foix (riera de Pontons).

En resum, en anys secs hi ha un canvi de comunitat important indicat per l'índex EPT/(EPT+OCH). Per tant, en el futur, si a causa del canvi climàtic els anys secs augmenten la freqüència, i en darrera instància la situació esdevé permanent i a la primavera el riu ja no flueix com a mínim diversos mesos (com ja ha passat per l'acció antròpica en molts llocs, com ara a la riera de Pontons, figura 4), això podria implicar una pèrdua de biodiversitat important, ja que desapareixerien moltes espècies pròpies dels rius amb cabals més regulars. Entre aquestes espècies hi ha la majoria de plecòpters, molts efemeròpters i també alguns dels tricòpters més particulars dels rius mediterranis, d'aquí neix la preocupació per aquests canvis futurs.

Taula 1. Canvis que es produeixen en les diferents mètriques d'avaluació de la qualitat biològica de l'aigua utilitzant macroinvertebrats en anys secs respecte d'anys més humits.



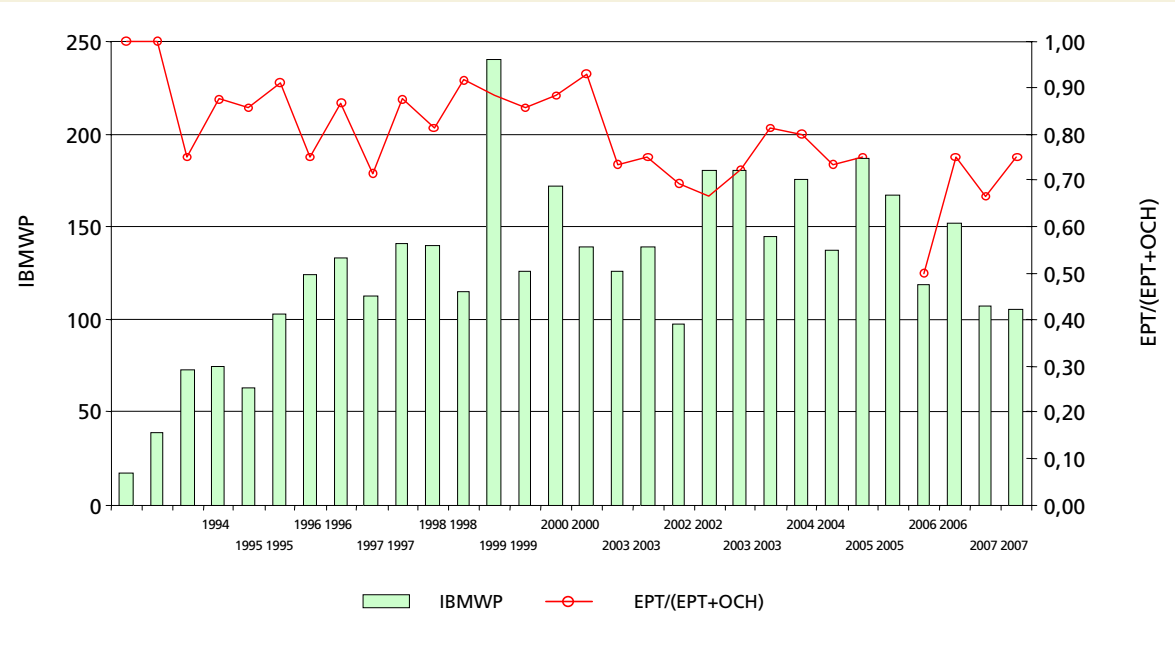
Es veu que algunes mètriques empitjoren manera significativa (color vermell), algunes canvien però no de manera significativa (color taronja) i algunes milloren de manera significativa (color verd) (extret de Biosca, 2007).

L'efecte de les riuades

Pel que fa a l'efecte d'altres pertorbacions intenses com les crescudes, a la figura 5 es pot observar l'evolució dels mateixos paràmetres mesurats en petits rius mediterranis en els mateixos anys. Els resultats mostren que el valor mínim de l'índex de qualitat en un punt sota l'embassament de la Baells, no sotmès a contaminació, es dóna el 1994, just després de les fortes inundacions que hi va haver en aquest període, i que no és fins al 1997 (el 1996 també hi va haver fortes inundacions) que es tornen a trobar valors propers a la mitjana del període. Observeu que en aquest cas la relació EPT/(EPT+OCH) gairebé sempre té valors superiors a 0,5, com s'escau en un riu de cabal permanent i abundant. Això també es veu en el punt de Gallifa (figura 6), on el valor mínim de l'índex biològic IBMWP també té lloc a la tardor del 1994 al llarg de la sèrie. Això fa pensar en un impacte greu de les crescudes catastròfiques, que serien més rellevants per a la recuperació de la biodiversitat que no pas les sequeres. En el cas d'un augment de la freqüència de les crescudes pel canvi climàtic podríem esperar, doncs, un impacte greu sobre les comunitats d'organismes si entre crescuda i crescuda disminuís molt el temps de recurrència.

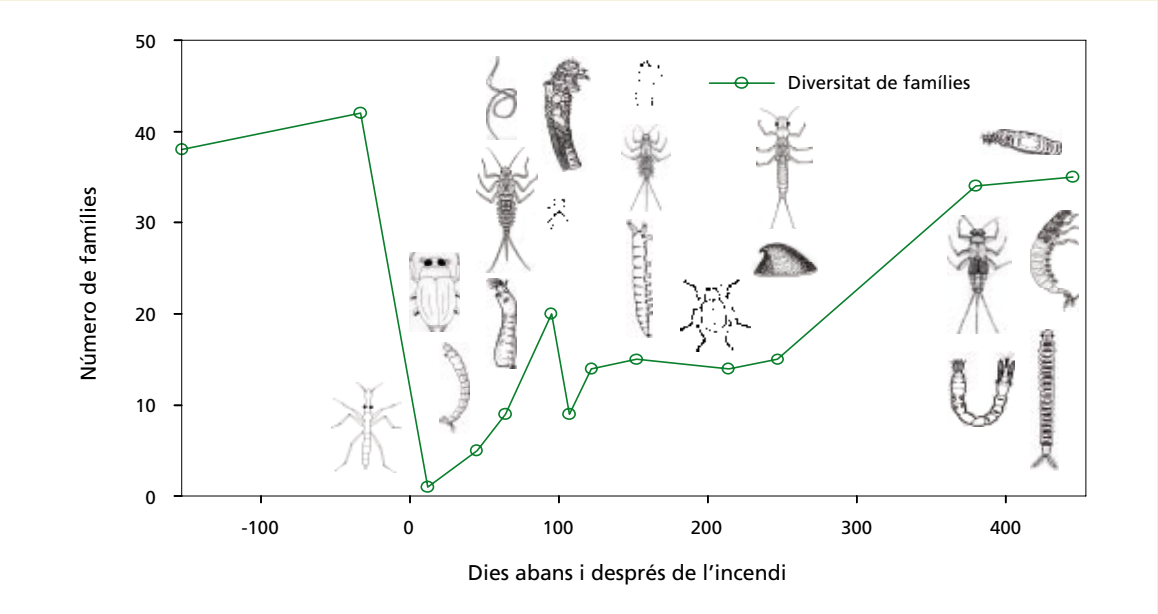
En el cas de Gallifa, si observem el que va passar entre l'agost del 2003 (quan es va cremar tota la conca) i la tardor del 2005, també es pot comprovar un patró molt interessant (figura 6). El riu, després de l'incendi i amb les primeres pluges, es queda gairebé sense fauna macroinvertebrada per l'enorme pertorbació que significa una crescuda carregada de cendres i altres materials procedents de la vegetació cremada a la conca. Però es pot observar, també, com a poc a poc es recupera la biodiversitat i, al cap de menys d'un any, la qualitat biològica és ja molt similar als valors d'abans de la pertorbació, tot i que la composició no és igual i, de fet, algunes espècies que abans del foc hi eren abundants no es van recuperar fins al cap de més anys.

Figura 5. Canvis en els valors de l'índex biològic IBMWP i de la mètrica EPT/(EPT+OCH) al llarg del temps a sota la presa de la Baells, en el riu Llobregat.



Dades del grup de recerca FEM (Freshwater, Ecology and Management).

Figura 6. Canvis en el nombre de taxa de macroinvertebrats després de l'incendi que hi va haver a la riera de Gallifa l'agost del 2003 (dades de Vila-Escalé *et al.*, 2007).



La situació sota els embassaments

En els rius regulats la situació pot ser força diferent. En aquests rius, el règim de cabals és menys variable i les crescudes, menys habituals. Aquí, els efectes del canvi climàtic es poden derivar de la disminució dels cabals, de l'increment de la temperatura de l'aigua i d'una concentració de nutrients més elevada (capítol 17). Si amb el canvi climàtic la regulació dels rius esdevé encara més uniforme, i els cabals es controlen entorn de certs valors, el que cal esperar és que s'esdevingui el que ha ocorregut al baix Ebre o al baix Ter: d'una banda, una estabilització del nombre de tàxons, que pot ser alt si la qualitat de l'aigua és bona (vegeu, per exemple, la figura 5, en què es veu l'efecte de la regulació de la Baells sobre el riu); d'altra banda, en eliminar-se les crescudes i alliberar-se nutrients des dels embassaments, la biomassa vegetal pot augmentar (com passa al baix Ebre (Ibáñez *et al*., 2008), i d'aquesta manera s'incrementa la presència de macròfits. Això implica canvis en l'ecosistema (amb espècies que resulten afavorides respecta a d'altres), i pot augmentar la probabilitat d'èxit en l'aparició d'espècies exòtiques (fet sobretot molt important en el cas dels peixos). En els darrers anys l'increment de *Potamogeton pectinatus* al baix Ebre ha provocat, juntament amb altres factors, l'increment de l'abundància de la mosca negra (*Simulium erytrocephalum*), que avui en dia és una veritable plaga que es combat amb insecticides pels problemes que arriba a crear. Si augmenta la regulació dels rius i els cabals migrats (per la falta d'aportacions als rius a causa del canvi climàtic) i s'eliminen encara més les seves crescudes, aquests problemes aniran augmentant.

Referències bibliogràfiques

Agència Catalana de l'Aigua. 2005. *Document de pressions i impactes i anàlisi del risc de no assolir els objectius de la Directiva Marc de l'Aigua* (document IMPRESS). Departament de Medi Ambient i Habitatge. 825 pàg.

Arnell, R.; Bates, B.; Land, H.; Magnusson, J. J.; Mulholland, P. (1996). «Hydrology and freshwater ecology». A: *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations, and Mitigation*. *Scientific-Technical Analysis.* Cambridge University Press, New York.

Biosca, J. (2007). *Estudi dels efectes de la sequera sobre les comunitats de macroinvertebrats bentònics en estacions de referència dels rius Llobregat i Besòs*. Treball de final de carrera. Llicenciatura de Ciències Ambientals. Universitat de Barcelona.

Blinn, D. W.; Shannon, J. P.; Stevens, L. E.; Carder, J. P. (1995). «Consequences of fluctuating discharge for lotic communities». *Journal of the North American Benthological Society*, núm. 14(2), pàg. 233-248.

Boix, D.; Sala, J.; Moreno-Amich, R. (2001). «Succession of the macroinvertebrate community in a temporary pond». *Verh Internat Verein Limnology*., núm. 27, pàg. 2586-2593.

Bonada, N.; Dolédec, S.; Statzner, B. (2007a). «Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios». *Global Change Biology*, núm. 13, pàg. 1658-1671.

Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007b). «Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network». *Hydrobiologia*, núm. 589, pàg. 91-106.

Bond, N. R.; Lake, P.S.; Arthington, A. H. (2008). «The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective». *Hydrobiologia*, núm. 600, pàg. 3-16.

Cid, N.; Ibáñez, C.; Prat, N. (en premsa). «Life History and Production of the Burrowing Mayfly *Ephoron virgo* (*Ephemeroptera*: *Polymitarcyidae*) in the lower Ebro river (NE Spain): a comparison after 18 years». *Aquatic Insects.*

Closs, G. P.; Lake. P. S. (1994). «Spatial and tamporal variation in the structure of an intermittent-stream food web». *Ecological Monographs*, núm. 64(1), pàg. 1-21.

Eisenreich, S. J. (ed.) (2005). *Climate Change and the European Water Dimension. EU Report No. 21553*. European Commission-Joint Research Centre.

Gallardo-Mayenco, A.; Fresneda, J.; Toja, J. (1995). «Distribución de los coleópteros acuáticos (*Insecta*, *Coleoptera*) en dos cuencas sur de la Península Ibérica. Relaciones con algunos factores del medio». *Limnetica*, núm. 11(1), pàg. 19-28.

Gasith, A.; Resh, V. H. (1999). «Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events». *Annual Reviews of Ecology Systematics*, núm. 30, pàg. 51-81.

Ibáñez, C.; Prat, N.; Duran, C.; Pardos, M. [*et al.*] (2008). «Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro river: Causes and consequences». *Limnetica*, núm. 27(1), pàg. 131-142.

Karl, T. R.; Knight, R. W. (1998). «Secular Trends of Precipitation Amount, Frequency, and Intensity in the United States». *Bulletin of American Meteorological Society*, núm. 78 pàg. 1107.

Karl, T. R.; Trenberth, K. E. (2003). «Modern Global Climate Change». *Science*, núm. 302, pàg. 1719-1723.

Katz, R. W. (1999). «Extreme value theory for precipitation: Sensitivity analysis for climate change». *Advances in Water Resources*, núm. 23, pàg.133-139.

Lake, P. S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters *Freshwater Biology*, núm. 48 (7), pàg. 1161-1172.

Ludwig, W.; Serrat, P.; Cesmat, L.; García-Esteves, J. (2004). «Evaluating the impact of the recent temperature increase on the hydrology of the Têt River (Southern France)». *Journal of Hydrology*, núm. 289, pàg. 204-221.

Mas-Pla, J. (2005). «Recursos hídrics, dinàmica hidrològica i canvi climàtic«. A: J. E. Llebot (ed.). *Informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible i Institut d'Estudis Catalans.

Milly, P. C. D.; Wetherald, R. T.; Dunne, K. A.; Delworth, T. L. (2002). «Increasing Risk Of Great Floods In A Changing Climate». *Nature*, núm. 415, pàg. 514-517.

Moreno, J. L.; Suárez, M. L.; Vidal-Abarca, M. R. (1996). «Valor ecológico de las ramblas como ecosistemas acuáticos singulares». *RSEHN* (volum extraordinari del 125è aniversari). Pàg. 411-415.

Munné, A.; Prat, N. (2002). *Regionalització del sistema fluvial a les Conques Internes de Catalunya. Aplicació de la Directiva Marc en Política d'Aigües de la Unió Europea*. Documents tècnics de l'Agència Catalana de l'Aigua. 92 pàg.

Munné, A.; Prat, N. (2004). «Defining river types in a Mediterranean area. A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive». *Environmental Management*, núm. 34 (5), pàg. 711-729.

Prats, J. ; Val, R. ; Armengol, J. ; Dolç, J. (2007). «A methodological approach to the reconstruction of the 1949-2000 water temperature series in the Ebro River at Escatrón». *Limnetica*, núm. 26 (2), pàg. 293-306.

Townsend, C. R. (1989). «The pacht dynamics concept of stream community ecology». *Journal of the North American Benthological Society*, núm. 8, pàg. 36-50.

Vila-Escalé, M.; Verkaik, I.; Vegas, T.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007). «Evolució de la comunitat de macroinvertebrats en un riu mediterrani després d'un incendi forestal». *VI Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Diputació de Barcelona. Pàg. 205-209.

Williams, D. D. (1996). «Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna». *Journal of the North American Benthological Society*, núm. 15, pàg. 634-650.

20. Ecosistemes amb risc elevat: els deltes i les llacunes litorals

Carles Ibáñez,
Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries

Introducció

Fins ara no s'ha trobat cap estudi adreçat a analitzar els impactes ambientals del canvi climàtic als deltes i les llacunes costaneres de Catalunya; per tant, el que es pugui dir actualment és encara força especulatiu i s'ha de recolzar en altres estudis realitzats en ecosistemes similars, com ara altres llacunes mediterrànies, tot i que els pocs estudis existents també són força preliminars. Amb relació als deltes, els pocs estudis que hi ha es refereixen al delta de l'Ebre, i se centren bàsicament en els efectes de la pujada del nivell del mar, un dels efectes directes més importants del canvi climàtic (Ibáñez i Canicio, 1994; Day *et al.*, 1995; Ibáñez *et al.*, 1997; Sánchez-Arcilla *et al.*, 1996, 2005, 2007, 2008).

Un estudi bibliogràfic encarregat per la Unió Europea, amb el títol *Canvi climàtic i la dimensió europea de l'aigua* (Eisenreich *et al.*, 2005), dedica un apartat a analitzar els efectes del canvi climàtic a la conca de l'Ebre i el seu delta. Les conclusions principals d'aquest estudi són les següents:

- Els models aplicats mostren que a la conca de l'Ebre la temperatura augmentarà 2-3 ºC durant aquest segle (Alcamo *et al.*, 1996). Això provocarà pèrdues d'aigua per evaporació i més demanda d'aigua per als conreus i la vegetació natural, així com per altres activitats humanes.
- La precipitació disminuirà entre el 5% i el 20%, segons el Govern espanyol (PHN, 2003). Ayala-Carcedo i Iglesias (2000) estimen per al 2050 una reducció del 16% en la disponibilitat de recursos d'aigua a la conca.
- Molt probablement hi haurà una freqüència més alta d'esdeveniments extrems (sequeres, inundacions i onades de calor).
- La disminució del cabal fluvial implicarà una menor dilució de contaminants i un increment de la salinitat.
- Al delta, la pujada del nivell del mar i la subsidència causaran una pèrdua d'elevació de 0,2-0,82 m el 2100 i amenaçaran els aiguamolls i els conreus.

Amb relació al darrer informe del Grup Intergovernamental d'Experts sobre el Canvi Climàtic (GIECC, 2007), els principals efectes previstos al sud d'Europa són els següents:

- Temperatures més altes i sequeres més intenses
- Disponibilitat reduïda d'aigua i menor generació hidroelèctrica
- Decreixement en el rendiment de conreus i efectes negatius en el turisme
- Increment de les onades de calor i freqüència més alta d'incendis forestals
- Impactes als sistemes costaners a causa de la pujada del nivell del mar

A continuació fem una anàlisi dels principals efectes del canvi climàtic als deltes i les llacunes costaneres de Catalunya: la pujada del nivell del mar i l'increment de la temperatura.

La pujada del nivell del mar

Les prediccions formulades en el darrer informe del GIECC (2007) indiquen que per a finals del segle XXI es produirà un increment mitjà del nivell del mar d'entre 18 i 59 cm, depenent dels diferents escenaris d'emissió de gasos d'efecte d'hivernacle. Els efectes de l'augment del nivell del mar variaran d'un lloc a l'altre i dependran de la magnitud de l'augment relatiu del nivell del mar, de la morfologia/topografia costanera i de les modificacions humanes. Tanmateix, aquests impactes podran ser especialment greus en les regions on les variacions intermareals són petites. En general, com més petita és la zona intermareal, més gran és la susceptibilitat a una pujada del nivell del mar. En aquest sentit, les costes mediterrànies i del Bàltic tenen una baixa amplitud de les variacions mareals (< 1 m), un factor que suggereix que aquestes regions seran altament vulnerables a la pujada del nivell del mar, com és el cas del delta de l'Ebre o del Llobregat, amb un baix rang mareal (20 cm).

Als deltes, la pujada del nivell del mar és més crítica que en altres zones costaneres, per diversos motius:

- La seva baixa elevació (0-3 m), que fa que el risc d'inundació sigui alt.
- La pèrdua d'elevació dels deltes per compactació (subsidència), que cal sumar a la pujada real del nivell del mar. La suma de totes dues variables es coneix com a pujada relativa del nivell del mar (PRNM).
- La forta dependència de les aportacions d'aigua i sediments de la conca, que en minvar a causa dels regadius, els embassaments i altres usos, accentuen la subsidència, la regressió i la salinització de la plana deltaica.

En el cas del delta de l'Ebre, l'únic sistema costaner de Catalunya del qual es disposa d'algunes dades i estimacions (Ibáñez *et al.*, 1997), la situació és la següent:

- Les taxes de subsidència estimades són d'1-5 mm/any, depenent de les característiques locals.
- La taxa de pujada de nivell del mar actual és d'uns 3 mm/any, i continuarà creixent durant aquest segle.
- La pujada relativa del nivell del mar prevista per al final del segle XXI cal situar-la entre 0,6 i 1 m, per la qual cosa el 50% del delta estarà sota el nivell mitjà del mar.
- La taxa de retrocés de la costa (per manca de sediments) és superior als 2-3 m/any en la majoria dels casos, però la part atribuïble a la PRNM no es coneix (tot i que s'estima un ordre de magnitud inferior).

La pujada de la temperatura

La pujada de la temperatura de l'aire a Catalunya és un fet contrastat a la majoria d'observatoris, tot i que les implicacions reals d'aquest augment sobre els ecosistemes aquàtics costaners es desconeixen.

La temperatura a la superfície del Mediterrani va augmentar 0,75 °C entre el 1993 i el 2003, la qual cosa representa cinc vegades més que la mitjana de la resta de mars i oceans del planeta, segons un estudi del Laboratori de Geodèsia Espacial de la Universitat d'Alacant en col·laboració amb la NASA (Vigo *et al.*, 2005; García *et al.*, 2006). La pujada de la temperatura també s'ha registrat a les masses d'aigua costaneres de Catalunya, tot i que les sèries de dades llargues corresponen a mar oberta (per exemple, l'Estartit). En el cas de sistemes més confinats (llacunes i badies), on cal esperar un impacte tèrmic més gran per la poca fondària que tenen, les dades són més puntuals en l'espai i el temps, de manera que no hi ha prou informació per valorar l'evolució de l'augment de temperatura de l'aigua en aquests ecosistemes. La sèrie de dades probablement més llarga en un sistema costaner parcialment confinat, que pot ser prou representatiu de la tendència a les llacunes costaneres, és la de les badies del delta de l'Ebre (els Alfacs i el Fangar).

En el cas de la badia dels Alfacs, s'ha estimat un increment de gairebé 2 °C per al període 1990-1998 a l'aigua de fons, a 6 m de fondària (De Pedro, 2007). Aquest augment és molt pronunciat, tot i que la sèrie de dades

probablement no és prou llarga per treure conclusions definitives sobre la magnitud de la tendència. Els anys 2003 i 2006 es van registrar temperatures màximes força elevades a les badies del delta de l'Ebre (figures 1 i 2), que van produir mortalitats de bivalves (Fernández-Tejedor *et al.*, 2008). L'any 2003 es va produir una mortalitat total del musclo en ambdues badies per l'augment i la persistència de les elevades temperatures a l'aigua. Als Alfacs, les temperatures van passar dels 28 °C (del 14 de juliol al 25 d'agost), amb un màxim de 30,9 °C. Al Fangar també van passar dels 28 °C (en les mateixes dates) i es va arribar a un màxim de 29,9 °C registrat en els mostrejos rutinaris del *Programa de seguiment de la qualitat de les aigües, els mol·luscs i el fitoplàncton tòxic a les zones de producció de marisc del litoral català* de la Direcció General de Pesca de la Generalitat. L'any 2006, a la badia del Alfacs es va tornar a produir una mortalitat de musclo durant l'estiu relacionada amb les elevades temperatures (Fernández *et al.*, 2008). L'any 1994 ja s'havia produït un episodi de mortalitat de bivalves per les elevades temperatures a la badia dels Alfacs. El creixement i la mortalitat de *Mytilus galloprovincialis* a la badia del Fangar està fortament afectada per les elevades temperatures de juliol i agost (Ramón *et al.*, 2007).

Figura 1. Temperatures a l'estació central de la badia dels Alfacs a les fondàries de 0,5 m i 6 m del 1992 al 2007.

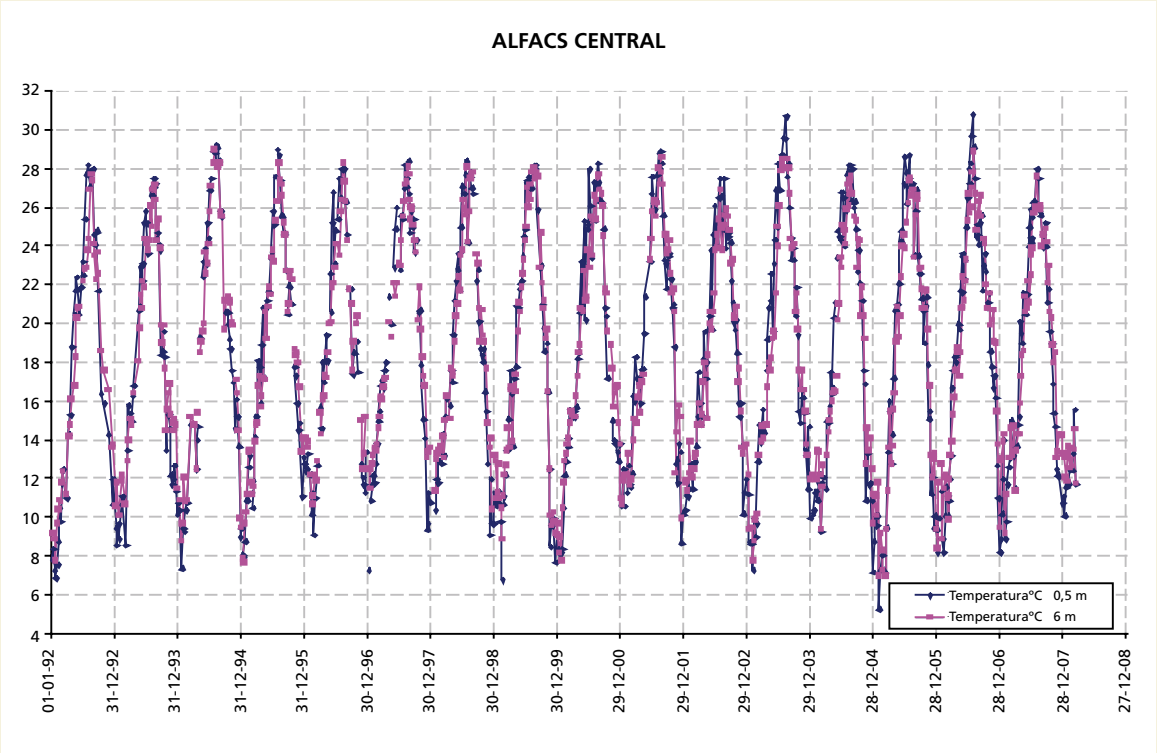
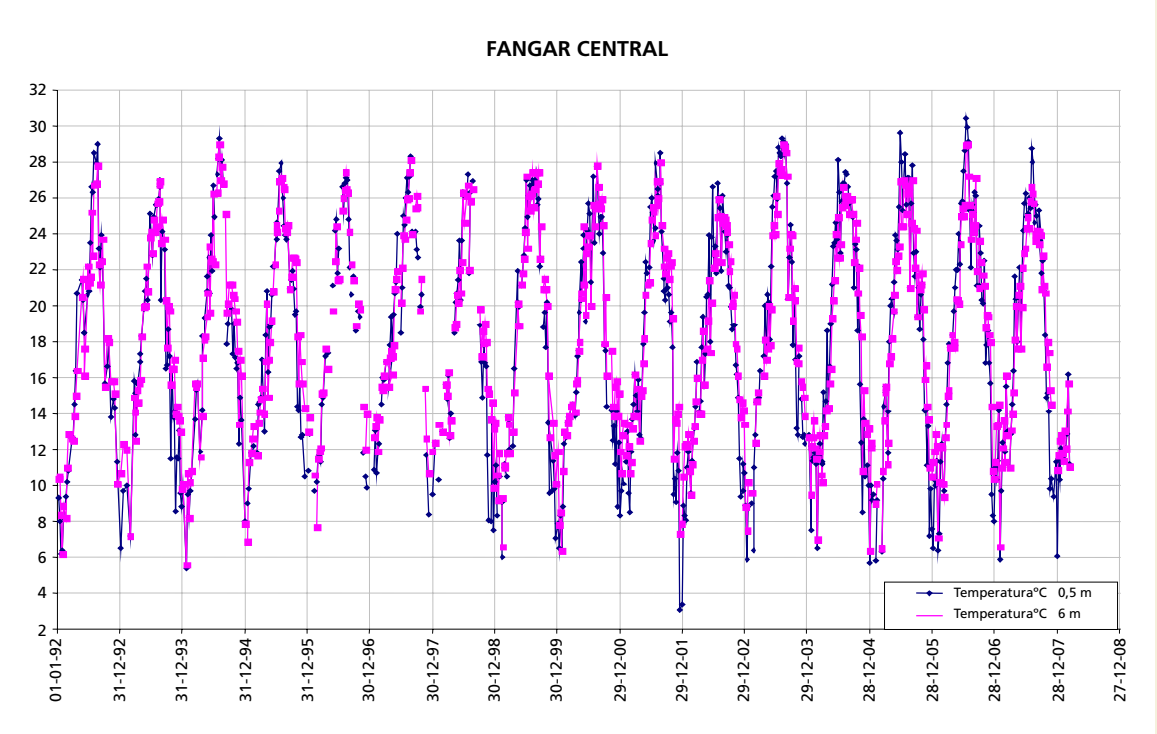


Figura 2. Temperatures a l'estació central de la badia del Fangar a les fondàries de 0,5 i 6 m del 1992 al 2007.



Efectes previsibles i possibles escenaris futurs

En aquest apartat analitzem els efectes encara no contrastats, però que són previsibles segons la seva constatació en altres ecosistemes similars o bé pel que preveu la teoria ecològica.

Els principals impactes previstos sobre els ecosistemes costaners de Catalunya (deltes i llacunes) són els següents:

- Canvis en el metabolisme dels ecosistemes: augment més elevat de la respiració amb relació a la fotosíntesi (augment del grau d'heterotròfia), amb la disminució conseqüent de la producció primària neta
- Canvis en la composició i la diversitat de les comunitats biològiques: desenvolupament més gran de les espècies adaptades a la temperatura elevada
- Mortalitat d'espècies sensibles a temperatures extremes i més hipòxia, especialment peixos i bivalves
- Canvis en la hidrologia i la salinitat de les llacunes i les badies
- Retrocés de la costa i pèrdua d'extensió dels ecosistemes litorals

Tot seguit analitzarem més detalladament els efectes previsibles del canvi climàtic a les llacunes costaneres (Hoepffner, 2006):

a) Per augment de la temperatura:

- Canvis en el metabolisme dels organismes i en la distribució del nínxol ecològic.

- Canvis en les interaccions entre espècies i en la seva distribució.
- Canvis en l'estructura de la xarxa tròfica i els cicles biogeoquímics.
- Canvis en els processos ecològics, especialment en la producció primària i descomposició.

b) Per canvis en el règim de precipitacions:

- Alteració del balanç hídric dels ecosistemes costaners.
- Alteració del transport de nutrients dissolts des de la conca hidrogràfica fins als ecosistemes costaners.
- Canvis en el transport de sediments des de la conca hidrogràfica i des del mar.

c) Per la pujada del nivell del mar:

- Augment de la fondària de la llacuna.
- Alteració de la circulació de l'aigua.
- Canvis en el transport de sediments i en l'equilibri erosió-sedimentació.
- Increment de la inundació dels aiguamolls costaners amb aigua salada.

d) Per augment de la radiació ultraviolada:

- S'ha demostrat que la radiació ultraviolada (RUV) té efectes deleteris sobre nombrosos organismes i processos planctònics.
- En algues marines, faneròganes i fitoplàncton, la fotosíntesi es pot inhibir per la RUV.
- La RUV augmenta la mortalitat bacteriana i del fitoplàncton, particularment als primers 5 m de la columna d'aigua.
- La RUV pot canviar l'estructura i la dinàmica de la xarxa tròfica pelàgica, que deriva cap a una xarxa tròfica microbiana.

Figura 3. Síntesi dels possibles impactes del canvi climàtic a la conca de l'Ebre i el delta.

Increment de temperatura
Decrement precipitació
Increment demanda d'aigua (vegetació)

Decrement cabals fluvials i reserves d'embassaments
Decrement recursos hídrics soterranis
Estrès hídric (vegetació)
Conflictes hídrics (usos)
Pèrdua de biodiversitat
Ecosistemes terrestres com a font neta de CO_2

Pujada nivell del mar
Increment de la temperatura de l'aigua
Increment tempestes

Regressió de la costa
Pèrdua d'aiguamolls
Increment salinitat d'aigua i sòl
Danys als conreus
Danys a l'aqüicultura
Danys al turisme

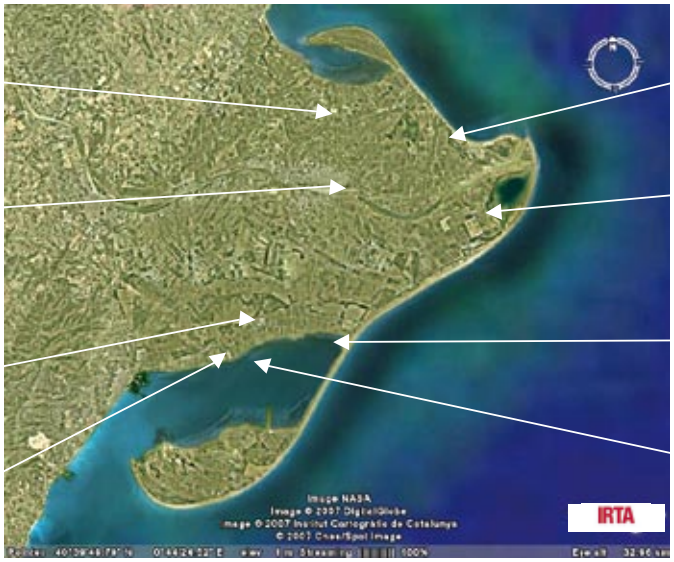
Figura 4. Síntesi dels impactes relacionats amb el canvi climàtic al delta de l'Ebre (efectes directes i efectes combinats amb altres causes).

Increment salinitat sòl que afecta conreus

Disminució cabals fluvials i sediments

Subsidència del sòl de 3 mm/any

Tº estival de la badia fins a 30 ºC



Zones urbanitzades en risc

Regressió costanera de 10 m/any

Pujada nivell del mar de 3 mm/any

Hipòxia estival i mortalitat de musclos

Referències bibliogràfiques

Alcamo, J.; Kreileman, G. J. J.; Bollen, J. C.; Van Den Born, G. J.; Gerlagh, R.; Krol, M. S.; Toet, A. M. C.; De Vries, H. J. M. (1996). «Baseline scenarios of global environmental change». *Global Environmental Change*, núm. 6, pàg. 261-303.

Ayala-Carcedo, F. J.; Iglesias, A. (2000). «Impactos del posible cambio climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España peninsular». A: Balairón (ed.). *El cambio climático*, pàg. 201-222. El Campo de las Ciencias y las Artes, Servicio de Estudios del BBVA. Madrid.

Boelen, P.; Post, A. F.; Veldhuis, M. J. W.; Amd Buma, A. G. J. (2002). «Diel patterns of UVBR-induced DNA damage in picoplankton size fractions from the Gulf of Aqaba, Red Sea». *Microbial Ecology*, **núm.** 44, pàg. 164-174.

Comissió Europea (2007). *Limiting Global Climate Change to 2 degrees Celsius. The way ahead for 2020 and beyond. Impact assessment*. Brussel·les. 57 pàg.

Day, J. W.; Pont, D.; Hensel, P.; Ibáñez, C. (1995). «Impacts of sea-level rise on deltas in the Gulf of Mexico and the Mediterranean: the importance of pulsing events to sustainability». *Estuaries*, vol. 18, núm. 4, pàg. 636-647.

De Pedro, X. (2007). *Situacions d'anòxia en zones estuarianes sense forçament mareal: una aproximació als balanços producció/consum d'oxigen*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona. 411 pàg.

Eisenreich, S. J. (ed.) (2005). *Climate change and the european water dimension*. Europe. Comissió Europea – Joint Research Centre. Ispra (Itàlia). 253 pàg.

Fernández, M.; Delgado, M.; Vila, M.; Sampedro, N.; Camp, J.; Furones, D.; Diogene, J. (2008). *Resultados del programa de seguimiento de fitoplancton tóxico y biotoxinas en las zonas de producción de bivalvos de Cataluña: años 2003-2006 y primer trimestre del 2007.* Actes de la IX Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas, Cartagena, 7-10 de maig de 2007.

Fernández-Tejedor, M.; Elandaloussi, L.; Mallat, E.; Cañete, E.; Caillaud, A.; Riobo, P.; Paz, B.; Franco, J.; Ibarra, D.; Cembella, A.; Blasco, D.; Diogene, J. (2008). *The Ebro Delta coastal embayments, a GEOHAB pilot site for the study of HAB population dynamics.* Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae, Copenhaguen (Dinamarca), setembre de 2006.

Gambolati, G.; Teatini, P.; Gonella, M. (2002). «GIS simulation of the inundation risk in the coastal lowlands of the Northern Adriatic Sea». *Mathematics and Computer Modelling*, núm. **35**, pàg. 963-972.

García, D.; Chao, B.; Del Rio, J. *et al*. (2006). «On the steric and mass-induced contributions to the annual sea level variations in the Mediterranean Sea». *Journal of Geophysical Research – Oceans*, núm. 111(C9).

Hoepffner, N. (ed.) (2006). *Marine and coastal dimension of climate change in Europe*. Comissió Europea – Joint Research Centre. Ispra (Itàlia). 107 pàg.

Ibáñez, C.; Day, J. W.; Pont, D. (1999). «Primary Production and decomposition in wetlands of the Rhône Delta, France: interactive impacts of human modifications and relative sea level rise». *Journal of Coastal Research*, núm. 15(3), pàg. 717-731.

Ibáñez, C.; Canicio, A.; Day, J. W. (1997). «Morphologic evolution, relative sea-level rise and sustainable management of water and sediment in the Ebre Delta». *Journal of Coastal Conservation*, núm. 3, pàg. 191-202.

Ibáñez, C.; Canicio, A. (1994). *Estudi del risc de polderització del delta de l'Ebre. Causes i conseqüències de la pujada del nivell del mar*. Informe tècnic. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

GIECC (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Secretaria GIECC. Ginebra (Suïssa).

Lloret, J.; Marín, A.; Marín-Guirao, L. (en premsa). «Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

Mostajir, B.; Demers, S.; De Mora, S.; Belzile, C.; Chanut, J.-P.; Gosselin, M.; Roy, S.; Villegas, P. Z.; Fauchot, J.; Bouchard, J. (1999). «Experimental test of the effect of ultraviolet-B radiation in a planktonic community». *Limnology and Oceanogr*aphy, núm. 44, pàg. 586-596.

PHN, Pla Hidrològic Nacional (2003). *Climate change effects*. Ministeri de Medi Ambient. Madrid.

Pont, D.; Day, J. W.; Hensel, P.; Franquet, E.; Torre, F.; Rioual, P.; Ibáñez, C.; Coulet, E. (2002). «Response scenarios for the deltaic plain on the Rhône in the face of an acceleration in the rate of sea-level rise with special attention to *Salicornia*-type environments». *Estuaries*, núm. 25(3), pàg. 337-358.

Ramón, M.; Fernández, M.; Galimany, E. (2007). «Development of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) seed from two different origins in a semi-enclosed Mediterranean Bay (N.E. Spain)». *Aquaculture*, núm. 264, pàg. 148-159.

Sánchez-Arcilla, A.; Jiménez, J. A.; Valdemoro, H. I.; Gracia, V. (2008). «Implications of Climatic Change on Spanish Mediterranean Low-Lying Coasts: The Ebro Delta Case». *Journal of Coastal Research*, núm. 24, pàg. 306-316.

Sánchez-Arcilla, A.; Jiménez, J. A.; Valdemoro, H. I. (2007). «The vulnerability and sustainability of deltaic coasts: the case of the Ebro Delta, Spain». *Managing Coastal Vulnerability*, pàg. 79-95. Elsevier.

Sánchez-Arcilla, A.; Jiménez, J. A.; Sierra, J. P. (2005). «Zones costaneres: dinàmica sedimentària». A: Llebot, J. E. (ed.). *Informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*, pàg. 609-642. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible, Generalitat de Catalunya.

Sánchez-Arcilla, A. (ed.) (1997). *Impacts of Climate Change on Northwestern Mediterranean Deltas. MEDDELT Project. Final Report*. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona.

Sánchez-Arcilla, A.; Jiménez, J.; Stive, M. J.; Ibáñez, C.; Prat, N.; Day, J. W.; Capobianco, M. (1996). «Impacts of sea-level rise on the Ebro Delta: a first approach». *Ocean and Coastal Management*, núm. 30, pàg. 197-216.

Scavia, D.; Field, J. C.; Boesch, D. F. *et al*. (2002). «Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems». *Estuaries*, núm. 25(2), pàg. 149-164.

Short, F. T.; Neckles, H. A. (1999). «The effects of climate change on seagrasses». *Aquatic Botany*, núm. 63, pàg. 169-196.

Simas, T.; Nunes, J. P.; Ferreira, J. G. (2001). «Effects of global climate change on coastal salt marshes». *Ecological Modelling*, núm. 139, pàg. 1-15.

Smith, R. C.; Prezelin, B. B.; Baker, K. S.; Bidigare, R. R.; Boucher, N. P.; Coley, T.; Karentz, D.; MacIntyre, S.; Matlick, H.; Menzies, D.; Ondrusek, M.; Wan, Z.; Waters, K. J. (1992). «Ozone depletion: Ultraviolet radiation and phytoplankton biology in Antarctic waters». *Science*, núm. 255, pàg. 952-959.

Troussellier, M.; Bonnefont, J.-L.; Courties, C.; Derrien, A.; Dupray, E.; Gauthier, M.; Gourmelon, M.; Joux, F.; Lebaron, P.; Martin, Y.; Pommepuy, M. (1998). «Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater». *Oceanologica Acta*, núm. 21, pàg. 965-981.

Viaroli, P.; Azzoni, R.; Bartoli, M.; Giordani, G.; Tajé, L. (2001). «Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (Northern Adriatic Sea)». A: Faranda, F. M.; Guglielmo, L.;

Spezie, G. (ed.). *Structure and processes in the Mediterranean Ecosystems*, cap. 56, pàg. 443-451. Springer-Verlag. Milà (Itàlia).

Vigo, I.; García, D.; Chao, B. F. (2005). «Change of sea level trend in the Mediterranean and Black seas». *Journal of Marine Research*, núm. 63(6), pàg. 1085-1100.

Worrest, R. C. (1989). «What are the effects of UV-B radiation on marine organisms?». A: Schneider, T. et al. (ed.). Atmospheric Ozone Research and its Policy Implications, pàg. 269-278. Elsevier. Amsterdam (Països Baixos).

21. El mar i les costes catalanes ja noten l'efecte del canvi climàtic

Joandomènec Ros,
Universitat de Barcelona

Introducció

A les incerteses associades de manera general als efectes del canvi climàtic sobre els ecosistemes, al mar se n'hi afegeixen altres, relacionades amb les característiques dels oceans respecte de les masses continentals. Efectivament, l'impacte del canvi climàtic en el medi marí és difícil d'establir perquè, per començar, l'ambient marí ens és encara molt menys conegut que el terrestre; pel que fa a les sèries temporals de temperatures, per exemple, rarament es remunten a més de tres dècades i en general estan limitades a aigües costaneres.

A això cal sumar-hi que les característiques físiques, els equilibris químics i les respostes biològiques dels oceans estan subjectes a dinàmiques que s'estenen per bona part de l'oceà mundial (cal recordar aquí la «cinta transportadora oceànica»; Broecker, 1991), des de la superfície fins al fons i per un medi que té una inèrcia (tèrmica, per exemple) notable. Al mateix temps, amb prou feines comencem a conèixer la dinàmica de fenòmens a macroescala oceànica, com és el cas d'*El Niño*, o el funcionament d'àrees no prou estudiades fins ara, com ara l'oceà Austral i l'Antàrtida. Per acabar-ho d'adobar, s'hi afegeixen sinèrgicament els efectes d'altres impactes antròpics que poden emmascarar o potenciar alguns d'aquests efectes, des de la contaminació fins a la sobrepesca.

Tot i així, ja comencem a tenir prou indicis, i en alguns casos certeses (Levitus *et al*., 2000; Duarte i Tintoré, 2001; Cicerone *et al*., 2004; Harley *et al*., 2006), que l'impacte del canvi climàtic es deixa sentir al mar i que els efectes són encara més variats, impactants i preocupants del que es preveia fa tres lustres (Fields *et al*., 1993). Hom passarà una breu revista a aquests efectes, tant a escala oceànica global com pel que fa al Mediterrani, tot distingint separadament aquells que afecten bàsicament el medi físic i el paisatge d'aquells que generen impactes sobre els organismes i les comunitats que aquests organismes formen; essent, però, de naturalesa física el mateix canvi climàtic, ambdós grups d'efectes es reforcen mútuament o es confonen: un augment del nivell del mar no tan sols causa canvis en la línia de costa, sinó que també ho fa en les espècies i les comunitats litorals, i els canvis en la distribució i l'abundància relativa de determinades espècies es traslladen per tota la xarxa tròfica i incideixen immediatament en l'aspecte del paisatge litoral i marí.

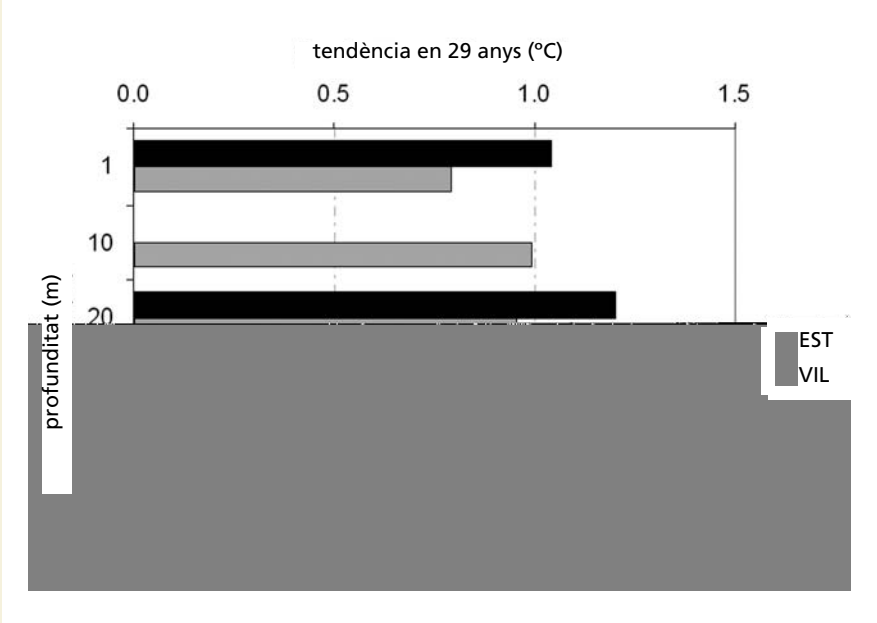
Alteracions sobre el medi físic i el paisatge

Temperatura

Malgrat la manca de sèries llargues de temperatures en gairebé tots els mars, s'ha pogut establir que en el darrer mig segle les aigües oceàniques superficials (entre 0 i 300 m de profunditat) han experimentat un augment mitjà de 0,31 °C (Parrilla *et al*., 1994; Gouretski i Koltermann, 2007; MacKenzie i Schiedek, 2007). Al nord del Mediterrani occidental, tres sèries de dades (de l'Estartit, l'illa del Levant, a les illes de Ieras, i Vilafranca de Mar, aquestes dues darreres a la costa francesa) es remunten a una mica més de trenta anys, i són les més extenses que hi ha (Francour *et al*., 1994; Romano *et al*., 2000; Salat i Pascual, 2006). El resum del que indiquen és clar: en aquest terç de segle, la temperatura de les aigües superficials del Mediterrani occidental septentrional ha augmentat al voltant d'1 °C de mitjana; l'augment més gran s'ha donat cap als 20 m de fondària (1,2 °C), i àdhuc a les aigües situades a 80 m la temperatura ha augmentat uns 0,7 °C (figura 1). En vista de la gran inèrcia

tèrmica del mar, en especial en aigües profundes, l'efecte de l'escalfament és notable i els seus impactes poden ser molt importants, tant pel que fa a l'augment de volum de la massa d'aigua i a la disminució de la densitat de l'aigua del mar (i al seu paper en la circulació geostròfica), com pel que fa a la fisiologia, la fenologia, l'ecologia i la distribució dels organismes marins (vegeu l'apartat 2).

Figura 1. Augment de la temperatura de l'aigua a diferents profunditats en dues localitats del Mediterrani nord-occidental, l'Estartit (EST) i Vilafranca de Mar (VIL, Alps Marítims), al llarg de gairebé un terç de segle (Font: Salat i Pascual, 2006).



pH

Al mar, el pH és lleugerament alcalí i força constant, entre 8 i 8,3, i només hi ha desviacions d'aquest rang depenent de la variació de la concentració de diòxid de carboni i d'oxigen: en aigües superficials ben il·luminades, quan hi ha poc CO_2 (perquè és usat per les algues com a matèria primera per a la fotosíntesi) i molt O_2 (produït per aquestes plantes), el pH pot pujar lleugerament, fins a 9, i alcalinitzar l'aigua de mar. En aigües pregones, on la matèria orgànica produïda en superfície es va descomponent, i en fer-ho consumeix oxigen, el pH pot baixar fins a 7,6. Aquesta gama no és tan extensa com en les aigües continentals.

El pH depèn de la quantitat de CO_2 de l'aigua, en equilibri amb la de l'atmosfera. El diòxid de carboni es dissol bé en aigua (on la seva concentració és unes mil vegades més gran que a l'atmosfera), formant-hi àcid carbònic, que es dissocia ràpidament en ió bicarbonat i, si les condicions són alcalines, en carbonat, alliberant hidrogenions en cada cas; el carbonat, en condicions més àcides, retorna a bicarbonat; és el sistema carbònic-carbonats, responsable de l'equilibri dinàmic del carboni dissolt. Si, assolit un determinat equilibri, la quantitat de CO_2 augmenta en l'aigua, creix l'acidesa (la concentració d'hidrogenions) i immediatament s'afavoreix que els hidrogenions es combinin amb els carbonats i hi hagi pas de carbonat a bicarbonat, i de bicarbonat a àcid carbònic. Si la quantitat de diòxid de carboni disminueix, el sistema ho compensa descomponent bicarbonat a carbonat més hidrogenions i mantenint l'equilibri.

L'alcalinitat o acidesa de les aigües naturals té importància perquè en depèn l'equilibri entre precipitació i dissolució d'alguns compostos, i la capacitat de la mateixa aigua per mantenir l'equilibri pel que fa a la dissociació iònica, la capacitat tampó. Quan el carbonat de calci precipitat (en forma de calcita o aragonita) en la closca d'un mol·lusc o d'un crustaci, o en l'esquelet d'una madrèpora coral·lina, passa a bicarbonat, l'estructura es dissol. La capacitat de mantenir en les aigües estructures esquelètiques a base de carbonat depèn, doncs, del pH. En certes condicions naturals (aigües fredes, polars o pregones), és difícil formar closques o esquelets calcaris: no hi ha coralls polars o abissals, els mol·luscs no tenen conquilla o la tenen prima (o tova), etc. La situació és exactament la contrària per als esquelets formats per silici: en aquests casos, les aigües fredes afavoreixen la precipitació de silicats, i les càlides, la dissolució.

Com a conseqüència de l'increment antròpic de la concentració de CO_2 a l'atmosfera, també ha augmentat l'entrada d'aquest gas al mar, i l'ha començat a acidificar, entre 0,1 i 0,3 de pH (Caldeira i Wickett, 2003; Sabine *et al*., 2004; Orr *et al*., 2005; Blackford i Gilbert, 2007; Gazeau *et al*., 2007). Si no es fa res per reduir l'entrada de CO_2 als oceans, el pH de l'aigua de mar es pot reduir en 0,5 unitats en acabar el segle XXI (Royal Society, 2005). (El mateix escalfament de l'aigua de mar està alentint l'entrada de més CO_2 als oceans, ja que la solubilitat d'aquest gas i altres és funció inversa de la temperatura; Lefèvre *et al*., 2004.)

L'acidificació de l'aigua del mar pot comportar un trasbalsament enorme per a molts organismes d'una gran importància ecològica i econòmica. Entre els planctònics, cal assenyalar les cocolitoforals, els foraminífers i els pteròpodes (unes de les menges preferides de les balenes; Riebesell *et al*., 2004). Molts organismes bentònics, mol·luscs, crustacis i equinoderms, entre altres, tenen esquelets calcaris (Bibby *et al*., 2007; Gazeau *et al*., 2007; Miles *et al*., 2007). Però potser els més afectats seran els coralls formadors d'esculls, en especial els d'aigües superficials i càlides (Hughes *et al*., 2003; Baker *et al*., 2004; Hoegh-Guldberg *et al*., 2007; Turley *et al*., 2007; Fine i Tchernov, 2007; NOAA, 2008). Els seus esquelets, que les algues simbionts que tenen ajuden a construir, tindran dificultats per mantenir-se intactes en aigües més àcides, i la gran biodiversitat que hostatgen els esculls coral·lins també en sortiria força malmesa.

Alguns d'aquests efectes ja s'han començat a notar en alta mar, per bé que amb resultats contradictoris (darrerament hi ha indicacions que les aigües més àcides afavoreixen la proliferació de cocolitoforals; Iglesias-Rodríguez *et al*., 2008), i tant els experiments de laboratori com l'estudi de forts gradients de pH naturals (al voltant de surgències de gasos en fons de regions volcàniques del Mediterrani; Hall-Spencer *et al*., 2008) indiquen un impacte evident sobre algues calcàries, madreporaris i equinoderms, entre altres.

Determinades comunitats mediterrànies dependents d'organismes calcificats (el *trottoir* mediolitoral de *Lithophyllum byssoides* i, molt especialment, la comunitat circalitoral del coral·ligen; Ros *et al*., 1985; Ballesteros, 2006) poden resultar molt afectades. Hom no creu que la capacitat tampó de l'oceà pugui quedar afectada a mitjà termini.

Nutrients

El canvi climàtic no ha d'implicar per si mateix variacions en la quantitat de nutrients al mar i al litoral, però alguns processos generats o afavorits per aquest canvi poden comportar modificacions en el règim habitual d'aportació de nutrients i, per tant, en la producció primària; el mateix descens del pH pot mobilitzar determinades formes iòniques rares a l'alcalinitat normal de l'oceà. En els escenaris d'augment del nivell del mar (vegeu l'apartat 1.6), hom pot imaginar que força comunitats litorals, tant submergides (herbeis de faneròganes, etc.) com emergides (vegetació de maresmes, etc.), patiran reducció de la radiació incident (en el límit inferior de les primeres) i/o immersió continuada (les segones), la qual cosa haurà d'afavorir la mort de les plantes constituents i la descomposició de la matèria orgànica, amb l'alliberament conseqüent de nutrients.

El ritme a què això succeirà, però, serà prou lent perquè no comporti cap impacte notable, i el mateix es pot dir dels episodis de pluges torrencials, que podran implicar revingudes més freqüents i aportació de sediments i nutrients al litoral. Un altre aspecte, encara poc estudiat, és el paper que poden tenir els organismes fixadors de nitrogen atmosfèric en un oceà més ric en diòxid de carboni; les primeres indicacions apunten un augment de l'entrada de nitrogen al mar (Barcelos e Ramos *et al*., 2007; Levitan *et al*., 2007). De la mateixa manera que s'ha pogut establir en comunitats terrestres, per al bacterioplàncton i el fitoplàncton marins l'augment de temperatura implica un consum més gran de diòxid de carboni i d'oxigen (Vázquez-Domínguez *et al*., 2007), de manera que no és clar que la producció primària total dels oceans i del Mediterrani en concret es pugui beneficiar d'aquest increment de CO_2, de nitrogen fixat i (si és cert que augmentaran els episodis de vents del sud, amb càrrega de pols sahariana; vegeu l'apartat 1.4) de fòsfor i de ferro.

És segur que un augment del ritme de desglaç dels casquets de glaç polar i una freqüència més elevada de despreniment d'icebergs augmentarà l'entrada de sediments i nutrients als mars de latituds altes (Smith *et al*., 2007), però ignorem quin impacte pot tenir això més enllà dels mars regionals afectats.

Règims de vents

S'ha suggerit que un dels canvis associats al canvi climàtic global serà l'augment d'episodis catastròfics de circulació atmosfèrica, des dels ciclons i els huracans tropicals fins als vents regionals associats al temps meteorològic. Encara hi ha moltes incerteses sobre aquest punt, però cal recordar aquí almenys tres aspectes de la biologia marina en els quals els vents tenen un paper destacat.

En primer lloc, els afloraments induïts o reforçats per vents litorals (com ara el del golf de Lleó, per indicar-ne el més proper) poden resultar afectats en certa manera per canvis eventuals en el règim de vents (i per l'escalfament concomitant de l'aigua). Segon, i amb independència de quina sigui la causa de la sobreabundància de meduses i sifonòfors que darrerament es registra prop del litoral (Mills, 2001; Attrill *et al*., 2007; Ros, 2007), els organismes del macroplàncton i en especial del nèuston són molt dependents dels corrents i dels vents pels seus moviments poblacionals passius. En ocasió de vents de llevant, el litoral català rep més d'aquests visitants d'alta mar que en altres règims de vents, amb els problemes associats que es coneixen (Gili i Pagès, 2005).

Tercerament, els vents procedents del nord d'Àfrica aporten al Mediterrani (i a altres àrees estudiades, com ara les Canàries) pols sahariana, amb una càrrega notable de materials susceptibles d'actuar com a nutrients per als productors planctònics (fòsfor, ferro) o, alternativament, de gèrmens (vegeu l'apartat 2.4).

Règims de corrents

Més preocupant que el possible efecte sobre el règim de vents resulta l'impacte del canvi climàtic sobre els corrents marins. Aquests corrents són més el resultat de l'equilibri dinàmic entre masses d'aigua segons la seva densitat (circulació geostròfica) que no pas l'efecte dels vents sobre l'oceà, i és clar que l'escalfament global provoca que la densitat de l'aigua de mar canviï regionalment, en unes àrees amb una aportació més gran d'aigua dolça (per fusió del glaç terrestre; Holland *et al*., 2007; Howatt *et al*., 2007) i en altres per una reducció d'aquestes entrades (augment de l'evaporació i reducció de la precipitació). Això ha provocat que l'èmfasi de l'impacte més notable del canvi climàtic sobre el mar s'hagi fet en la possible disrupció del sistema de corrents, tal com el coneixem ara (Broecker, 1991; Alley, 2007), amb efectes bruscos i catastròfics.

Efectivament, l'escenari que planteja esquemàticament el film *The Day After Tomorrow* (2004) d'una alteració sobtada del sistema de circulació superficial i profunda de l'Atlàntic nord, amb efectes immediats sobre el clima regional i la desviació de corrents (entre els quals, el del golf, que escalfa Europa), no sembla impossible, i més

si es té en compte els episodis de canvis climàtics ocorreguts en alguna època històrica (la petita edat del glaç). Hom pot modelar aquestes i altres modificacions (per exemple, dels corrents del Mediterrani), però el marge d'incertesa és massa gran per dir-ne res de concret. Moltes espècies aprofiten els corrents per als seus moviments migratoris, que, en conseqüència, es poden alterar.

Pujada del nivell del mar

Segurament, un dels efectes més coneguts del canvi climàtic és la pujada del nivell del mar com a conseqüència de, com a mínim, dos efectes: la dilatació de la massa d'aigua per efecte de l'escalfament (vegeu l'apartat 1.1) i l'aportació diferencial de l'aigua continental per fusió incrementada del glaç de geleres, casquets polars i glaç terrestre en general (la del glaç marí no fa variar el nivell del mar). Segons les diferents projeccions, i la seva revisió constant, en els escenaris més negatius la pujada estimada del nivell del mar és de prop d'un metre al llarg del segle XXI, equivalent al total de la que hi ha hagut a les costes europees i nord-americanes, allà on els registres són fiables, durant els darrers dos o tres segles (Rahmstorf, 2007).

Encara que aquest augment pugui semblar moderat, moltes regions de costes baixes (àrees deltaiques, estuarianes, illes oceàniques coral·lines, etc.) estan amenaçades tant per la pujada del nivell del mar com per la incidència d'episodis de tempestes i altres maltempsades que també es pronostiquen en augment. A casa nostra, els deltes (especialment el de l'Ebre) i les àrees d'aiguamolls i maresmes, a més de les urbanitzades prop de la línia de costa, perillen en cas que es compleixi o s'agreugi aquest escenari. Malgrat que s'han preparat simulacions prou realistes de l'efecte que aquesta pujada del nivell del mar pot tenir en les àrees litorals més poblades i urbanitzades (com ara la que va fer Greenpeace el 2007, que pot portar aquesta ONG als tribunals per, suposadament, atemptar contra el futur econòmic de la regió de Múrcia), que destaquen els danys als béns urbans (McGranahan *et al*., 2007; Bosello *et al*., 2007; etc.; vegeu l'apartat 2.9), l'impacte més gran serà segurament ecològic.

Efectivament, la pujada del nivell del mar colgarà àrees naturals que avui dia (per bé que malmeses en part per les activitats humanes) proporcionen serveis ecosistèmics prou notables: la filtració de les aigües fluvials contaminades per part dels aiguamolls; la producció primària elevada dels poblaments d'algues fotòfiles i de les praderies de faneròganes marines (especialment, al Mediterrani, de *Posidonia oceanica*); i el paper d'àrees de cria i alimentació per a ocells, peixos i invertebrats en general d'aquestes comunitats, que, si queden cobertes per les aigües en ascens, difícilment es podran restablir en àrees ara ja molt alterades o urbanitzades.

Canvis en la biota i les comunitats

De manera gairebé insensible, hom ha anat passant dels efectes sobre l'entorn físic als efectes sobre les espècies d'organismes i les comunitats que formen. Ara cal comentar d'una manera més concreta aquests efectes més clarament ecològics, i les conseqüències per a la biodiversitat i per a la nostra espècie.

Canvis en les pautes de distribució geogràfica i batimètrica

El primer efecte que se'ns acut a l'hora de plantejar el futur dels poblaments bacterians, vegetals i animals en un mar més càlid és que algunes espècies es podran adaptar més o menys bé als canvis (bàsicament, l'augment de la temperatura de les aigües) i mantindran o expandiran la seva distribució actual, mentre que altres no ho faran, i reduiran aquesta distribució i àdhuc desapareixeran, a ritmes que només s'han pogut establir per a molt poques espècies (Bames *et al*., 2001; Sabatés *et al*., 2006; Mackas *et al*., 2007; Lima *et al*., 2007; Mackenzie *et al*., 2007; Mieszkowska *et al*., 2007; Jagtap i Nagle, 2007; Simmonds i Isaac, 2007; etc.).

De manera general (Hughes, 2000), les espècies monotípiques i adaptades rígidament a determinades condicions tèrmiques seran les més afectades, mentre que les monotípiques amb més facilitat d'adaptació i, especialment, les politípiques, dividides en diferents poblacions adaptades a règims tèrmics també diferents, seran les que es podran adaptar amb menys dificultats a l'escalfament generalitzat del seu hàbitat, gràcies a la resistència i l'expansió de les seves poblacions més termòfiles, en detriment de les que ho són menys. Els sistemes de dispersió d'ous, larves i propàguls en general, molt lligats al sistema oceànic de corrents, d'abast mundial, haurà d'afavorir més que en els ecosistemes terrestres aquesta redistribució segons els nous escenaris tèrmics.

Actualment, algunes espècies d'àmplia distribució, que en mars més freds (com ara els marginals de l'oceà Atlàntic) són pròpies d'aigües superficials, se solen trobar al Mediterrani en aigües pregones; atès que el Mediterrani té temperatures més altes tant al llarg del cicle anual com seguint un perfil batimètric (la temperatura profunda d'aquest mar no davalla mai dels 12 °C, en clara contraposició amb les aigües oceàniques, que a partir d'alguns centenars de metres ja assoleixen els 4 °C), aquestes espècies cerquen el seu òptim tèrmic, que pot diferir molt en poblacions de la mateixa espècie a un cantó i l'altre de l'estret de Gibraltar, per exemple. És evident que aquest «enfonsament» cercant les temperatures més adients no es podrà produir gaire més enllà si la massa d'aigua en general, i no tan sols les aigües superficials, s'escalfa. A més a més, caldrà que les espècies de les quals depenen les que modifiquin el seu hàbitat també ho facin; en cas contrari, es poden donar situacions de manca parcial o total de correspondència depredador-presa, o altres relacions que poden quedar alterades (Durant *et al*., 2007; MacLeod *et al*., 2007; Freitas *et al*., 2007; etc.).

Així mateix, al Mediterrani hi ha hagut històricament un clar gradient latitudinal: les espècies més termòfiles, tant les pelàgiques com les bentòniques, es trobaven limitades a les costes nord-africanes i llevantines (Mediterrani oriental), mentre que les més capaces de tolerar temperatures baixes eren més pròpies de les costes europees, en especial del Mediterrani occidental. Hom podia trobar distribuïdes adientment segons els gradients tèrmics esmentats les espècies que havien entrat al Mediterrani, un cop restablerta la connexió d'aquest mar amb l'Atlàntic fa uns cinc milions d'anys, en les èpoques glacials (espècies d'afinitats temperades i boreals, més pròpies de les aigües septentrionals i pregones del Mediterrani) i les que hi havien entrat en èpoques interglacials (espècies d'afinitats tropicals i subtropicals, més pròpies de les aigües meridionals i superficials del Mediterrani).

Darrerament, algunes d'aquestes espècies mediterrànies d'afinitats tropicals o termòfiles han ampliat la seva distribució; el raor (*Xyrichtys novacula*), el fadrí (*Thalassoma pavo*) i l'anfós (*Epinephelus marginatus*), per exemple, entre els peixos, són ara ben comunes en aigües del Principat, mentre que fa poques dècades eren rares i es trobaven en abundància només en àrees més meridionals (per exemple, les illes Balears). *Parablennius pilicornis* (una bavosa), *Scorpaena maderensis* (escórpora de Madeira) i *Pomadasys incisus* (roncador), entre altres, han estat esmentades recentment de les costes catalanes i franceses, molt més septentrionals que la seva àrea de distribució habitual. És molt probable que aquesta situació sigui més general, però hi ha poques espècies tan fàcils d'observar i tan conegudes com els peixos.

Així mateix, a les aigües més càlides de les Balears, en especial, han trobat recer espècies alienes procedents de la migració lessepsiana (Por, 1978) o d'altres orígens (vegeu l'apartat 2.6). Això és així per a algunes espècies de peixos (com ara *Siganus rivulatus*) i per a moltes espècies d'algues (*Asparagopsis taxiformis, Womersleyella setacea, Lophocladia lallemandii, Caulerpa racemosa, C. taxifolia, Acrothamnion preissii*, etc.), absents fa dues dècades i que avui dominen el paisatge submarí en alguns indrets de les Illes (Ballesteros, com. pers.; Patzner, 1998; Ballesteros *et al*., 2007; etc.).

Un dels pocs estudis que demostren clarament el canvi en la distribució d'una espècie és el de Sabatés *et al*. (2006), sobre l'alatxa (*Sardinella aurita*). El treball analitza els canvis en l'abundància i la distribució d'aquesta espècie termòfila al llarg de les darreres dècades i troba una correlació positiva entre les anomalies tèrmiques i les captures: les abundàncies d'un any depenen de les temperatures registrades en l'època de maduració de l'any

anterior. Al mateix temps, el límit septentrional dels ous i les larves de l'alatxa ha passat de la latitud aproximada del delta de l'Ebre de fa vint anys a la latitud de Blanes d'avui dia: l'escalfament progressiu de les aigües superficials ha permès l'extensió cap al nord de l'espècie, i no deu ser l'única (Brunel i Boucher, 2007).

En qualsevol cas, si les espècies d'afinitats tropicals podran expandir la seva àrea de distribució en un escenari d'escalfament del Mediterrani, què els passarà a les espècies d'afinitats boreals, constituents de les anomenades «faunes fredes» (Pérès i Picard, 1964), moltes de les quals actualment es troben acantonades en aigües pregones o localitats molt septentrionals d'aquest mar, on formen poblaments reduïts o relictes? No és difícil pronosticar que el ritme de reducció de la seva àrea de distribució continuarà, un procés que segurament va començar des de la mateixa introducció en aigües mediterrànies, ara fa alguns milions d'anys, des de les fredes aigües de l'Atlàntic durant els períodes glacials.

Això és el que sembla que els passa, entre altres espècies, als mol·luscs *Cyprina* (*Arctica*) *islandica* i *Buccinum undatum,* i als peixos *Platichthys flesus* i *Raja clavata*. Algunes davallades importants en les poblacions de determinades espècies (per exemple, de fucals; Thibaut *et al.*, 2005) podrien estar produïdes, entre altres impactes, per l'escalfament creixent de les nostres costes.

Canvis en la fenologia

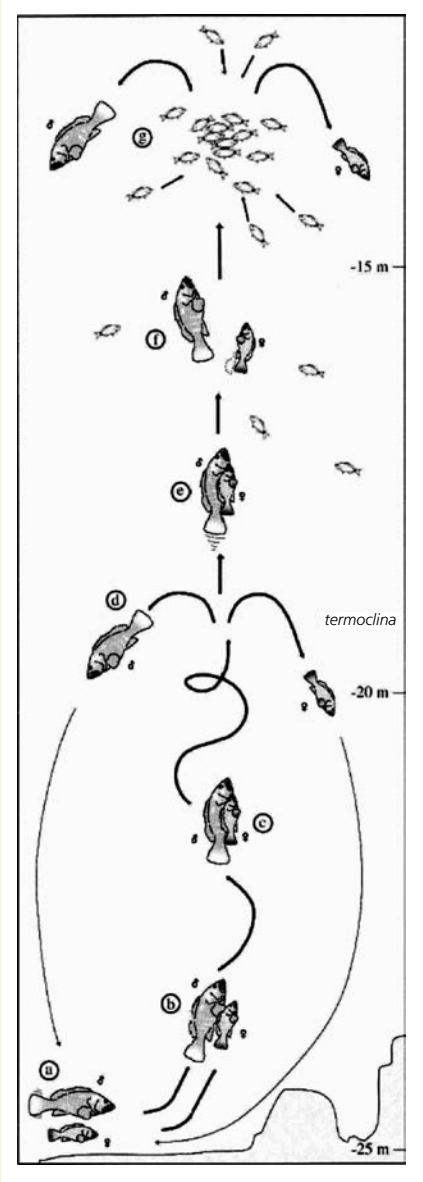
El canvi tèrmic no tan sols afecta la distribució: algunes espècies veuen alterades pautes biològiques i ecològiques de tota mena, que van des de la variació en la disponibilitat d'aliment fins a la proporció entre els sexes, molt dependent de la temperatura en els peixos (Mora i Ospina, 2001; Navarro *et al*., 2005). L'efecte demogràfic a mitjà termini d'aquests canvis pot ser força important. Així mateix, com ja està ben establert en els ecosistemes terrestres, en els marins es pot donar un decalatge en les èpoques de fresa i reproducció en les espècies en què la dependència de la temperatura és forta, en lloc de seguir una pauta més lligada al temps calendari (Høye *et al*., 2007; Greenwood, 2007; Hawkes *et al*., 2007; etc.).

Un dels canvis més espectaculars, ultra els relacionats amb la variació de la proporció sexual en algunes espècies de peixos, és el que correspon a la parada nupcial i la fresa de l'anfós (*Epinephelus marginatus*), observada per primer cop en aigües catalanes (de les illes Medes) fa una dècada (figura 2; Zabala *et al*., 1997). La reproducció d'aquesta espècie termòfila no s'havia registrat mai a una latitud tan alta, on només arribaven juvenils desclosos en aigües meridionals del Mediterrani. De segur que aquest no és l'únic cas.

Estrès fisiològic

Els organismes no responen com a màquines de tot o res al canvi climàtic: la temperatura em convé i em quedo o no em convé i marxo. Les noves condicions poden comportar modificacions en la fisiologia, des d'una menor quantitat d'oxigen disponible per a les activitats normals (Morán *et al*., 2006; Portner i Knust, 2007; Michaelidis *et al*., 2007; Anestis *et al*., 2007; etc.) fins a una menor capacitat competitiva amb relació a les altres espècies en les noves condicions, que s'afegeixen a les limitacions en les disponibilitats alimentàries ja esmentades. L'adaptació a les noves condicions, doncs, comporta canvis notables en la biologia de les espècies i en l'ecologia de les comunitats.

Figura 2. Representació esquemàtica d'un episodi de fresa en l'anfós, segons el van observar i el van descriure per primer cop a les illes Medes Zabala *et al.* (1997). No totes les conseqüències del canvi climàtic al Mediterrani són tan interessants.



Malalties

Alguns d'aquests canvis cauen dins de l'apartat de malalties: l'estrès fisiològic debilita unes espècies i n'augmenta la morbiditat, i les noves condicions faciliten la proliferació d'altres que són causants de malalties. Bona part dels casos de malalties i mortalitats en massa (vegeu l'apartat 2.6) estan lligats a altes temperatures episòdiques o duradores (Harvell *et al*., 1999; Lafferty *et al*., 2004; Bruno *et al*., 2007; Bally i Garrabou, 2007; etc.). Cal interpretar «malalties» d'una manera molt àmplia, des de la proliferació de gèrmens (a causa de l'augment de la temperatura o d'altres efectes sinèrgics, com, per exemple, l'augment de nutrients; vegeu l'apartat 1.3) fins a la sobreabundància d'espècies tòxiques, bàsicament dinoflagel·lats i altres algues causants de proliferacions nocives

(Gómez i Claustre, 2001; Vila i Masó, 2005). Les característiques ambientals que faciliten aquesta proliferació (aigües tranquil·les, càlides i riques en nutrients) sembla que són cada cop més freqüents en àrees arrecerades del litoral mediterrani.

No cal dir que l'ús d'antibiòtics, que és una pràctica comuna en l'aqüicultura extensiva, ha comportat la generació de resistència per a molts patògens, cosa que s'afegeix als efectes de l'escalfament esmentats més amunt, en un exemple clar de sinergia entre diferents impactes antròpics (vegeu l'apartat 2.6).

Episodis de mortalitats en massa i a gran escala

De tots els efectes catastròfics associats al canvi climàtic, el que fins ara sembla més ben establert i que ha produït uns resultats espectaculars (per negatius) i catastròfics (pel seu abast) és el seguit de condicions oceanogràfiques i d'altres que provoquen episodis de mortalitat en massa a gran escala. Aquests episodis no són desconeguts en el medi marí (Korringa, 1973) i darrerament han proliferat com a conseqüència de les fortes pressions sobre els esculls de corall i altres ecosistemes oceànics (Hughes *et al*., 2003; McClanahan *et al*., 2007; Hoegh-Guldberg *et al*., 2007; etc.), però mai no s'havien documentat tan bé com al llarg de la darrera dècada en el Mediterrani nord-occidental.

Al final de l'estiu del 1999, hom va observar un episodi de mortalitat en massa, sense precedents, al llarg de centenars de quilòmetres de les costes de la Provença i de la Ligúria (Perez *et al*., 2000; Cerrano *et al*., 2000; Romano *et al*., 2000; Garrabou *et al*., 2001; etc.). Les espècies afectades van ser sobretot invertebrats sèssils i suspensívors de la comunitat del coral·ligen (Ros *et al*., 1985; Ballesteros, 2006), situats entre els 10 i els 40 m de profunditat: esponges (*Hippospongia communis* i *Spongia officinalis*, etc.), cnidaris (especialment els antozous *Corallium rubrum, Paramuricea clavata, Eunicella cavolinii, E. singularis* i *Cladocora caespitosa*), mol·luscs bivalves, briozous i ascidis. El sentit de propagació de la mortalitat fou des de l'est cap a l'oest. El resultat fou una pèrdua de biomassa estimada en el 50% de la que és pròpia d'aquesta comunitat (entre 150 i 1 200 g (p. s.) m^{-2}), deguda a necrosi dels teixits de les colònies, amb posterior despreniment o ocupació de les colònies per part d'espècies epibionts.

L'any 2003 es va repetir l'episodi, amb una notable extensió cap al sud de les àrees afectades: gairebé tota la costa italiana des del mar Tirrè fins al golf de Nàpols, Còrsega, l'estret de Bonifacio, Catalunya, Menorca i els Columbrets (figura 3). El 2006, novament, es va produir un episodi de mortalitat en massa de suspensívors, aparentment amb un impacte menor que el de tres anys abans. L'episodi del 1999 es va poder detectar i avaluar perquè en algunes àrees protegides de la zona s'hi duien a terme estudis de seguiment de les comunitats, i en els anys posteriors es va procedir a fer el seguiment de l'impacte i de la recuperació eventual de les poblacions de les espècies de suspensívors afectades. Atès que les mortalitats s'han repetit en anys successius, s'ha posat en marxa un programa internacional de detecció primerenca, avaluació i, eventualment, identificació de les causes (Medchange).

Figura 3. Extensió dels dos episodis de mortalitat en massa (EMM) del 1999 i el 2003 (Font: Perez *et al.*, 2000; Garrabou *et al.*, 2001; etc.).

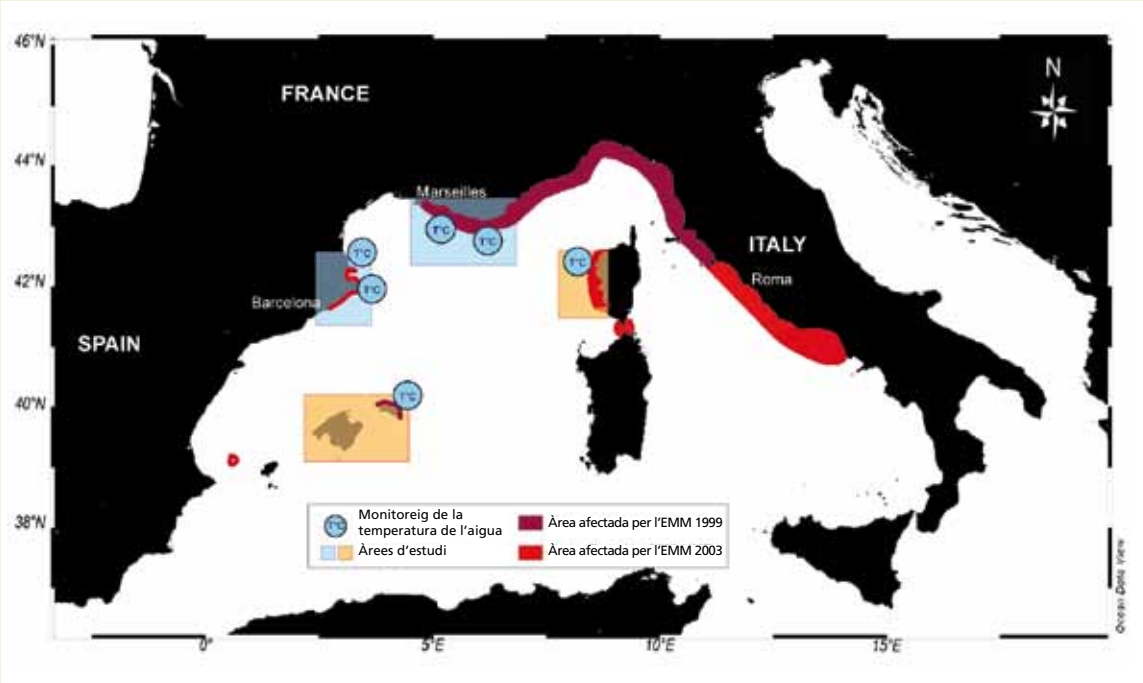
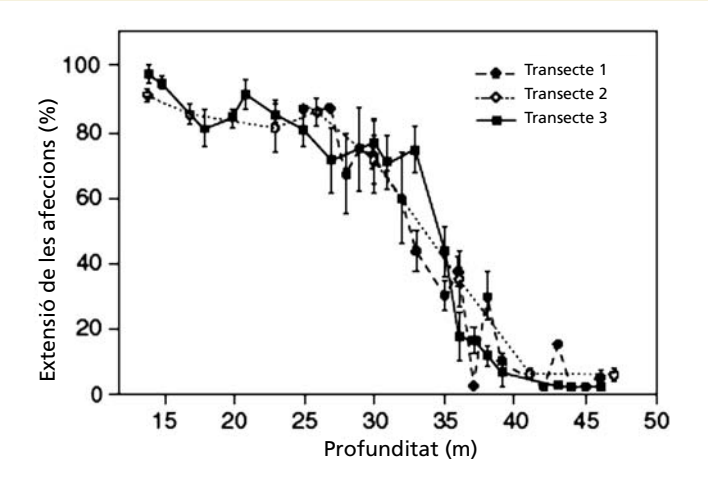


Figura 4. Importància de les afectacions per l'episodi de mortalitat en massa del 1999 (percentatge de teixit necrosat sobre el total) en la gorgònia *Paramuricea clavata* al llarg de tres transsectes a l'illa de Port-Cros.



Fins als 30 m de profunditat, l'afectació supera en tots els casos el 70% de les colònies, mentre que per sota dels 40 m és molt baixa. [Font: Linares *et al.*, 2005].

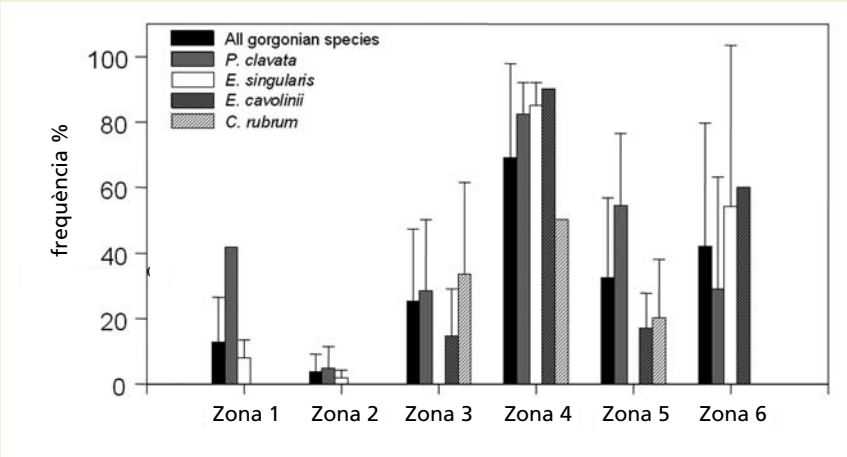
L'impacte d'aquests episodis ha estat enorme, tant per l'abast geogràfic com pel nombre d'espècies afectades, per la incidència en les poblacions (en total, s'estima que la pèrdua ha estat del 50% de la biomassa d'aquestes espècies, amb un clar gradient batimètric, ja que les poblacions més superficials han estat les més afectades: figura 4; Perez *et al*., 2000; Cerrano *et al*., 2000; Romano *et al*., 2000; Garrabou *et al*., 2001; Linares *et al*., 2005), per la dificultat de recuperació (algunes d'aquestes espècies són de biologia parsimoniosa: la gorgònia *Paramuricea clavata*, per exemple, creix prop d'1 cm anual, de manera que recuperar la complexitat estructural de les comunitats del coral·ligen afectades, encara que sigui només parcialment, es pot allargar durant dècades), per l'impacte sobre la biodiversitat associada als «boscos» de suspensívors afectats, etc.

L'efecte no ha estat el mateix en totes les àrees geogràfiques ni en totes les poblacions, ni en els diferents anys en què s'ha detectat el fenomen (figura 5). La causa principal ha estat la prolongació, més enllà del que és habitual, del període de manteniment de la termoclina estival, que separa les aigües càlides superficials de les fredes pregones. Efectivament, durant els estius dels anys esmentats, aquesta termoclina —en lloc de trencar-se i permetre la barreja de les dues masses d'aigua superficial i pregona al final de l'estiu, com sol ser el cas— es va mantenir aproximadament durant un altre mes, amb la qual cosa les aigües superficials del Mediterrani nord-occidental van gaudir d'una temperatura excepcionalment elevada i estable (23-24 °C) al llarg de tota la columna d'aigua, fins als 40 m de profunditat.

L'efecte sobre les espècies de suspensívors pot haver estat directe (per una inadaptabilitat a les condicions tèrmiques estivals prolongades, potser mitjançant un mecanisme fisiològic; vegeu l'apartat 2.3) o indirecte: per la manca de l'aliment (plàncton) que l'estratificació i, per tant, el retard en la barreja autumnal impedeix de proliferar; per l'efecte de gèrmens patògens afavorits per les temperatures elevades (Martin *et al*., 2002; Bally i Garrabou, 2007); per l'efecte sinèrgic de tòxics en l'aigua procedents de contaminació, etc.

Gairebé totes aquestes hipòtesis tenen els seus defensors, i caldrà esperar resultats més concloents per acceptar-les o rebutjar-les, però el resultat d'aquests episodis és innegable i catastròfic. Com sigui que els diferents escenaris de canvi climàtic plantegen un augment de la temperatura al llarg del segle xxi, els episodis d'escalfament de les aigües superficials del Mediterrani poden deixar de ser fenòmens excepcionals per esdevenir habituals, amb les implicacions de pèrdua regional de biodiversitat que es pot suposar (Coma *et al*., 2006; etc.).

Figura 5. Freqüència mitjana de colònies afectades de les quatre espècies de gorgonaris afectades per l'episodi de mortalitat en massa del 2003.



Zona 1: Balears; zona 2: Catalunya i Catalunya Nord; zona 3: Alps Marítims; zona 4: Ligúria; zona 5: Còrsega i nord de Sardenya; zona 6: golfs de Gaeta i de Nàpols. [Font: Garrabou *et al*., 2001; Coma *et al*., 2006].

Sinergia amb altres impactes (contaminació tèrmica, espècies al·lòctones, etc.)

Ja hem esmentat els dubtes sobre les causes últimes de les mortalitats catastròfiques induïdes per l'escalfament perllongat del Mediterrani nord-occidental: poden ser diverses. El mateix es pot dir d'altres situacions, en les quals l'escalfament global propicia i magnifica altres impactes; n'esmentarem un parell. Les àrees litorals tancades (ports, llacunes, etc.), amb aigües més càlides, són reservoris d'espècies exòtiques, entre les quals hi ha les d'afinitats tropicals, aportades en el passat o actualment mitjançant el transport en l'aigua de llast dels vaixells o en el *fouling* de les seves carenes. L'augment de la temperatura de les aigües del Mediterrani pot comportar l'«alliberament» d'algunes d'aquestes espècies acantonades en les esmentades àrees restringides, que podran ocupar àrees més extenses. Això és el que ha passat recentment amb el corall *Oculina patagonica*, fins fa poc restringit al port d'Alacant i ara estès en els fons superficials de moltes localitats del Mediterrani occidental. Una situació similar es produeix amb les entrades a mar d'aigua sobreescalfada, procedent dels sistemes de refrigeració de centrals tèrmiques i nuclears, que són també nuclis potencials de dispersió d'espècies termòfiles, encara que la inèrcia tèrmica del mar és molt gran i l'abast d'aquest impacte, reduït.

Ja hem esmentat l'entrada al Mediterrani, i l'expansió posterior, d'espècies exòtiques lessepsianes o d'altres orígens, una expansió que l'augment de temperatura està afavorint i pot fer-ho encara més en el futur immediat (Occhipinti-Ambrogi, 2007).

Cal fer referència també a la situació d'erosió de la biodiversitat, d'exhauriment dels estocs pesquers, d'alteració de les aigües i els fons per la contaminació i altres activitats d'origen antròpic, que s'afegeixen sinèrgicament als impactes derivats del canvi climàtic. El resultat és una afectació molt important als hàbitats i a les espècies.

Impactes sobre la biodiversitat, sobre els serveis ecosistèmics i sobre els recursos apropiats per a l'home

Tots aquests impactes, i encara altres, es tradueixen en una pèrdua notable de biodiversitat, per bé que alguns fenòmens (com ara la incorporació d'espècies al·lòctones) podrien fer pensar el contrari. La biodiversitat marina del mar Mediterrani, que és notable (Pérès i Picard, 1964; Ros *et al*., 1985; Giaccone i Geraci, 1989; Bianchi i Morri, 2000; Boudouresque, 2004; Boudouresque *et al*., 2004; etc.), experimenta darrerament canvis importants com a conseqüència del canvi climàtic i d'altres activitats antròpiques; alguns són d'abast mundial i es produeixen a un ritme commensurat, mentre que altres són d'abast regional i molt ràpids.

Aquests canvis tenen dues característiques comunes: *a*) l'eliminació massiva de les espècies més fràgils i longeves, de biologia parsimoniosa i més adaptades, moltes de les quals són endèmiques i/o relictes, i la persistència i l'expansió d'espècies banals, pioneres, en gran manera al·lòctones; *b*) la «tropicalització» de la biota: no tan sols les espècies autòctones afavorides són les més termòfiles, sinó que tant les que entren de manera natural via Gibraltar com les migradores lessepsianes, i bona part de les que penetren afavorides pel transport humà (en el *fouling* o en el llast dels vaixells), són d'afinitat subtropical o tropical.

És difícil avaluar quins poden ser els efectes d'aquests canvis en la biodiversitat a l'escala de tot el Mediterrani, però com que es tracta d'un mar molt divers, és segur que l'empobriment d'uns actors i l'expansió dels altres, mitjançant impactes directes o induïts, a través d'efectes en cascada (Sala *et al.*, 1998; etc.) i de capgiraments en els equilibris poblacionals i ecosistèmics «naturals» (fins on sigui possible aquesta denominació; Jackson i Sala, 2001; Jackson *et al*., 2001), provocaran alteracions importants en la biodiversitat i en l'ecodiversitat (*sensu* Margalef, 1997).

Això ja està passant en altres mars regionals (Jackson *et al*., 2001; Hughes *et al*., 2003; Sala i Knowlton, 2006; Clarke *et al*., 2007; Aronson *et al*., 2007; Jagtap i Nagle, 2007; etc.). El resultat, en tots aquests mars, és la

simplificació de les comunitats marines mitjançant diversos mecanismes: reducció accelerada de la biodiversitat marina; esfondrament de poblacions i extincions d'espècies; homogeneïtzació i banalització de les comunitats; reducció de l'estructura tridimensional biogènica; simplificació de les xarxes tròfiques; domini dels controls des de baix (*bottom up*) de les xarxes tròfiques amb relació als controls des de dalt (*top-down*); increment de la inestabilitat i disminució de la capacitat de recuperació; reducció de la biomassa total; augment del quocient P/B; reducció de la producció total i de la disponible per als éssers humans. Tot això tindrà (ja està tenint ara) conseqüències a l'escala ecosistèmica, però també en el forniment de serveis ecosistèmics (Worm *et al*., 2007), alguns dels quals ens són fonamentals, com ara l'apropiació de proteïna en forma de peix i marisc (Cury *et al*., 2008).

Potser el mar Mediterrani no deixarà de ser oligotròfic (Margalef, 1985) ni biodivers; potser no acabarà «tropicalitzant-se» (Bianchi, 2007); potser les algues frondoses no seran substituïdes pels coralls (Ballesteros i Zabala, 1989), però de segur que serà molt diferent del que van descriure els investigadors marins dels segles XIX i XX i els poetes de tots els temps.

Referències bibliogràfiques

Alley, R. B. (2007). «Wally was right: Predictive ability of the North Atlantic "conveyor belt" hypothesis for abrupt climate change». *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, núm. 35, pàg. 241-272.

Anestis, A.; Lazou, A.; Pörtner, H. O.; Michaelidis, B. (2007). «Behavioral, metabolic, and molecular stress responses of marine bivalve *Mytilus galloprovincialis* during long-term acclimation at increasing ambient temperature». *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, núm. 293(2), R911-R921.

Aronson, R. B.; Thatje, S.; Clarke, A.; Peck, L. S.; Blake, D. B.; Wilga, C. D.; Seibel, B. A. (2007). «Climate change and invasibility of the Antarctic benthos». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, núm. 38, pàg. 129-154.

Attrill, M. J.; Wright, J.; Edwards, M. (2007). «Climate-related increases in jellyfish frequency suggest a more gelatinous future for the North Sea». *Limnology and Oceanography*, núm. 52(1), pàg. 480-485.

Baker, A. C.; Starger, C. J.; McClanahan, T. R.; Glynn, P. W. (2004). «Corals' adaptive response to climate change». *Nature*, núm. 430, pàg. 741.

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

Ballesteros, E.; Cebrián, E.; Alcoverro, T. (2007). «Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*». *Bot. Mar*., núm. 50, pàg. 8-13.

Bally, M.; Garrabou, J. (2007). «Thermodependent bacterial pathogens and mass mortalities in temperate benthic communities: a new case of emerging disease linked to climate change». *Global Change Biology*, núm. 13(10), pàg. 2078-2088.

Bames, D. K. A.; Crook, A.; O'Mohoney, M.; Steicie, S.; Maguire, D. (2001). «Sea temperature variability and *Paracentrotus lividus* population fluctuations». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, núm. 81, pàg. 359-360.

Barcelos e Ramos, J.; Biswas, H.; Schulz, K. G.; LaRoche, J.; Riebesell, U. (2007). «Effect of rising atmospheric carbon dioxide on the marine nitrogen fixer *Trichodesmium*». *Global Biogeochemical Cycles*, núm. 21(20), art. GB2028.

Bianchi, C. N. (2007). «Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea». *Hydrobiologia*, núm. 580(1), pàg. 7-21.

Bianchi, C. N.; Morri, C. (2000). «Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research». *Marine Pollution Bulletin*, núm. 40(5), pàg. 367-376.

Bibby, R.; Cleall-Harding, P.; Rundle, S.; Widdicombe, S.; Spicer, J. (2007). «Ocean acidification disrupts induced defences in the intertidal gastropod *Littorina littorea*». *Biology Letters*, núm. 3(6), pàg. 699-701.

Blackford, J. C.; Gilbert, F. J. (2007). «pH variability and CO2 induced acidification in the North Sea». *Journal of Marine Systems*, núm. 64(1-4), pàg. 229-241.

Bosello, F.; Roson, R.; Tol, R. S. J. (2007). «Economy-wide estimates of the implications of climate change: Sea level rise». *Environmental and Resource Economics*, núm. 37(3), pàg. 549-571.

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

Boudouresque, C. F.; Boury-Esnault, N.; Harmelin-Vivien, M. (2004). «La biodiversitat marina: tendències, models i amenaces». A: Vilà, M.; Rodà, F.; Ros, J. D. (ed.). *Jornades sobre Biodiversitat i Conservació Biològica. Seminar on Biodiversity and Biological Conservation*, pàg. 189-209 i 391-410. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

Broecker, W. S. (1991). «The Great Ocean Conveyor». *Oceanography*, núm. 4, pàg. 79-89.

Brunel, T.; Boucher, J. (2007). «Long-term trends in fish recruitment in the north-east Atlantic related to climate change». *Fisheries Oceanography*, núm. 16(4), pàg. 336-349.

Bruno, J. F.; Selig, E. R.; Casey, K. S.; Page, C. A.; Willis, B. L.; Harvell, C. D.; Sweatman, H.; Melendy, A. M. (2007). «Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks». *PLoS Biology*, núm. 5(5), art. e124.

Caldeira, K.; Wickett, M. E. (2003). «Anthropogenic Carbon and Ocean pH». *Nature*, núm. 425, pàg. 365.

Cerrano, C.; Bavestrello, G.; Bianchi, C. N.; Cattaneo-Vietti, R.; Bava, S.; Morganti, C.; Morri, C.; Picco, P.; Sarà, G.; Schiaparelli, S.; Siccardi, A.; Sponga, F. (2000). «A Catastrophic Mass-mortality Episode of Gorgonians and Other Organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), Summer 1999». *Ecology Letters*, núm. 3, pàg. 284-293.

Cicerone, R. *et al.* (2004). «The ocean in a high CO_2 world». *Earth and Ocean Science*, núm. 85 (37), pàg. 351-353.

Clarke, A.; Murphy, E. J.; Meredith, M. P.; King, J. C.; Peck, L. S.; Barnes, D. K. A.; Smith, R. C. (2007). «Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London [B]*, núm. 362(1477), pàg. 149-166.

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

Cury, P. M.; Shin, Y.-J.; Planque, B.; Durant, J. M.; Fromentin, J.-M.; Kramer-Schadt, S.; Stenseth, N. C.; Travers, M.; Grimm, V. (2008). «Ecosystem oceanography for global change in fisheries». *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 23(6), pàg. 338-346.

Duarte, C. M.; Tintoré, J. (2001). «El cambio climático y sus consecuencias para los ecosistemas costeros de las islas Baleares». A: *El canvi climàtic: passat, present i futur*. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.

Durant, J. M.; Hjermann, D. O.; Ottersen, G.; Stenseth, N. C. (2007). «Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability». *Climate Research*, núm. 33(3), pàg. 271-283.

Fields, P. A.; Graham, J. B.; Rosenblatt, R. H.; Somero, G. N. (1993). «Effects of expected global climate change on marine faunas». *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 8(10), pàg. 361-367.

Fine, M.; Tchernov, D. (2007). «Scleractinian Coral Species Survive and Recover from Decalcification». *Science*, núm. 315, pàg. 1811.

Francour, P.; Boudouresque, C. F.; Harmelin, J. G.; Harmelin-Vivien, M. L.; Quignard, J. P. (1994). «Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators». *Mar. Pollut. Bull.*, núm. 28(9), pàg. 523-526.

Freitas, V.; Campos, J.; Fonds, M.; Van Der Veer, H. W. (2007). «Potential impact of temperature change on epibenthic predator-bivalve prey interactions in temperate estuaries». *Journal of Thermal Biology*, núm. 32(6), pàg. 328-340.

Garrabou, J.; Perez, T.; Sartoretto, S.; Harmelin, J. G. (2001). «Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) population in the Provence region (France, NW Mediterranean)». *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, núm. 217, pàg. 263-272.

Gazeau, F.; Quiblier, C.; Jansen, J. M.; Gattuso, J.-P.; Middelburg, J. J.; Heip, C. H. R. (2007). «Impact of elevated CO2 on shellfish calcification». *Geophysical Research Letters*, núm. 34(7), art. L07603.

Giaccone, G.; Geraci, R. M. (1989). «Biogeografia delle Alghe del Mediterraneo». *Anales Jard. Bot. Madrid*, núm. 46(I), pàg. 27-33.

Gili, J. M.; Pagès, F. (2005). «Les proliferacions de meduses». *Butlletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, núm. 48, pàg. 1-22.

Gómez, F.; Claustre, H. (2001). «Spreading of *Gymnodinium catenatum* Graham in the Western Mediterranean Sea». *Harmful Algae News*, núm. 22.

Gouretski, V.; Koltermann, K. P. (2007). «How much is the ocean really warming?». *Geophysical Research Letters*, núm. 34(1), art. L01610.

Greenwood, J. G. (2007). «Earlier laying by Black Guillemots *Cepphus grylle* in Northern Ireland in response to increasing sea-surface temperature». *Bird Study*, núm. 54, pàg. 378-379.

Hall-Spencer, J. M.; Rodolfo-Metalpa, R.; Martin, S.; Ransome, E.; Fine, M.; Turner, S. M. *et al.* (2008). «Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification». *Nature* (advance online publication 8 June 2008).

Harley, C. D. *et al.* (2006).«The impacts of climate change in coastal marine systems». *Ecology Letters*, núm. 9, pàg. 228-241.

Harvell, C. D.; Kim, K.; Burkholder, J. M.; Colwell, R. R.; Epstein, P. R.; Grimes, D. J.; Hofmann, E. E.; Lipp, E. K.; Osterhaus, A. D. M. E.; Overstreet, R. M.; Porter, J. W.; Smith, G. W.; Vasta, G. R. (1999). «Emerging marine diseases-Climate links and anthropogenic factors». *Science*, núm. 285, pàg. 1505-1510.

Hawkes, L. A.; Broderick, A. C.; Godfrey, M. H.; Godley, B. J. (2007). «Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population». *Global Change Biology*, núm. 13(5), pàg. 923-932.

Hoegh-Guldberg, O.; Mumby, P. J.; Hooten, A. J.; Steneck, R. S.; Greenfield, P.; Gómez, E.; Harvell, C. D.; Sale, P. F.; Edwards, A. J.; Caldeira, K.; Knowlton, N.; Eakin, C. M.; Iglesias-Prieto, R.; Muthiga, N.; Bradbury, R. H.; Dubi, A.; Hatziolos, M. E. (2007). «Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification». *Science*, núm. 318(5857), pàg. 1737-1742.

Holland, M. M.; Finnis, J.; Barrett, A. P.; Serreze, M. C. (2007). «Projected changes in Arctic Ocean freshwater budgets». *Journal of Geophysical Research–Biogeosciences*, núm. 112(G4), art. G04S55.

Howat, I. M.; Joughin, I.; Scambos, T. A. (2007). «Rapid changes in ice discharge from Greenland outlet glaciers». *Science*, núm. 315(5818), pàg. 1559-1561.

Høye, T. T.; Post, E.; Meltofte, H.; Schmidt, N. M.; Forchhammer, M. C. (2007). «Rapid advancement of spring in the High Arctic». *Current Biology*, núm. 17(12), R449-R451.

Hughes, L. (2000). «Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?». *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 15, pàg. 56-61.

Hughes, T. P.; Baird, A. H.; Bellwood, D. R.; Card, M.; Connolly, S. R.; Folke, C.; Grosberg, R.; Hoegh-Guldberg, O.; Jackson, J. B. C.; Kleypas, J.; Lough, J. M.; Marshall, P.; Nyström, M.; Palumbi, S. R.; Pandolfi, J. M.; Rosen, B.; Roughgarden, J. (2003). «Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs». *Science*, núm. 301, pàg. 929-933.

Iglesias-Rodríguez, M. D.; Halloran, P. R.; Rickaby, R. E. M.; Hall, I. R.; Colmenero-Hidalgo, E.; Gittins, J. R. *et al.* (2008). «Phytoplankton Calcification in a High-CO_2 World». *Science*, núm. 320, pàg. 336-340.

Jackson, J. B.; Sala, E. (2001). «Unnatural Oceans». A: Gili, J. M.; Pretus, J. L.; Packard, T. T. (ed.). *A Marine Science Odyssey into the 21st Century*, pàg. 273-281. *Scientia Marina*, núm. 65 (supl. 2).

Jackson, J. B. C.; Kirby, M. X.; Berger, W. H.; Bjorndal, K. A.; Botsford, L. W.; Bourque, B. J.; Bradbury, R. H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J. A.; Hughes, T. P.; Kidwell, S.; Lange, C. B.; Lenihan, H. S.; Pandolfi, J. M.; Peterson, C. H.; Steneck, R. S.; Tegner, M. J.; Warner, R. R. (2001). «Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems». *Science*, núm. 293, pàg. 629-638.

Jagtap, T. G.; Nagle, V. L. (2007). «Response and adaptability of mangrove habitats from the Indian subcontinent to changing climate». *Ambio*, núm. 36(4), pàg. 328-334.

Korringa, C. (1973). «The Ocean as Final Recipient of the End Products of the Continent's Metabolism. Pollution of the Oceans: Situation, Consequences, and Outlooks for the Future». A: Sioli, H. (ed.). *Ökologie und Lebensschutz in internationaler Sicht. Ecology and Bioprotection, International Conclusions*, pàg. 91-140. Rombach. Friburg de Brisgòvia. (Hi ha traducció castellana: *Ecología y protección de la naturaleza. Conclusiones internacionales*. Blume. Barcelona. 1982).

Lafferty, K. D.; Porter, J. W.; Ford, S. E. (2004). «Are diseases increasing in the ocean?». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, núm. 35, pàg. 31-54.

Lefèvre, N.; Watson, A. J.; Olsen, A.; Ríos, A. F.; Pérez, F. F.; Johannessen, T. (2004). «A decrease in the sink for atmospheric CO_2 in the North Atlantic». *Geophys. Res. Lett.*, núm. 31, L07306. DOI: 10.1029/2003GL018957.

Levitan, O.; Rosenberg, G.; Setlik, I.; Setlikova, E.; Grigel, J.; Klepetar, J.; Prasil, O.; Berman-Frank, I. (2007). «Elevated CO_2 enhances nitrogen fixation and growth in the marine cyanobacterium *Trichodesmium*». *Global Change Biology*, núm. 13(2), pàg. 531-538.

Levitus, S.; Antonov, J. L.; Boyer, T. P.; Stephens, C. (2000). «Warming of the World Ocean». *Science*, núm. 287, pàg. 2225-2229.

Lima, F. P.; Ribeiro, P. A.; Queiroz, N.; Hawkins, S. J.; Santos, A. M. (2007). «Do distributional shifts of northern and southern species of algae match the warming pattern?». *Global Change Biology*, núm. 13(12), pàg. 2592-2604.

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

Mackas, D. L.; Batten, S.; Trudel, M. (2007). «Effects on zooplankton of a warmer ocean: Recent evidence from the Northeast Pacific». *Progress in Oceanography*, núm. 75(2), pàg. 223-252.

MacKenzie, B. R.; Schiedek, D. (2007). «Daily ocean monitoring since the 1860s shows record warming of northern European seas». *Global Change Biology*, núm. 13(7), pàg. 1335-1347.

MacKenzie, B. R.; Gislason, H.; Mollmann, C.; Koster, F. W. (2007). «Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries». *Global Change Biology*, núm. 13(7), pàg. 1348-1367.

MacLeod, C. D.; Santos, M. B. A.; Reid, R. J.; Scott, B. E.; Pierce, G. J. (2007). «Linking sand eel consumption and the likelihood of starvation in harbour porpoises in the Scottish North Sea: could climate change mean more starving porpoises?». *Biology Letters*, núm. 3(2), pàg. 185-188.

Margalef, R. (ed.) (1985). *Western Mediterranean*. Pergamon Press. Oxford, etc. (versió castellana del 1989: *El Mediterráneo Occidental*. Omega. Barcelona).

Margalef, R. (1997). *Our biosphere*. Excellence in Ecology, 10. Ecology Institute. Oldendorf (Luhe).

Martin, Y.; Bonnefont, J. L.; Chancerelle, L. (2002). «Gorgonians mass mortality during the 1999 late summer in French Mediterranean coastal waters: the bacterial hypothesis». *Water Research*, núm. 36(3), pàg. 779-782.

McClanahan, T. R.; Ateweberhan, M.; Muhando, C. A.; Maina, J.; Mohammed, M. S. (2007). «Effects of climate and seawater temperature variation on coral bleaching and mortality». Ecological Monographs, núm. 77(4), pàg. 503-525.

McGranahan, G.; Balk, D.; Anderson, B. (2007). «The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones». *Environment & Urbanization*, núm. 19(1), pàg. 17-37.

Michaelidis, B.; Spring, A.; Portner, H. O. (2007). «Effects of long-term acclimation to environmental hypercapnia on extracellular acid-base status and metabolic capacity in Mediterranean fish *Sparus aurata*». *Marine Biology*, núm. 150(6), pàg. 1417-1429.

Mieszkowska, N.; Hawkins, S. J.; Burrows, M. T.; Kendall, M. A. (2007). «Long-term changes in the geographic distribution and population structures of *Osilinus lineatus* (Gastropoda: Trochidae) in Britain and Ireland». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, núm. 87(2), pàg. 537-545.

Miles, H.; Widdicombe, S.; Spicer, J. I.; Hall-Spencer, J. (2007). «Effects of anthropogenic seawater acidification on acid-base balance in the sea urchin *Psammechinus miliaris*». *Marine Pollution Bulletin*, núm. 54(1), pàg. 89-96.

Mills, C. E. (2001). «Jellyfish blooms: are populations increasing globally in response to changing ocean conditions?». *Hydrobiologia*, núm. 451, pàg. 55-68.

Mora, C.; Ospina, A. F. (2001). «Tolerance to high temperatures and potential impact of sea warming on reef fishes of Gorgona Island (tropical eastern Pacific)». *Marine Biology*, núm. 139, pàg. 765-769.

Morán, X. A. G.; Sebastián, M.; Pedrós-Alió, C.; Estrada, M. (2006). «Response of Southern Ocean phytoplankton and bacterioplankton production to short-term experimental warming». *Limnology and oceanography*, núm. 51(4), pàg. 1791-1800.

Navarro, L.; Blázquez, M.; Piferrer, F. (2005). «Efecto de la temperatura sobre la proporción de sexos de la lubina (*Dicentrarchus labrax*)». A: Castaño, J. P.; Malagón, M. M.; García Navarro, S. (ed.). *Avances en endocrinología comparada*, núm. 2, pàg. 135-138. Universitat de Còrdova.

NOAA (2008). *The State of the Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Washington.

Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). «Global change and marine communities: Alien species and climate change». *Marine Pollution Bulletin*, núm. 55(7-9), pàg. 342-352.

Orr, J. C. *et al.* (2005). «Anthropogenic Ocean Acidification over the Twenty-First Century and its Impact on Calcifying Organisms». *Nature*, núm. 437, pàg. 681-686.

Parrilla, G.; Lavín, A.; Bryden, H.; García, M.; Millard, R. (1994). «Rising temperatures in the Subtropical N. Atlantic over the past 35 years». *Nature*, núm. 369, pàg. 48-51.

Patzner, R. (1998). «The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotaliae) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea)». *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, núm. 41, pàg. 75-80.

Pérès, J.-M.; Picard, J. (1964). «Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée». *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, núm. 31(47), pàg. 5-137.

Perez, T.; Garrabou, J.; Sartoretto, S.; Harmelin, J. G.; Francour, P.; Vacelet, J. (2000). «Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale – Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the NW Mediterranean». *C. R. Acad. Sci. Paris*, III, núm. 323, pàg. 853-865.

Por, F. D. (1978). *Lessepsian migration.* Springer. Berlín, Nova York.

Portner, H. O.; Knust, R. (2007). «Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance». *Science*, núm. 315(5808), pàg. 95-97.

Rahmstorf, S. (2007). «A semi-empirical approach to projecting future sea-level rise». *Science,* núm. 315(5810), pàg. 368-370.

Riebesell, U.; Zondervan, I.; Rost, B.; Tortell, P. D.; Zeebe, R. E.; Morel, F. M. M. (2004). «Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO_2». *Nature*, núm. 407, pàg. 364-367.

Romano, J. C.; Bensoussan, N.; Younes, W. A. N.; Arlhac, D. (2000). «Anomalies thermiques dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés». *C. R. Acad. Sci. Paris*, III, núm. 323, pàg. 415-427.

Ros, J. D. (2007). «Medusas». *Culturals-La Vanguardia*, núm. 268, pàg. 2-3.

Ros, J. D.; Romero, J.; Ballesteros, E.; Gili, J. M. (1985). «Diving in blue water: the benthos». A: Margalef, R. (ed.). *Western Mediterranean*, pàg. 233-295. Pergamon. Oxford.

Royal Society (2005). *Ocean Acidification Due to Increasing Atmospheric Carbon Dioxide*. The Royal Society. Londres.
http://www.royalsoc.ac.uk/displaypagedoc.asp?id=13314.

Sabatés, A.; Martín, P.; Lloret, J.; Raya, V. (2006). «Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the Western Mediterranean». *Global Change Biology*, núm. 12, pàg. 2209-2219.

Sabine, C. L.; Feely, R. A.; Gruber, N.; Key, R. M.; Lee, K.; Bullister, J. L.; Wanninkhof, L.; Wong, C. S.; Wallace, D. W. R.; Tilbrook, B.; Millero, F. J.; Peng, T. H.; Kozyr, A.; Ono, T.; Ríos, A. F. (2004). «The oceanic sink for anthropogenic CO_2». *Science*, núm. 305, pàg. 367-371.

Sala, E.; Knowlton, N. (2006). «Global Marine Biodiversity Trends». *Annual Review of Environment and Resources*, núm. 31, pàg. 93-122.

Sala, E.; Boudouresque, C. F.; Harmelin-Vivien, M. (1998). «Fishing, trophic cascades and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm». *Oikos*, núm. 82, pàg. 425-439.

Salat, J.; Pascual, J. (2006). «Principales tendencias climatológicas en el Mediterráneo Noroccidental, a partir de

més de 30 años de observaciones oceanográficas y meteorológicas en la costa catalana». A: *Clima, sociedad y medio ambiente*, pàg. 283-290. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología. Saragossa.

Simmonds, M. P.; Isaac, S. J. (2007). «The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems». *Oryx,* núm. 41(1), pàg. 19-26.

Smith, K. L.; Robison, B. H.; Helly, J. J.; Kaufmann, R. S.; Ruhl, H. A.; Shaw, T. J.; Twining, B. S.; Vernet, M. (2007). «Free-drifting icebergs: Hot spots of chemical and biological enrichment in the Weddell Sea». *Science*, núm. 317(5837), pàg. 478-482.

Thibaut, T.; Pinedo, S.; Torras, X.; Ballesteros, E. (2005). «Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean)». *Marine Pollution Bulletin*, núm. 50(12), pàg. 1472-1489.

Turley, C. M.; Roberts, J. M.; Guinotte, J. M. (2007). «Corals in deep-water: will the unseen hand of ocean acidification destroy cold-water ecosystems?». *Coral Reefs*, núm. 26(3), pàg. 445-448.

Vázquez-Domínguez, E.; Vaqué, D.; Gasol, A. M. (2007). «Ocean warming enhances respiration and carbon demand of coastal microbial plankton». *Global Change Biology*, núm. 13(7), pàg. 1327-1334.

Vila, M.; Masó, M. (2005). «Phytoplankton functional groups and harmful algae species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea». *Scientia Marina*, núm. 69(1), pàg. 31-45.

Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, J. E.; Folke, C.; Halpern, B. S.; Jackson, J. B. C.; Lotze, H. K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K. A.; Stachowicz, J. J.; Watson, R. (2006). «Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services». *Science*, núm. 314, pàg. 787-790.

Zabala, M.; Ballesteros, E. (1989). «Surface dependent strategies and energy flux in benthic communities or, why corals do not exist in the Mediterranean». *Scientia Marina*, núm. 53(1), pàg. 3-17.

Zabala, M.; García-Rubies, A.; Louisy, P.; Sala, E. (1997). «Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain)». *Scientia Marina*, núm. 61(1), pàg. 65-77.