

Qualitat i quantitat de l'aigua en la definició de l'estat ecològic dels sistemes fluvials

Sergi Sabater

Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona

Resum

El bon funcionament dels ecosistemes fluvials requereix mantenir-hi l'heterogeneïtat espacial i temporal que els és natural. Aquesta garantia passa per la restitució d'un règim natural de cabals, malgrat que l'ús actual dels recursos provoca una enorme pressió sobre els ecosistemes aquàtics. El manteniment de la integritat ecològica dels ecosistemes pot fer possible una multiplicitat de serveis gratuïts, entre aquests la capacitat de processament de nutrients i materials. Tanmateix, els sistemes poden saturar-se i perdre eficàcia quan l'arribada de materials a processar sigui excessiva. Cal retornar als ecosistemes aquàtics les seves capacitats de transformació de materials; concretament, afavorint el desenvolupament de la vegetació de ribera i la integritat del canal fluvial. Aquestes mesures poden comportar la protecció efectiva dels recursos hídrics enfront de l'excés de nutrients i altres contaminants.

Paraules clau: recurs hídric, funcions de l'ecosistema, serveis de l'ecosistema, demanda hídrica, nutrients, contaminants.

Abstract

The appropriate functioning of fluvial ecosystems requires of the maintenance of their spatial and temporal heterogeneity. Rivers need to have a natural flow pattern, though there is a huge pressure on water resources and aquatic ecosystems which alters these patterns. Maintaining the ecological integrity of ecosystems makes possible the use of their goods and services, the most relevant being the nutrient and organic matter processing. However, the ecosystems can become saturated if the input of materials is excessive, and hence show lower efficiency. Returning the whole processing capacity to the river ecosystems requires preserving the riparian vegetation and the geomorphologic integrity of the river channel. These measures can allow for the effective protection of the water resources and the buffering of nutrient and other pollutants arriving to the system.

Keywords: water resources, ecosystem function, ecosystem services, water demands, nutrients, pollutants.

1. Introducció

Parlar de què entenem per quantitat i qualitat de l'aigua és com parlar de quanta aigua flueix pels ecosistemes aquàtics i de com aquests influeixen en la seva qualitat. Les dues característiques permeten definir el destí del preuat recurs, la importància del qual evidencien les disputes socials i polítiques. I parlar de com interactuen quantitat i qualitat fa indispensable discutir la incidència del clima i de les activitats humanes en el flux de l'aigua i en l'activitat moduladora dels ecosistemes sobre aquests fluxos.

Abans d'entrar, però, a considerar aquests diferents elements ens cal definir el que s'entén per *estat ecològic*. Aquest és un concepte més aviat pràctic, que no es recull en els manuals d'ecologia, i que en el seu moment va ser formulat per la Directiva marc de l'aigua. En aquesta norma (Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu i del Consell) es diu que l'*estat ecològic* és una expressió de la qualitat de l'estructura i el funcionament dels ecosistemes aquàtics associats a les aigües superficials, que es classifiquen d'acord amb la composició i abundància dels organismes del fitoplàncton, fitobentos, zoobentos i els peixos. Algú es va oblidar, per cert, d'incloure els consumidors planctònics (zooplàncton) entre els elements a considerar. En tots ells l'element central és l'estructura de les comunitats. La imatge que ofereix aquest concepte és, doncs, més aviat estàtica, i es recolza en la tradició nord i centreeuropea dels organismes com a indicadors de la qualitat.

Una alternativa a aquest concepte de l'estat ecològic és la que donen els anglosaxons, i que es descriu com a *ecosystem health*, salut de l'ecosistema o integritat ecològica. Aquesta definició, tot i ser tan imprecisa com la corresponent a l'estat ecològic, ofereix una imatge més dinàmica. S'entén que un sistema amb bona salut és aquell que és capaç de mantenir la seva organització i funcionament en el temps i que és *resilient* a l'estrès (Haskell *et al.*, 1992). Per resiliència s'entén la capacitat de recuperació de l'ecosistema davant d'una pertorbació. Aquesta definició fa èmfasi de manera implícita en les *funcions* i *serveis* que poden efectuar els ecosistemes, alguns ben traduïbles en termes econòmics. Vet aquí un aspecte que els anglosaxons tenen molt present en la interacció entre ecosistemes i àmbits humans, i que normalment esquivem a l'Europa que no parla l'anglès, però que en realitat és subjacent quan parlem de l'aigua com a recurs.

Un cop aclarits aquests conceptes, passem a detallar els elements que incideixen en l'arribada i el processament de l'aigua, així com tots aquells que cal considerar en la capacitat de transformació que tenen els ecosistemes aquàtics.

2. Clima i efecte antròpic sobre els sistemes aquàtics. Un context global

Tant el clima com les activitats humanes poden constituir elements de pertorbació per als ecosistemes aquàtics. El clima reflecteix els patrons de temperatura i pluja, que al seu torn determinen els patrons de vegetació i la hidrologia. El clima, junt amb les característiques geo-

lògiques i la grandària del sistema, és el principal factor per a explicar les diferències entre sistemes arreu del món, tant pel que fa a la seva biogeoquímica (per exemple, Meybeck i Helmer, 1989) com a l'estructura biològica i al funcionament (Margalef, 1983). Tanmateix, tant com el clima determina la diversificació entre ecosistemes, les pertorbacions poden afectar-ne la dinàmica i influir sobre la seva estructura biològica. Les pertorbacions naturals, ja siguin hidrològiques (per exemple, sequeres, avingudes) com d'un altre tipus (per exemple, allaus, focs, etc.), causen efectes que —generalment— poden ser assumits pels ecosistemes segons la seva naturalesa dinàmica (Margalef, 1983). Evidentment, existeixen pertorbacions de tal intensitat que no poden ser assumides per la biota i que causen una completa reinicialització del sistema. Thornycraft *et al.* (2005), analitzant els dipòsits paleosedimentaris del riu Llobregat, descriuen que la més gran de les avingudes enregistrades en temps moderns al riu a l'alçada de Pont de Vilomara (1971; $2.300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) fou excedida en cinc ocasions al llarg dels darrers 2.700 anys, amb descàrregues d'entre 3.700 i $4.300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Considerant que el cabal mitjà que transporta el Llobregat és de $21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, aquests episodis d'inundació aporten entre 100-200 més vegades el cabal que el riu transporta normalment, i per tant poden causar una completa reinicialització en l'estructura i el funcionament de l'ecosistema.

Les pertorbacions de la mà de l'home són ben diverses i tenen diferents modes d'acció (enriquiment de nutrients, aparició de tòxics, acidificació, invasions d'espècies, alteració de l'hàbitat...). La peculiaritat d'aquestes pertorbacions és que els seus efectes perdurables i extensius (canalitzacions, assecament de zones humides, contaminació crònica), comporten una alteració profunda i irreparable de l'estructura biològica i del funcionament de l'ecosistema fluvial. És aquesta persistència extensiva el que és inhabitual en les pertorbacions d'origen natural. Els sistemes «emmalalteixen» a causa d'aquestes pertorbacions intenses, i esdevenen molt més vulnerables a l'aparició de noves pertorbacions que d'altres que no ho estiguin.

Com ja suggeria Margalef, els principals problemes que afronten els ecosistemes fluvials tenen a veure amb l'alteració profunda del seu hàbitat i el manlleu dels recursos, expressat en canalitzacions, detraccions i manipulacions, tant en termes físics que afecten l'hàbitat com pel que fa a l'ús excessiu de l'aigua. Moltes d'aquestes possibles manipulacions les podem resumir a través de les alteracions del cicle de l'aigua. No és que importi excessivament el que passa amb els reservoris (quantitats totals) del cicle, però sí, i molt, el que passa amb els fluxos (el que circula) entre els diferents compartiments. Cal recordar que sols el que circula a escala global cap als continents i que no és evapotranspirat (aproximadament uns $40.000 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$) és en principi aprofitable, i per tant on cal dirigir l'anàlisi.

Avui en dia, aproximadament un 15 % dels cabals mundials (els $40.000 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ a què fèiem referència) és retingut en 45.000 grans embassaments (definitos com aquells amb preses de més de 15 m d'alçada; Nilsson *et al.*, 2005). D'aquests, fins a un 10 % és retirat (Vörösmarty i Saha-gian, 2000) per a diferents usos (irrigació, aigua de boca, etc.). Resultat d'aquestes manipulacions i del subsegüent ús d'aquests cabals per a la irrigació, fins a un 6 % es perd per evaporació (Dynesius i Nilsson, 1994). Com a dany col·lateral d'aquesta utilització de recursos hídrics,

fins a un 52 % del total de la superfície ocupada pels grans rius mundials (definites com els que porten cabals més grans de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) és fortament modificada per canals, repeses, etc. Com és obvi per la seva llarga història d'ús dels recursos naturals, Europa és el continent amb la major proporció de segments de riu regulats. Els impactes de la regulació poden ser particularment evidents en sistemes àrids i semiàrids. Un exemple dramàtic és el del riu Groc (Fu *et al.*, 2004); en aquest riu, el 1997, un any particularment sec, la llera fluvial restava seca al llarg d'uns 700 km, i va estar en aquesta situació de manera continuada durant 330 dies. Sense anar tan lluny, rius de la conca mediterrània com el Xúquer i el Segura arriben completament secs al mar, evidenciant la intercepció dels cabals que s'hi produeix.

Els canvis relacionats amb el canvi climàtic global tampoc no poden ser menystinguts. Tot i que els cabals fluvials experimenten canvis cíclics, que dificulten la interpretació de l'anàlisi de les sèries temporals, hom pot dir que el cabal dels rius mundials ha experimentat un increment de mitjana (Labat *et al.*, 2004), per bé que aquest increment està irregularment repartit entre els diferents continents. Sembla que, mentre que a latituds altes els cabals s'incrementarien notablement, en latituds temperades i tropicals els cabals experimentarien reduccions (Nijssen *et al.*, 2001; Peterson *et al.*, 2002; Gordon *et al.*, 2005). És obvi que les variacions lligades als canvis climàtics generals reforçarien els efectes de la retirada de cabals per l'home. En definitiva, ens trobaríem davant la possibilitat de fortes i esteses alteracions de cabals en els rius mundials, amb conseqüències per al seu correcte funcionament hidrològic.

La regulació dels sistemes fluvials causa l'increment del temps de residència global de l'aigua, i du a l'existència d'aigües de més «edat» (Vörösmarty i Sahagian, 2000), és a dir que triga més temps a ser renovada (des de 16-26 dies en rius no regulats fins a 60 dies en rius regulats). Aquesta transformació global del caràcter fluvial des de lòtic (aigües corrents) fins a lenític (aigües estagnants) comporta òbviament altes pèrdues evaporatòries (especialment en terres àrides i semiàrides), canvis en el transport de sediments i en els processos biogeoquímics globals, i alteracions en el funcionament biològic. L'augment del temps de residència de l'aigua pot causar l'increment de la desnitrificació i també de la metanogènesi, amb conseqüències òbvies en l'increment dels gasos hivernacle tals com el metà i l'òxid nítrós (Freeman *et al.*, 2004). L'arribada de sediments al mar és interferida per la presència dels obstacles als sistemes fluvials (Syvitski *et al.*, 2005). En algunes àrees aquesta retenció mostra percentatges remarcables, com a la Mediterrània, on arriba a un 30 % de reducció en el transport, la major part deguda a pèrdues en l'Ebre i en el Nil. Vet aquí que, en una paradoxa ben aparent, els rius mundials transporten més sediments (a causa de les pràctiques forestals i agrícoles i altres activitats humanes), però aquest sediment no arriba al mar per la presència dels embassaments (Syvitski *et al.*, 2005).

La dinàmica hidrològica dels rius pot ser fortament afectada per la regulació i les detraccions de cabals, amb la pèrdua de pics de cabal i el consegüent increment de l'estabilitat hidrològica (Vörösmarty i Sahagian, 2000). Encara que aquesta major regularitat pugui semblar positiva d'entrada, va en contra de la dinàmica hidrològica natural del riu i tindrà el seu reflex en la dinàmica biològica. La interferència en els fluxos del cicle de l'aigua té també a veure amb la disper-

sió i la diversitat dels organismes (Pringle, 1997). Les avingudes proporcionen oportunitats per als organismes colonitzadors i reinicien la successió ecològica (Margalef, 1983), que desapareixen amb l'estabilitat forçada. Els rius que drenen conques impermeabilitzades esdevenen més torrencials (Walsh *et al.*, 2005) i són menys eficients en la retenció de nutrients en els canals fluvials i a les zones ripàries (Burt i Pinay, 2005).

En definitiva, les alteracions dels fluxos del cycle de l'aigua poden comportar les següents implicacions:

- Increment de l'escorrentia global, però irregularment distribuïda entre continents.
- Detracció global de l'aigua renovable entorn del 10 % del flux.
- Alteracions de l'hàbitat fluvial, particularment irreversibles en sistemes àrids i semiàrids.
- Increment de la taxa de sedimentació fluvial i del temps de residència de l'aigua (de tres a cinc cops més gran en condicions regulades).
- Alteració dels cycles biogeoquímics dels nutrients, i àmplies i desconegudes conseqüències relacionades amb l'arribada de nous contaminants.
- Implicacions sobre la diversitat i el funcionament biològic dels sistemes.

3. Clima i efecte antròpic sobre els ecosistemes aquàtics a Catalunya

Molts dels aspectes assenyalats en l'apartat anterior els podem analitzar en el context de Catalunya. És obvi que les variacions de cabal que es poden seguir al llarg del temps són l'expressió de les corresponents alteracions en els fluxos del cycle de l'aigua. Un exemple el podem trobar en l'evolució temporal dels cabals de l'Ebre (vegeu la figura 1). Amb la lògica interrupció dels anys de la Guerra Civil i els immediatament posteriors, aquest és un dels registres més complets dels cabals dels rius a Catalunya. Una succinta anàlisi dels patrons temporals mostra un cert descens del cabal (Gallart i Llorens, 2004) des dels anys 50 fins a l'actualitat. Ara bé, a què pot deure's aquesta disminució de cabals al riu? És difícil determinar un únic responsable d'aquest progressiu descens. Probablement, com assenyalen Gallart i Llorens (2004), les causes són múltiples: una menor precipitació a la conca (canvi climàtic), l'increment de la coberta forestal a la conca (i per tant una major evapotranspiració), causada pels canvis en els usos del sòl, i finalment el major consum de l'aigua a la conca. En conjunt es dona una disminució del cabal en transport i una paral·lela alteració de la dinàmica fluvial. El menor cabal circulant —principalment en moments d'estiatge— pot determinar rellevants variacions en la dinàmica física del riu, que no es pot deslligar de problemes notables, com el creixement massiu de macròfits i l'aparició de la mosca negra en la seva part baixa.

L'exemple de l'Ebre és paradigmàtic del que succeeix al conjunt de Catalunya. És il·lustratiu examinar els grans números del que representa l'ús dels recursos hídrics a Catalunya. El consum d'aigua a Catalunya (1999) arribava als $3.123 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ any}^{-1}$, quantitat que quan es considera la població de 6.812.622 habitants (2004) dona la fabulosa xifra de 458 m^3 consumits per habi-

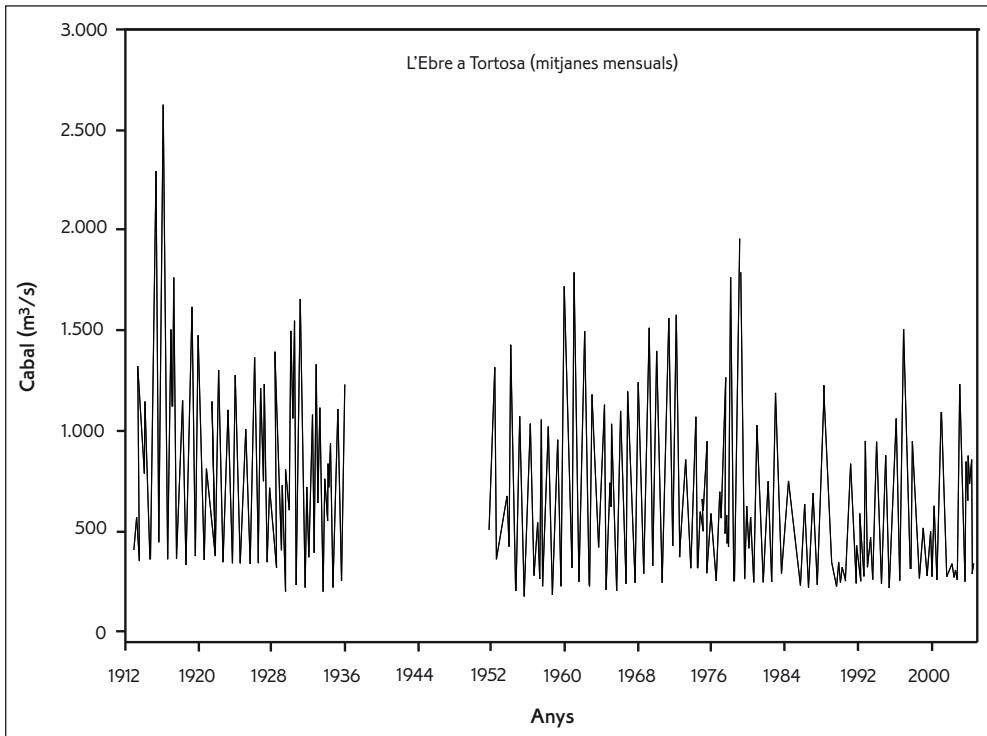


FIGURA 1. Evolució dels cabals mensuals de l'Ebre a Tortosa, segons les dades disponibles de la Confederació Hidrogràfica de l'Ebre.

tant a l'any. En realitat, aquesta xifra inclou les despeses agrícoles (més del 70 %; ACA, 2002), urbanes i industrials, i ens diu poc de l'impacte que aquesta pressió pot tenir sobre els ecosistemes aquàtics. Ens podem aproximar millor a aquest efecte si considerem els recursos hídrics disponibles al territori (calculats a partir de les dades de l'ACA, 2002):

- Recursos superficials de conques internes i riu Segre: $10730 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ any}^{-1}$
- Recursos superficials de CI, riu Segre i riu Ebre: $22604 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ any}^{-1}$
- Recursos subterranis: $2148 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ any}^{-1}$

El simple quocient entre els recursos disponibles i el consum efectuat dona les següents xifres:

- Percentatge usat del recurs considerant recursos superficials CI i subterranis: 36,4 %
- Percentatge usat del recurs considerant recursos subterranis i superficials de CI i del Segre però no de l'Ebre: 29,1 %
- Percentatge usat del recurs considerant recursos subterranis i superficials de CI, del Segre i de l'Ebre: 13,8 %

Hom pot pensar quina de les tres possibles xifres és la més realista en funció dels recursos i demandes. En realitat, molts dels recursos subterranis són poc disponibles per la seva baixa qualitat en moltes àrees, sobretot a causa de les grans concentracions de nitrats (Custodio,

2006). Tampoc és realista plantejar l'ús integral dels recursos de l'Ebre ja que el repartiment territorial de l'aigua no permet decisions d'aquesta mena. De manera que les estimacions que probablement millor reflecteixen la realitat de l'ús del recurs se situen en el 30 % dels recursos disponibles reals. Això representa que més d'un terç de l'aigua que es renova cada any a Catalunya és interceptada i derivada, usada per a la irrigació o com a aigua de boca. En definitiva, més d'un terç de l'aigua ja no circula pels sistemes naturals sinó que segueix un circuit artificial, i una part no es reincorpora als ecosistemes (pèrdues netes per evaporació) o canvia de conca (transvasaments efectius entre conques, com la del Ter i el Besòs). A més, l'aigua usada que torna als sistemes fluvials ho fa amb notables alteracions de la seva qualitat química.

Podem comparar aquests percentatges amb les estimacions globals que comentàvem en l'apartat anterior, i que estaven entorn del 10 %, per veure la gravetat de la pressió sobre els sistemes aquàtics a Catalunya. En qualsevol d'aquests tres casos, la pressió sobre els recursos pot

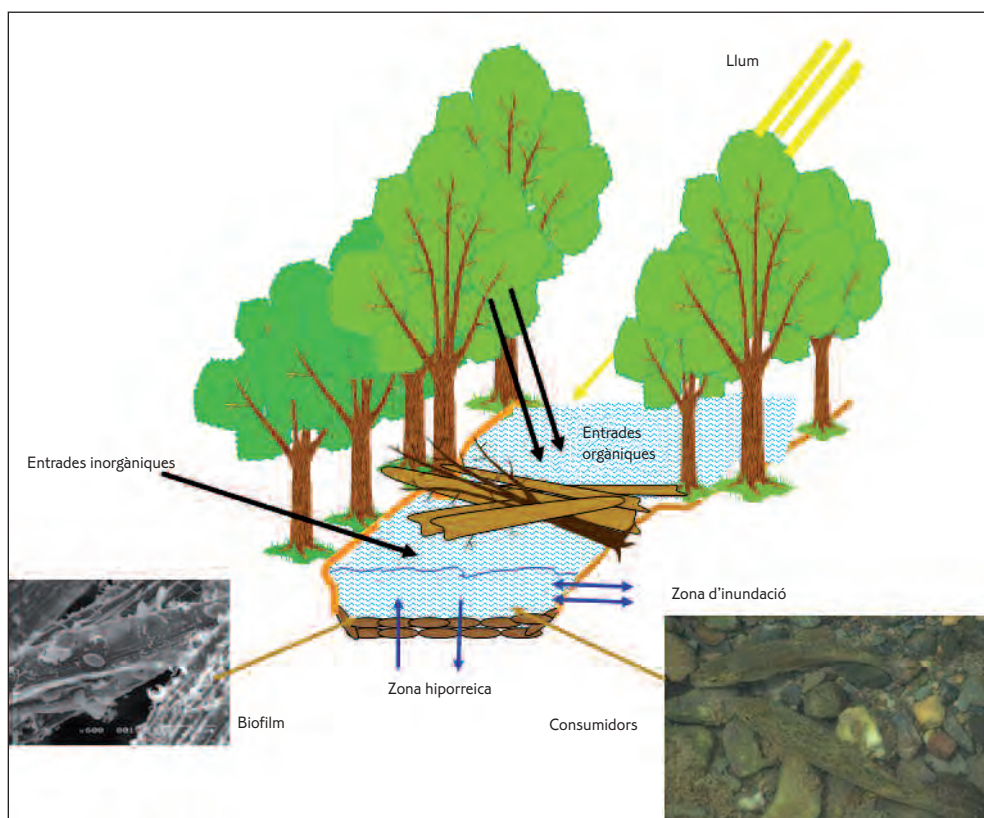


FIGURA 2. Elements que configuren un sistema fluvial, tal com es podria trobar en un tram en condicions no alterades. En essència, hom pot diferenciar el canal pròpiament dit i la franja de ribera que l'acompanya. Els elements biològics (productors primaris, consumidors, etc.) estan íntimament associats a l'estat de l'hàbitat fluvial.

qualificar-se des de gran fins a exagerada i insostenible. A això cal afegir-hi que la distribució de les precipitacions a Catalunya és irregular: hi ha un gradient de nord a sud de disminució de les precipitacions (ACA, 2002), així com una gran irregularitat entre anys secs i anys humits que complica les previsions i disponibilitats dels recursos o que influeix diferencialment en la pressió sobre els ecosistemes (vegeu la figura 2). Tots dos factors configuren la disponibilitat dels recursos hídrics, que és baixa, i distribueixen la pressió sobre aquests recursos de manera irregular en el territori. En resulta una enorme pressió sobre els sistemes aquàtics i un seguit de greuges territorials, ara per ara discrets però que poden agreujar-se en el futur si no hi ha voluntat de rectificació.

4. Quins serveis aporta la integritat ecològica dels sistemes aquàtics a la qualitat de l'aigua?

Com es deia a la introducció, hi ha un corrent emergent que estima els potencials serveis dels ecosistemes en termes econòmics. Tot i que entrar en el detall del valor econòmic queda fora de l'interès inicial d'aquest article, aquesta aproximació ha permès demostrar que el manteniment de l'estat òptim d'alguns ecosistemes aquàtics és més rendible que alterar-los (Barbier, 1993), si en el càlcul corresponent es consideren els serveis que aquests proporcionen. Sigui com sigui, sí que és rellevant reflexionar sobre els serveis que es reconeixen als ecosistemes aquàtics i que arriben —per entendre'ns— de manera gratuïta. Pel que fa específicament als serveis, Costanza *et al.*, (1997), en un article ja clàssic a *Nature*, indicava els següents, que podem identificar com a propis dels ecosistemes aquàtics:

- Regulació de gasos amb efecte d'hivernacle
- Regulació del clima
- Regulació de les perturbacions naturals
- Disponibilitat d'aigua per a l'ús humà
- Reciclatge de nutrients
- Tractament de materials orgànics i inorgànics
- Producció de menjar (pesca, etc.) i altres recursos (fusta)
- Lleure i cultura

Per bé que detallar-los tots seria excessiu, vegem-ne alguns exemples relacionats amb el reciclatge de nutrients que arriben als cursos fluvials.

Un sistema fluvial es pot considerar en estat òptim o íntegre quan els seus diferents elements efectuen les seves respectives funcions de manera correcta i resilient. El riu és, per les seves pròpies característiques, un sistema dinàmic i complex, la qual cosa vol dir que té una marcada capacitat d'adaptació després de les perturbacions. Dinàmic, ja que els seus principals elements (zona de ribera, canal fluvial, zona d'inundació; vegeu la figura 2) canvien físicament en el temps, principalment perquè la hidrologia imprimeix una gran variabilitat en la distribució dels substrats i dels materials que arriben. Concordantment, la biota associada varia d'acord amb l'arribada de materials (matèria orgànica des de la zona de ribera o des dels sistemes terrestres veïns) i amb

la disponibilitat d'energia (llum, especialment, però també corrent de l'aigua). Aquesta variabilitat temporal es complementa amb una gran complexitat espacial, ja que el riu és heterogeni per les seves zones superficials (aigua lliure), amb alternança de ràpids i pous, meandres, etc., i per les subterrànies (hiporreic). Més enllà del canal fluvial el riu manté una significativa connexió hidrològica amb zones d'inundació, meandres abandonats, etc.

Un dels principals elements de l'ecosistema fluvial, la *zona de ribera*, és una autèntica *interfase* entre els sistemes terrestres veïns, l'aigua freàtica i el canal fluvial. La vegetació de ribera és un obstacle formidable a l'entrada de materials particulats (especialment sediments) i dissolts (fosfats, nitrats). En particular, la desaparició dels nitrats per la zona de ribera té unes eficiències espectaculars. L'eficiència de captació per la franja de ribera pot arribar al 10-30 % dels nitrats entrats per metre transversal de zona de ribera (Sabater *et al.*, 2003a), quan es donen condicions favorables. Aquesta gran eficiència en la reducció de nitrats és bàsicament a causa de dos processos biològics: la utilització dels nutrients per la vegetació terrestre i la desnitrificació que es produeix en el sòl. En el primer cas, l'evapotranspiració comporta la incorporació de nutrients per les plantes en el període vegetatiu. En el segon, l'eliminació del nitrogen des del sòl (desnitrificació) es dona en sòls humits (per tant periòdicament anòxics), rics en matèria orgànica i en nitrats. Mentre que el primer procés representa un moviment del nitrogen des de l'aigua freàtica a les fulles i altres òrgans de les plantes, en el segon cas hi ha una pèrdua neta de nitrogen des de l'aigua a l'atmosfera. Hom ha vist que aquesta capacitat transformadora de nitrogen es fa possible malgrat que la variabilitat temporal del freàtic en les àrees mediterrànies causi la periòdica desconexió amb l'aigua superficial durant l'estiatge (Butturini *et al.*, 2003), o malgrat la sequedat del sòl (tan comuna en els nostres sistemes mediterranis), que limita la desnitrificació. En tot aquest procés l'amplada i la conservació de la zona de ribera són elements clau que defineixen la seva eficiència. Hi ha límits a la retenció de nitrats per les zones de ribera, principalment per causa d'un excés de nitrats al freàtic, que causen la saturació dels processos descrits i per tant el seu mal funcionament (Sabater *et al.*, 2003a). També l'extrema desconexió entre les aigües subterrànies i el sòl, abans descrit com a normal, poden inhabilitar tot el sistema quan són persistents (per exemple, a causa de la sobreexplotació dels aquífers).

Un dels arguments que s'ha fet servir per a resistir-se a la restitució de les franges arbrades al territori és que comporten una elevada pèrdua d'aigua, i que és un recurs massa preuat per a deixar que s'evapori-evapotranspiri. Algú va pensar fa temps que una manera rellevant d'incrementar els recursos podia consistir a eliminar completament la franja de ribera d'arreu, com si l'única cosa que realment importés fos la quantitat d'aigua disponible. És cert que els arbres de ribera evapotranspiren en grans quantitats, i per tant fan disminuir el potencial d'escorrentia, però l'avaluació d'aquesta pèrdua no pot menystenir el gran estalvi que es produiria en el conjunt d'una conca si aquífers ara mateix contaminats pels nitrats haguessin restat protegits per una eficaç coberta vegetal. Per tant, restituir —en una elaborada planificació del territori— franges arbrades d'amplada significativa en molts cursos fluvials és de fet una de les maneres més eficaces (i barates!) d'incrementar la qualitat de l'aigua disponible.

Un segon element essencial de l'ecosistema fluvial és el *canal fluvial*, que resta estretament relacionat amb el devenir de la zona de ribera. En un estudi en rius nord-americans (Sweeney *et al.*, 2004), s'ha observat que la retirada de la vegetació de ribera està relacionada amb l'estretament del canal fluvial i per tant amb la reducció de l'hàbitat disponible per als organismes. Totes les característiques que hi estan associades (disminució del processament de la matèria orgànica, menor incorporació de nutrients, afectació en l'abundància de peixos, etc.) tenen a veure amb l'alteració. La correcta dinàmica del riu ha d'assegurar la variabilitat de materials al riu i la transformació de materials que s'hi dona de manera natural.

L'organització funcional del riu canvia en el temps en funció dels materials que rep i de l'energia que és capaç d'interceptar. En conjunt, l'ecosistema fluvial és altament eficient. Per exemple, els rius mostren una elevada capacitat de transformació de materials inorgànics. Els productors primaris són uns assimiladors molt eficients dels nutrients que entren a l'aigua. Un càlcul de l'assimilació de nutrients (fòsfor) que pot efectuar una comunitat de productors primaris en un riu en estat òptim és ben il·lustratiu d'aquesta capacitat. L'assimilació de fòsfor que pugui efectuar una comunitat de productors primaris (algues bentòniques) de biomassa $50-75 \text{ mg Chl}^{-1} \text{ m}^{-2}$ es mou en un rang de $10-50 \mu\text{g P mg Chl}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Una estimació conservativa de sis hores de llum i de la corresponent producció primària permet estimar que un riu que rebés $100 \mu\text{g P/L}$ (és a dir, una càrrega diària de 216 g de fòsfor) tan sols necessitaria 1.646 metres lineals de riu recoberts d'aquesta comunitat per a ser incorporats completament.

La capacitat de transformació de materials que ofereixen els ecosistemes aquàtics té uns límits ben definits. Un exemple del que passa quan es trenca la integritat ecològica el podem trobar al riu Llobregat. En aquest sistema, es dona des de fa anys cada hivern un creixement de masses de cianobacteris (Sabater *et al.*, 2003b) que ocupen completament la llera fluvial. El gran creixement d'aquests cianobacteris (de 300 a 400 mg de clorofil·la per metre quadrat) es dona en circumstàncies de baixa dinàmica hidrològica (poc cabal, repeses) i d'altres concentracions de nutrients (especialment, fòsfor). Com a conseqüència indesitjada d'aquest creixement en resulta la producció d'un metabòlit olorós, tot i que inòcua per a la salut dels animals i de l'home, que és la geosmina. Aquest metabòlit té un nivell de detecció per l'olfacte humà de tan sols 4 ng/L, mentre que les concentracions que assoleix al riu són de més de 100 ng/L. L'eliminació d'aquest metabòlit és reclamada pels usuaris (que esperen que l'aigua de les aixetes sigui incolora, inodora i insípida, com diu la legislació!), que en canvi es troben olor de florit per causa de la geosmina. L'eliminació de la molècula de geosmina a nivells per sota de la detecció olfactiva sols és possible mitjançant tècniques de tractament amb carbons actius. La prevenció requeriria solament restablir la dinàmica hidrològica del riu així com efectuar un major control de l'arribada dels nutrients en origen. L'una és ben costosa, l'altra fóra gratuïta.

5. Conclusions

— El bon funcionament dels ecosistemes requereix garantir-los l'heterogeneïtat espacial i temporal que els és natural. Aquesta garantia passa per la restitució d'un règim natural de cabals.

— La distribució de l'ús dels recursos actual afavoreix una enorme pressió sobre els ecosistemes aquàtics, la qual cosa pot portar al límit el funcionament dels ecosistemes.

— La integritat ecològica dels ecosistemes ofereix una enorme capacitat de processament de materials. Tanmateix, els sistemes poden saturar-se i perdre eficàcia quan l'arribada de materials per processar sigui excessiva.

— Cal retornar als ecosistemes aquàtics les seves capacitats de transformació de materials. En concret, afavorir el desenvolupament de la vegetació de ribera i la integritat del canal fluvial pot comportar la protecció efectiva dels recursos enfront de la contaminació de nutrients i altres contaminants.

Referències bibliogràfiques

- BARBIER, E. B. (1993). «Sustainable use of wetlands. Valuing tropical wetland benefits: Economic margin methodologies and applications». *The Geographical Journal*, núm. 159, p. 22-32.
- BURT, T. P.; PINAY, G. (2005). «Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes». *Progress in Physical Geography*, núm. 29, p. 297-316.
- BUTTURINI, A.; BERNAL, S.; NIN, E.; HELLIN, C.; RIVERO, L.; SABATER, S.; SABATER, F. (2003). «Influences of the stream groundwater hydrology on nitrate concentration in unsaturated riparian area bounded by an intermittent Mediterranean stream». *Water Resources Research*, núm. 39, p. 1-13.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. VAN DEN (1997). «The value of the world's ecosystem services and natural capital». *Nature*, núm. 387, p. 253-260.
- CUSTODIO, E. (2006). «Consideracions sobre la contaminació de les aigües subterrànies a Catalunya: un problema de sostenibilitat». A: RAYÓN, F.; DOLZ, J. [ed.]. *L'aigua a Catalunya: Una perspectiva per als ciutadans*. Barcelona: Agbar.
- DYNESIUS, M.; NILSSON, C. (1994). «Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern Third of the World». *Science*, núm. 266, p. 753-762.
- FREEMAN, C.; FENNER, N.; OSTLE, N. J.; KANG, H.; DOWRICK, D. J.; REYNOLDS, B.; LOCK, M. A.; SLEEP, D.; HUGHES, S.; HUDSON, J. (2004). «Dissolved organic carbon export from peatlands under elevated carbon dioxide levels». *Nature*, núm. 430, p. 195-198.
- FU, G. B.; CHEN, S. L.; LIU, C. M.; SHEPARD, D. (2004). «Hydro-climatic trends of the Yellow River basin for the last 50 years». *Climatic Change*, núm. 65, p. 149-178.
- GALLART, F.; LLORENS, P. (2004). «Observations on land cover changes and the headwaters of the Ebro catchment, water resources in Iberian Peninsula». *Physics and Chemistry of the Earth*, núm. 29, p. 769-773.

- GORDON, L. J.; STEFFEN, W.; JONSSON, B. F.; FOLKE, C.; FALKENMARK, M.; JOHANNESSEN, A. (2005). «Human modification of global water vapor flows from the land surface». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, núm. 102, p. 7612-7617.
- HASKELL, B. D.; NORTON, B. G.; COSTANZA, R. (1992). «What is ecosystem health and why should we worry about it?» A: COSTANZA, R.; NORTON, B. G.; HASKELL, B. D. [ed.]. *Ecosystem health*. Washington: Island Press.
- LABAT, D.; GODDERIS, Y.; PROBST, J. L.; GUYOT, J. L. (2004). «Evidence for global runoff increase related to climate warming». *Advances in Water Resources*, núm. 27, p. 631-642.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Omega.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. (1989). «The quality of rivers: from pristine stage to global pollution». *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, núm. 75, p. 283-309.
- NUSSEN, B.; O'DONNELL, G. M.; HAMLET, A. F.; LETTENMAIER, D. P. (2001). «Hydrologic sensitivity of global rivers to climate change». *Climatic Change*, núm. 50, p. 143-175.
- NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUSAND, M.; REVENGA, C. (2005). «Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems». *Science*, núm. 308, p. 405-408.
- PETERSON, B. J.; HOLMES, R. M.; MCCLELLAND, J. W.; VÖRÖSMARTY, C. J.; LAMMERS, R. B.; SHIKLOMANOV, A. I.; SHIKLOMANOV, I. A.; RAHMSTORF, S. (2002). «Increasing river discharge to the Arctic Ocean». *Science*, núm. 298, p. 2171-2173.
- PRINGLE, C. M. (1997). «Exploring how disturbance is transmitted upstream: Going against the flow». *Journal of the North American Benthological Society*, núm. 16, p. 425-438.
- SABATER, S.; BUTTURINI, A.; CLEMENT, J. C.; BURT, T.; DOWRICK, D.; HEFTING, M.; MAITRE, V.; PINAY, G.; POSTOLACHE, C.; RZEPECKI, M.; SABATER, F. (2003a). «Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation». *Ecosystems*, núm. 6, p. 20-30.
- SABATER, S.; VILALTA, E.; GAUDES, A.; GUASCH, H.; MUÑOZ, I.; ROMANI, A. (2003b). «Ecological implications of mass growth of benthic cyanobacteria in rivers». *Aquatic Microbial Ecology*, núm. 32, p. 175-184.
- SWEENEY, B. W.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L. A.; NEWBOLD, J. D.; STANDLEY, L. J.; HESSION, W. C.; HORWITZ, R. J. (2004). «Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, núm. 101, p. 14132-14137.
- SYVITSKI, J. P. M.; VÖRÖSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. (2005). «Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean». *Science*, núm. 308, p. 376-380.
- THORNDY CRAFT, V. R.; BENITO, G.; RICO, M.; SOPEÑA, A.; SÁNCHEZ-MOYA, Y.; CASAS, A. (2005). «Long-term flood discharge record derived from slackwater flood deposits of the Llobregat River, NE Spain». *Journal of Hydrology*, núm. 313, p. 16-31.
- VÖRÖSMARTY, C. J.; SAHAGIAN, D. (2000). «Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle». *Bio-science*, núm. 50, p. 753-765.
- WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P.; MORGAN, R. P. (2005). «The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure». *Journal of the North American Benthological Society*, núm. 24, p. 706-723.