

UNA PERSPECTIVA FUNCIONAL DELS RIUS I DE LES RIBERES EN L'ÀMBIT DE LA CONCA

Eugènia Martí¹ i Francesc Sabater²

¹ Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC)

² Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona

Introducció

Històricament, els rius i les riberes han estat intensament aprofitats per l'home. Com a conseqüència d'això, aquests ecosistemes s'han vist contínuament alterats en gran mesura. No obstant això, ha estat durant el darrer segle que la pressió antropogènica sobre aquests ecosistemes s'ha fet més palesa. Això és degut a diversos factors, entre d'altres a) al desenvolupament industrial i tecnològic; b) a l'increment de la demanda del recurs hidrològic per l'augment de la població; c) i a una pressió més gran d'ocupació sobre el territori que porta canvis importants sobre els usos tradicionals del sòl. A més, hi ha hagut una creixent sensibilització social vers l'estat d'aquests ecosistemes associada a una millora de la qualitat de vida (si més no, en els països occidentals), i paral·lelament cada cop hi ha més avenços en el coneixement científic d'aquests ecosistemes.

L'activitat humana ha comportat modificacions en l'estructura física d'aquests ecosistemes; per exemple, la canalització dels rius, la invasió urbanística de les riberes o la construcció de murs de contenció que desconecten els rius de les riberes. Aquesta activitat també ha alterat la composició química de l'aigua (abocaments d'aigües residuals al riu o bé entrades de fonts difoses a resultes de l'ús de fertilitzants en agricultura) i la composició i l'estructura de les comunitats d'organismes tant dels rius com de les riberes. Pel que fa als organismes, l'efecte ha estat tan directe –com és la introducció d'espècies exòtiques o la simplificació del bosc de ribera que afavoreix les plantacions d'espècies amb valor econòmic–, com indirecte –com són els canvis en les comunitats deguts a alteracions ambientals físiques i químiques–. Tot i que no sempre és tan evident, totes aquestes alteracions han comportat modificacions en les característiques funcionals d'aquests ecosistemes. Dit amb altres paraules, les alteracions també tenen un efecte sobre la capacitat que tenen els rius i les riberes de transformar i retenir la matèria i l'energia que transporten. Val a dir

que aquesta capacitat funcional dels rius i riberes, tot i haver estat reconeguda pels científics des de fa molt temps, no ha estat avaluada amb detall fins a les darreres dues dècades. Aquests estudis, relativament recents, posen de manifest que aquests ecosistemes poden jugar un paper clau en la conca; sobretot pel que fa al control dels materials transportats, i en concret als nutrients (nitrogen i fòsfor) que flueixen riu avall.

Durant el darrer segle s'ha observat un increment gradual de les càrregues de nutrients a les aigües continentals, sobretot



Figura 1. Riu Tenes a l'alçada de Sant Quirze Safaja (Vallès Oriental). Noteu l'abundant massa d'algues desenvolupada a la llera del riu. Aquest fet és un clar indicador de les condicions d'eutròfia del riu en aquest indret.



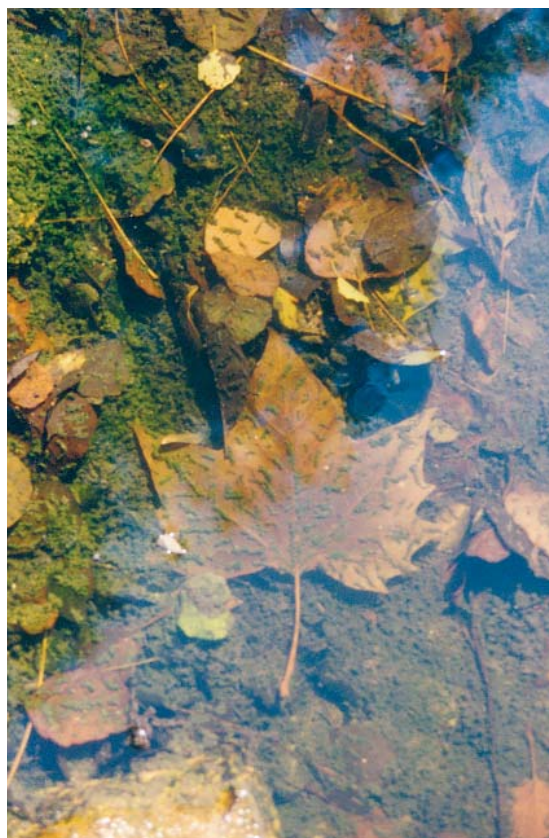


Figura 2. Detall de la llera del riu i dels organismes que s'hi desenvolupen. A l'esquerra s'observa una massa d'algues filamentosos i llot que recobreix les pedres i còdols la qual està formada bàsicament per comunitats bacterianes. A la dreta es pot veure que tant el material particulat fi (de color verdós) com les fulles estan recoberts d'una pàtina formada per microorganismes (algues, bacteris i fongs). Aquest conjunt de microorganismes juntament amb la matriu de substàncies que aquests generen s'anomena biofilm.

dels països desenvolupats. Un cas proper d'aquest fet el trobem a l'embassament de Sau (Armengol et al., 1999). En l'actualitat existeixen nombrosos estudis que evidencien que la causa principal d'aquest increment és deguda a l'activitat humana (Howarth et al., 1996) que posa en circulació una fracció molt significant de nutrients que es trobaven immòbils en compartiments biològicament poc actius. Aquest increment ha significat una disminució de la qualitat de l'aigua amb les implicacions que això comporta per a la utilització d'aquest recurs per part de l'home (Fig. 1). En general, això també ha suposat una alteració de la integritat ecològica dels ecosistemes aquàtics. Davant d'aquesta problemàtica, el coneixement de la capacitat de processament (transformació i retenció) dels rius i riberes pren una rellevància especial.

La capacitat de processament dels rius i riberes es pot considerar com un "servei natural a baix cost" que comporta una reducció de l'excés de nutrients i per tant, una millora de la qualitat de les aigües. Aquest fet és important dins del context de la nova Directiva Europea de l'Aigua (2000/60/EC), encaminada a preservar i a millorar l'estat ecològic dels ecosistemes aquàtics. Tenint en compte aquest

objectiu, és evident que la gestió òptima de la qualitat no només de l'aigua, sinó de tot l'ecosistema, hauria de considerar mesures tant d'aspectes estructurals (físics, químics i biològics) com d'aspectes funcionals.

En aquest article es pretén donar a conèixer els rius i les riberes des d'una perspectiva funcional, sobretot pel que fa al seu paper en la regulació dels nutrients. El nitrogen i el fòsfor són elements essencials per a la vida dels organismes. En baixes concentracions en poden limitar l'activitat; no obstant això, en concentracions elevades poden provocar condicions d'eutròfia amb la subseqüent disminució de la qualitat de l'aigua i, en general, de l'estat ecològic de l'ecosistema (Fig. 1). Aquesta problemàtica és molt vigent i està molt estesa. Creiem que per poder-la abordar adequadament s'ha de tenir en compte els aspectes funcionals tant dels rius com de les riberes i alhora considerar-los dins del context de la conca. És per això que l'altre objectiu d'aquest article és mostrar la rellevància del funcionament d'aquests ecosistemes dins de la conca, i a partir d'aquí aportar algunes consideracions que caldria tenir en compte per a una millora en la gestió fluvial.



Els rius: ecosistemes amb capacitat de processar els materials que transporten

Els rius han estat intensament aprofitats per l'home com a font d'energia i recursos. De fet, la distribució dels pobles i ciutats i el seu desenvolupament històric, cultural i econòmic respon a la disponibilitat d'aquest recurs. Aquest fet ha estat propiciat pel flux unidireccional de l'aigua –tret característic d'aquests ecosistemes– que suposa una renovació constant del recurs i que n'afavoreix l'ús com a sistema de transport i font potencial d'energia.

Tanmateix, els rius són alguna cosa més que tot això. Els rius són ecosistemes que alberguen una gran diversitat d'organismes que tenen l'habilitat de capturar energia i de processar els materials (tant dissolts com en partícules) que provenen de la conca. Per tant, el transport de substàncies aigües avall a través de la xarxa fluvial no és un procés inert, sinó que, simultàniament al seu transport, les substàncies són aprofitades pels organismes, transformades i retingudes al llarg del seu recorregut. En aquest sentit, els rius, i en conjunt tota la xarxa fluvial, juguen un paper clau a la conca on la seva capacitat funcional determina el grau de qualitat de les seves aigües.

En els darrers 20 anys hi ha hagut un elevat nombre d'estudis que anaven encaminats

a caracteritzar els rius des d'aquesta perspectiva funcional (Stream Solute Workshop 1990). En concret, pel que fa a la seva influència sobre la dinàmica de nutrients, aquests estudis han permès avaluar la capacitat de transformació i retenció d'aquests elements per part dels rius i examinar quins són els mecanismes que la determinen. Els resultats d'aquests estudis han posat de manifest que els rius són ecosistemes molt dinàmics i amb una elevada capacitat per utilitzar els nutrients que transporten. Atès el flux continuat d'aigua, bona part dels processos tenen lloc a la interfase, entre la columna d'aigua i els sediments que configuren la llera del riu (Fig. 2). De fet, és en els sediments on es troben la major part d'organismes que constitueixen les comunitats fluvials. A més a més, és en el sediment on el flux d'aigua és molt més lent i per tant, s'afavoreix un contacte més gran entre els organismes i els nutrients dissolts a l'aigua.

Entre els diferents processos que es donen a la llera del riu (Fig. 3) i que poden influir sobre els nutrients dissolts a l'aigua cal destacar aquells que són mediatos pels micro-organismes (algues i bacteris) que colonitzen els sediments i altres substrats de la llera (el conjunt d'aquests organismes juntament amb la matriu de substàncies que generen s'anomena biofilm; vegeu Fig. 2). Tant el fòsfor com el nitrogen (en forma d'amoni o de nitrat) poden ser **assimilats** pel biofilm i pels macròfits

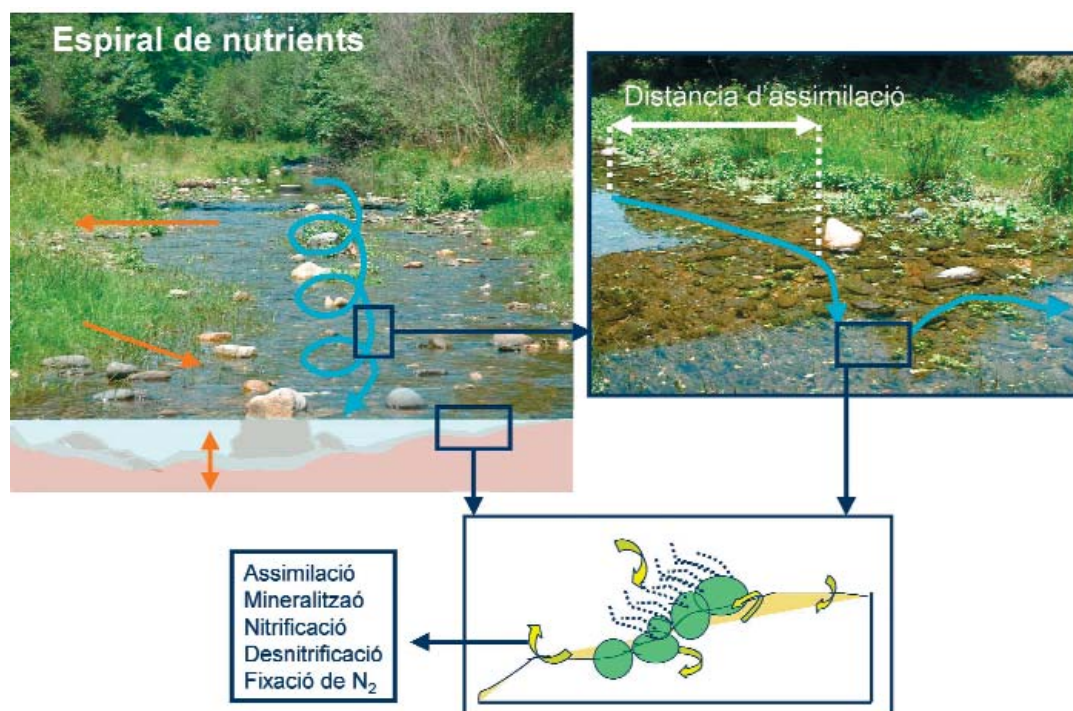


Figura 3. Esquema on es mostra la trajectòria teòrica en forma d'espiral que segueix una molècula de nutrients al riu com a resultat de la combinació entre el seu transport aigües avall i el seu ús per part dels organismes. A l'esquema també es visualitza el recorregut mitjà d'una molècula abans no és utilitzada pels microorganismes de la llera del riu. Aquest recorregut s'anomena distància d'assimilació (un dels dos components de l'espiral). Finalment, també es destaca la llera i els sediments del riu, on es desenvolupa el biofilm, com a punt clau on tenen lloc tots els processos bioquímics involucrats en la transformació i retenció de nutrients en els rius.



(plantes aquàtiques o sub-aquàtiques) que els utilitzen com a recurs necessari per al seu creixement. Aquest procés implica una retenció transitòria d'aquests elements en forma de matèria orgànica viva. Aquests elements poden ser transferits a altres nivells de la xarxa tròfica mitjançant el consum d'aquesta matèria orgànica per part de petits invertebrats, insectes aquàtics i d'alguns peixos. Aquest conjunt d'interaccions tròfiques allarga la retenció transitòria d'aquests elements dins de l'ecosistema. No obstant això, tard o d'hora els elements tornen a ésser alliberats a l'aigua via **excreció** per part dels organismes o bé per la **mineralització** de la matèria orgànica un cop morta. El nitrogen en forma d'amoni és també utilitzat per alguns bacteris com a potencial energètic per captar el CO_2 dissolt i transformar-lo en matèria orgànica. Aquest procés s'anomena **nitrificació** i resulta d'una transformació del nitrogen en forma d'amoni (la forma reduïda del nitrogen inorgànic dissolt) a nitrat (la forma oxidada del nitrogen inorgànic dissolt) per mitjà de l'oxigen dissolt. En condicions específiques de baixa disponibilitat d'oxigen, el nitrat també pot ser utilitzat com a substància oxidant de la matèria orgànica. Aquest procés s'anomena **desnitrificació** i comporta el pas de nitrat a nitrogen molecular en forma de gas (N_2), que s'escapa cap a l'atmosfera. En aquest cas, el procés de desnitrificació suposa una pèrdua neta de nitrogen de l'ecosistema. Per tant, en condicions d'excés de nitrat, el fet que es doni aquest procés de desnitrificació pot ser cabdal a l'hora de millorar la qualitat de l'aigua. En canvi, en aquelles condicions on el nitrat i l'amoni dissolt escassegin, un grup determinat de bacteris (bàsicament els cianobacteris o anomenats també cianofícies) poden utilitzar el N_2 com a font de nitrogen. Tot i així, aquest procés només té lloc en condicions exemptes d'oxigen.

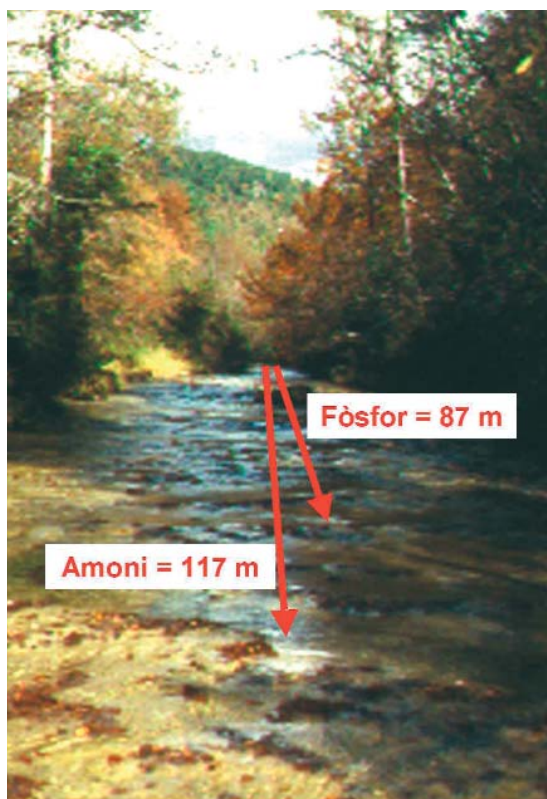
Finalment, el fòsfor pot ser retingut al sediment a partir de la coprecipitació amb el carbonat càlcic. Tot i que aquest procés és bàsicament químic, es veu afavorit per l'activitat fotosintètica de les algues que colonitzen la llera dels rius. No hem d'oblidar que tots aquests processos tenen lloc en el riu de forma simultània, i que la intensitat en què ocorren varia segons les condicions ambientals i de les comunitats d'organismes que es trobin al riu en un punt concret o bé en un moment determinat.

Simultàniament a aquests processos de retenció, transformació i alliberament de nutrients, el flux unidireccional de l'aigua imposa que el seu cicle complet no es pugui donar en el mateix lloc. És a dir, part dels nutrients remineralitzats en un punt del riu seran assimilats per aquells organismes que es trobin aigües avall d'aquest punt. En

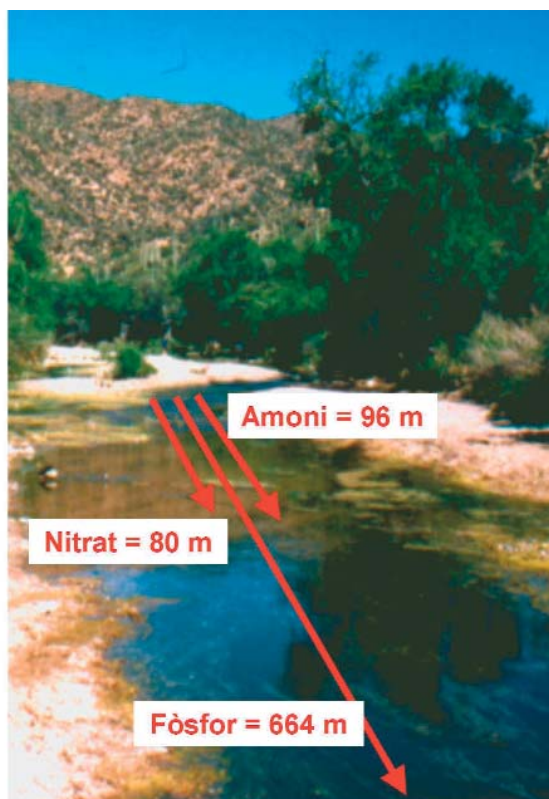
aquest sentit, podem imaginar-nos que un àtom, bé de fòsfor o bé de nitrogen, en el seu transport aigües avall segueix una trajectòria en forma d'espiral (Webster i Patten, 1979; Newbold et al., 1981; Fig. 3). La forma d'aquesta espiral ens permet tenir una estima del grau amb què el riu pot regular la quantitat de nutrients que transporta. Les espirals disteses indiquen una baixa influència del riu sobre els nutrients transportats –en aquest cas, pel que fa als nutrients, el riu seria bàsicament un sistema de transport–, mentre que les espirals molt juntes evidencien que el riu té una elevada capacitat de regular els nutrients que transporta. Experimentalment, s'han desenvolupat tècniques de camp per poder quantificar les espirals expressades en metres lineals de riu necessaris perquè un àtom de nutrient completi un cicle (assimilació-alliberament-assimilació). Tanmateix, la metodologia més estesa només permet avaluar una part de l'espiral: la distància mitjana que un àtom viatja en forma dissolta abans de ser utilitzat pels microorganismes de la llera del riu. Aquesta distància s'anomena distància d'assimilació (Fig. 3) i dóna idea de l'eficiència de retenció de nutrients per part del riu (o sigui, de la capacitat d'autodepuració fluvial). Distàncies curtes (és a dir <500 m) indiquen una capacitat d'autodepuració elevada, mentre que distàncies llargues (>1000 m) indiquen el contrari. Recentment, l'ús d'isòtops estables del nitrogen ha permès mesurar amb més detall les espirals completes i també examinar la relativa importància dels diferents processos que les determinen. Malauradament, aquesta tècnica és molt cara i el seu ús queda restringit a un nombre d'estudis molt reduït.

En general, les distàncies d'assimilació obtingudes en un ampli ventall de rius situats en conques poc antropitzades són de l'ordre d'uns pocs centenars de metres (Martí i Sabater, 1996; Peterson et al., 2001). Això suggereix que aquests rius tenen una elevada eficiència de retenció, o dit amb altres paraules, una elevada capacitat "d'autodepuració". Alhora, s'evidencia el paper de les lleres dels rius com a "bioreactors" actius. Tot i així, la influència que pugui tenir aquest bioreactor sobre els nutrients que transporta el riu depèn de diversos factors; entre d'altres, del cabal del riu, de la proporció relativa entre la disponibilitat de nitrogen i fòsfor, i de la quantitat de nutrients. Quan el cabal és baix, el contacte de l'aigua amb el bioreactor és elevat i per tant, la capacitat potencial d'autodepuració del riu és elevada. A mida que el cabal augmenta aquesta capacitat tendeix a disminuir (Butturini i Sabater, 1998). Això comporta que els rius relativament petits siguin els que tenen una capacitat més elevada per retenir els nutrients dissolts (Alexander et al., 2000, Peterson et al., 2001). També s'ha observat





Riu limitat per disponibilitat de fòsfor



Riu limitat per disponibilitat de nitrogen

Figura 4. Resultats de distàncies d'assimilació mesurades en dos rius amb disponibilitats relatives de nitrogen i fòsfor diferenciades. A l'esquerra es mostren les distàncies d'assimilació obtingudes a la riera de la Solana (Parc Comarcal del Castell de Montesquiu, Osona) i a la dreta les obtingudes a Sycamore Creek (Desert de Sonora, Arizona, USA). Noteu que en cadascun dels casos la distància d'assimilació més curta (més eficiència en la retenció de nutrient) correspon a l'element que es troba amb una disponibilitat relativa menor (o sigui a l'element que és limitant).

que aquests rius mostren una resposta diferent segons el nutrient que s'estudiï. En general, els rius presenten una eficiència de retenció més gran per a aquell nutrient amb una disponibilitat relativa més baixa (Fig. 4). Finalment, tot i que la majoria d'estudis des d'una perspectiva funcional s'han dut a terme en rius situats en conques poc antropitzades i per tant amb concentracions de nutrients relativament baixes, estudis recents realitzats en rius més humanitzats i amb concentracions de nutrients elevades indiquen que, en aquestes condicions, l'eficiència en la retenció de nutrients disminueix (Haggard et al., 2001, Martí et al., 2004).

Les riberes: ecosistemes reguladors de nutrients entre l'ecosistema terrestre i el fluvial

Un altre punt clau en el processament i retenció de nutrients dins de la conca són els ecosistemes riberencs. Les riberes són zones de transició entre els ecosistemes terrestres i els ecosistemes aquàtics (rius o llacs), però al mateix temps presenten una entitat pròpia tant pel que fa a l'estructura de la seva vege-

tació com pel seu funcionament. Aquests ecosistemes es caracteritzen per tenir una elevada diversitat d'espècies i per ser molt productius des del punt de vista ecosistèmic (Fig. 5). A més a més, les riberes condicionen el funcionament dels rius. Aquesta influència es posa de manifest de manera directa a partir de les aportacions de matèria orgànica procedent de la vegetació riberenca, així com indirectament a través de les connexions hidrològiques entre el riu i l'ecosistema terrestre de la conca.

Cal dir que la influència directa de les riberes sobre els rius és més evident en rius relativament petits on la vegetació de ribera pot arribar a cobrir tota l'amplada del riu. A mida que els rius incrementen en amplada, aquesta influència va disminuint (Vannote et al., 1980). En rius de poca amplada i on la vegetació de ribera està ben desenvolupada, les riberes tenen un paper important tant en la regulació de la temperatura de l'aigua dels rius com de la disponibilitat de llum (Fig. 5). Això comporta que en el riu es donin unes condicions microclimàtiques molt diferents a les de l'entorn més proper. Aquest fet pot arribar a influir en el tipus de comunitats d'organismes que





Figura 5. Fotografia de la riera Major (Osona). Com podeu observar, aquesta riera té una vegetació de ribera frondosa i ben desenvolupada, tret característic dels rius de muntanya mitjana. Amb aquesta fotografia es fa palesa la influència directa que té la ribera sobre l'ecosistema fluvial quant al fet que controla el grau d'insolació i la temperatura del riu, subministra recursos energètics per als organismes aquàtics, i els ofereix refugi i nous hàbitats.

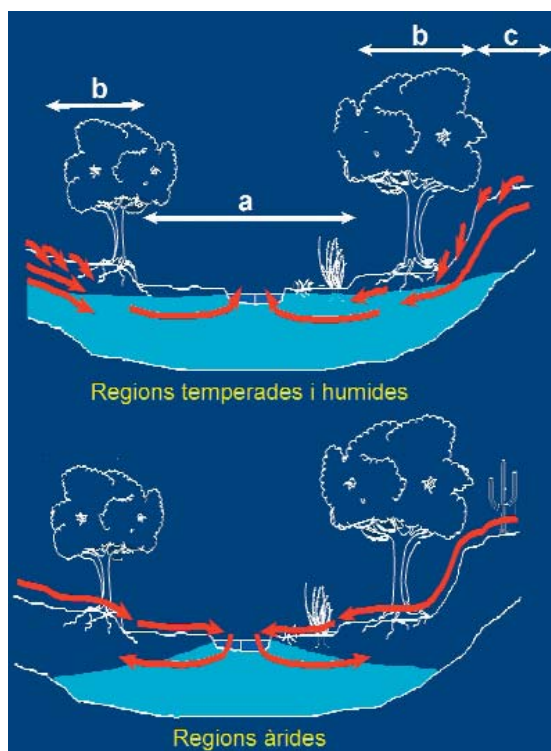


Figura 6. Esquema de la secció transversal d'una vall on es mostra el contrast entre les regions temperades-humides i les àrides pel que fa als lligams hidrològics entre el riu (a), la zona de ribera (b) i l'ecosistema terrestre (c). Les fletxes mostren les vies preferents del moviment d'aigua de l'ecosistema terrestre a l'aquàtic. Mentre que a les zones humides l'aigua de la conca s'escola pel subsòl, travessa la ribera i arriba al riu; les condicions hidriques de les zones àrides afavoreixen el desplaçament d'aigua del riu cap a la ribera. Figura modificada a partir de Martí et al., 2000.

s'hi puguin desenvolupar. Per exemple, les truites són molt sensibles a les temperatures elevades. L'existència d'un bosc de ribera ben desenvolupat manté les condicions òptimes de temperatura per a aquests organismes, i evita així canvis tèrmics diaris molt acusats durant l'estiu. La vegetació de ribera també proporciona grans quantitats de matèria orgànica al riu. És precisament la fullaraca una font d'aliment per a les comunitats fluvials des de bacteris i fongs fins a tot tipus d'invertebrats. En la majoria dels casos, aquesta matèria orgànica esdevé el recurs principal per al funcionament del riu (Fig. 5). Al mateix temps, la fullaraca també actua com a substrat, contribuint a incrementar la diversitat d'hàbitats dels rius i per tant a la riquesa d'espècies. Finalment, les riberes estableixen els marges dels rius i contribueixen a mantenir l'estructura morfològica de la llera. En definitiva, incrementen la disponibilitat d'hàbitats per als organismes (Fig. 5).

A través de les connexions hidrològiques entre la conca, la ribera i el riu, les riberes també influeixen sobre la qualitat química de l'aigua del riu. En zones temperades, bona part de l'aigua que drena la conca arriba al riu mitjançant un flux subsuperficial (és a dir, l'aigua que s'infiltra pel sòl i s'escola o bé cap al subsòl o bé cap al freàtic; Fig. 6). Durant aquest transport, els nutrients dissolts en l'aigua drenada, i en particular els nitrats, són aprofitats tant pels microorganismes del sòl com per la vegetació de les riberes. Entre els diferents processos metabòlics que es donen en aquesta zona, cal destacar l'assimilació de



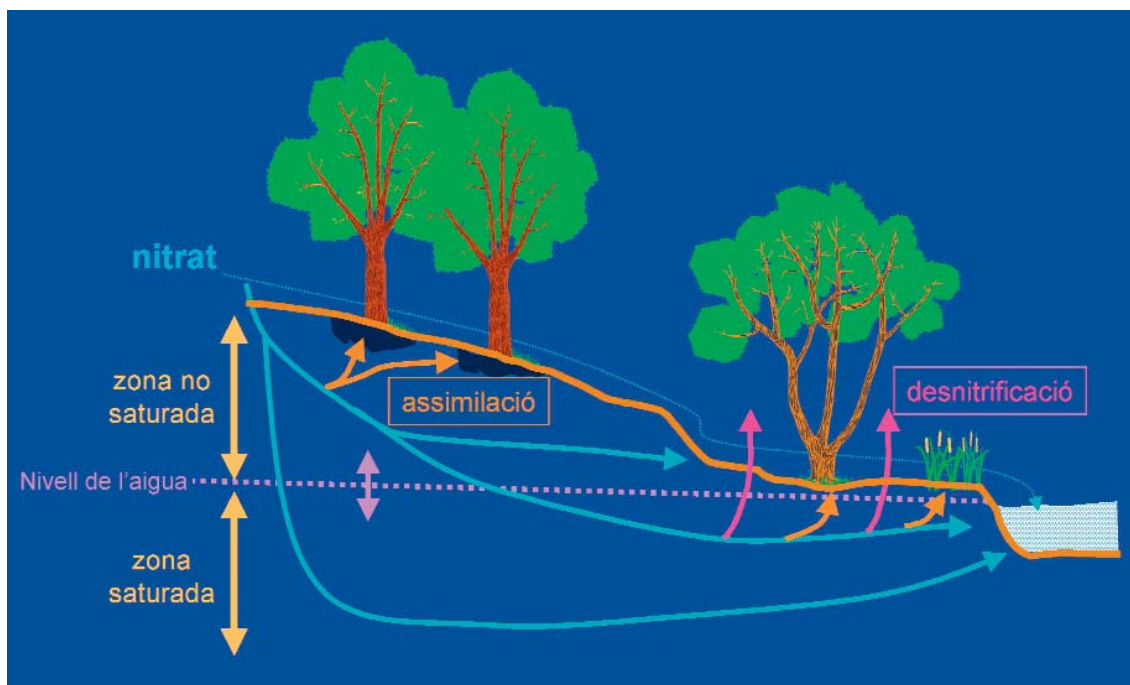


Figura 7. Secció transversal de la ribera i el riu. Aquest esquema mostra els diversos recorreguts que pot seguir el nitrat en el seu transport des de l'ecosistema terrestre cap al riu (fletxes blaves). En aquest recorregut, part del nitrat pot ser retingut a la zona de ribera mitjançant dos processos biològics: l'assimilació (fletxes taronges) i la desnitrificació (fletxes roses). Aquests processos contribueixen a disminuir la càrrega de nitrat que arriba al riu procedent de la conca adjacent.

nutrients i la desnitrificació (Fig. 7). Aquests processos comporten una disminució gradual de la concentració de nitrat a mida que l'aigua circula des de la zona de ribera cap al riu. Per tant, aquesta zona redueix la quantitat d'aquest nutrient que finalment arriba al riu. En estudis recents realitzats en zones de ribera de diversos rius europeus s'ha vist que aquesta reducció pot ser d'entre un 5 i un 30 % de la concentració de nitrat per metre transversal de ribera recorregut (Sabater et al., 2003). En aquest sentit, des dels anys 90, aquestes zones han estat considerades com a elements paisatgístics cabdals ja que són considerats "filtres" de l'excés de nitrats que arriben de manera difosa als ecosistemes aquàtics procedents dels fertilitzants agrícoles. Aquesta característica ha fet reconsiderar la preservació i la millora dels boscos de ribera com una de les principals estratègies d'actuació per tal de reduir l'excés de nitrogen que ve de zones agrícoles cap als sistemes aquàtics (Haycock et al., 1997).

Aquesta capacitat de retenció de les riberes, principalment en zones temperades humides, es veu afavorida pel fet que els sòls riparis són molt rics en matèria orgànica i que, bona part de l'any, estan saturats d'aigua. Circumstàncies que propicien l'anòxia i que per tant, afavoreixen la desnitrificació (o sigui el pas de nitrat a nitrogen gas). Aquest procés microbià suposa una pèrdua neta de nitrogen cap a l'atmosfera. Però en el cas de les

regions àrides o semiàrides (com és el cas de bona part de Catalunya), l'escassetat d'aigua comporta que el nivell freàtic estigui força baix bona part de l'any i això faci que els sòls gairebé mai es trobin saturats d'aigua. En aquestes condicions, la desnitrificació es troba només circumscribida tant en el temps (moments de pluges intenses) com en l'espai (zones on s'acumula aigua en el sòl de la ribera; Bernal et al., 2003). És per això que en aquestes regions la disminució de nitrats sigui segurament ocasionada per la vegetació de ribera que té accés, per mitjà dels seu sistema radicular, a les aigües freàtiques relativament fondes. Per tant, en aquests casos, el paper de la zona de ribera com a filtre dels nutrients que arriben de la conca pot esdevenir limitat.

En aquestes regions les riberes actuen també de filtres però sobre aquells nutrients dissolts que ja transporta el riu. A diferència de les regions temperades humides, en regions força àrides bona part de l'aigua procedent de la conca hi arriba mitjançant l'escollament superficial durant els episodis de pluges intenses. Això provoca crescudes sobtades del cabal del riu, i l'increment del nivell de l'aigua del riu en relació al baix nivell freàtic de la zona de ribera la qual afavoreix que hi hagi un desplaçament de l'aigua del riu cap a la ribera (Fig. 6). A més a més, durant l'estiu quan el cabal del riu és força més baix, l'evapotranspiració per part de la vegetació de ribera també afavoreix que l'aigua del riu cir-



culi cap a la ribera. Per tant, en regions àrides i semiàrides la connexió hídrica entre la ribera i el riu sol ser sovint inversa a la descrita en zones temperades (Fig. 6; Martí et al., 2000). Aquest fet incrementa la capacitat de retenció entre riu i ribera, atès que una fracció de l'aigua fluvial que circula a través de la ribera és transportada aigües avall més lentament (és a dir, s'incrementa el temps de residència de l'aigua dins l'ecosistema fluvial). Un cop a la ribera, els nitrats de l'aigua són assimilats per la vegetació, i fins i tot hi ha desnitrificació si les condicions ambientals són les òptimes.

En general, tant a les zones temperades humides com a les àrides, les riberes són elements clau en la regulació de l'excés de nutrients bé provinquin de la conca o bé siguin transportats pel riu. Els diferents graus d'efectivitat de retenció dependran a) de les condicions hidrològiques (temps de residència de l'aigua, nivell de saturació del sòl), b) les característiques del sòl (quantitat de matèria orgànica, grau de contacte entre el sòl i l'aigua) i c) dels processos microbiològics dominants. Cal recordar que, si bé la desnitrificació suposa una pèrdua neta de nitrogen en forma de nitrat, l'assimilació de nitrat per part de la vegetació només comporta una retenció transitòria, ja que part del nitrogen que passa a formar part de la matèria viva retorna tard o d'hora a l'ecosistema en forma de nitrogen inorgànic.

El paper del riu i la ribera des d'una perspectiva de conca

Quant a la conca, la xarxa fluvial i les riberes adjacents són components clau de l'estructura del paisatge ja que contribueixen a interconnectar els seus diferents elements. Per exemple, actualment és ben coneguda la rellevància de les riberes com a corredors biològics (Fig. 8). Aquesta interconnexió es fa més palesa a les capçaleres on la xarxa és

més ramificada i la interfase entre l'ecosistema terrestre i aquàtic no és tan clarament definida. A més a més, la xarxa fluvial esdevé l'eix vertebrador de tota la conca, li otorga una entitat pròpia i actua com a vector de connexió entre l'ecosistema terrestre i el marí. En aquest sentit, l'elevada productivitat observada a les zones estuàries es veu en gran part sostinguda i influenciada pels materials transportats pels rius.

Ja en els anys 60, el professor Ramon Margalef reconeixia la importància que té el fet de considerar els lligams que hi ha entre l'ecosistema terrestre i el fluvial per interpretar-ne les característiques físiques, químiques i biològiques. Els rius són receptors tant de l'aigua com dels materials (tant dissolts com en partícules) que provenen de la conca, i per tant, les característiques dels rius són un bon reflex de les "activitats" que es donen a la conca. Per il·lustrar això, el professor Margalef establí un paral·lelisme metafòric entre el paper que juga l'ecosistema fluvial en la conca i el sistema nefrític en el cos humà (Fig. 9). Dins d'aquest context, podem ampliar aquest paral·lelisme incloent els atributs funcionals dels rius i de les riberes i la mateix temps considerar l'heterogeneïtat espacial dins de la conca pel que fa a la rellevància d'aquests atributs. Val a dir que en aquest exercici de comparació és important tenir en compte que ambdós sistemes mantenen una estructura jeràrquica de funcionament. Això vol dir que cada nivell d'observació està constituït per un conjunt d'unitats del nivell inferior, i que presenta unes característiques pròpies que vénen determinades pels processos que es donen en el nivell inferior i condicionades i/o limitades per l'estructura dels nivells superiors (Frissell et al., 1986; Fig. 9). Tenint present aquestes consideracions, la conca de la xarxa fluvial actuaria de forma similar com si fos un sistema nefrític o urinari ja que també rep els excedents hídrics i les

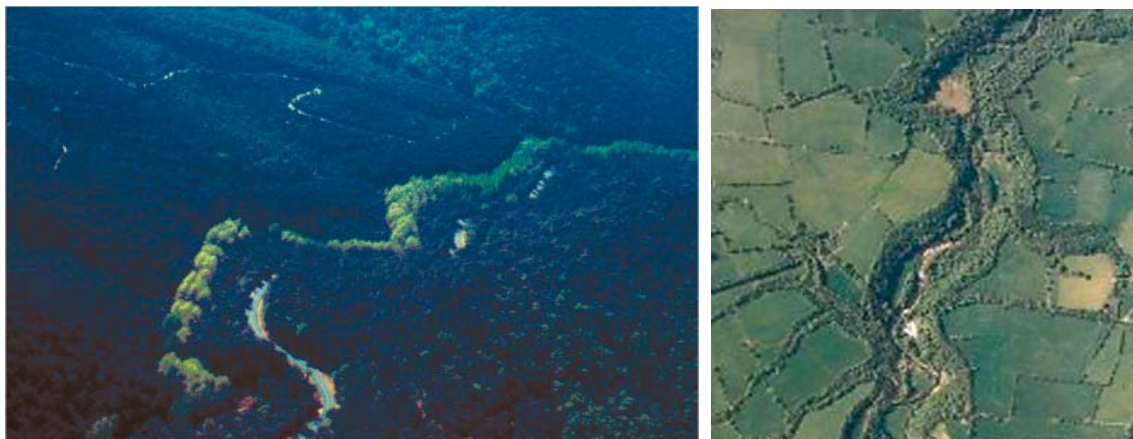


Figura 8. Fotografies aèries de dos paisatges amb usos del territori contrastats: un forestal (esquerra) i l'altre agrícola (dreta). En ambdós casos es constata el paper de l'ecosistema riberenc i fluvial com a eix vertebrador del paisatge així com la rellevància de les riberes com a corredors biològics.



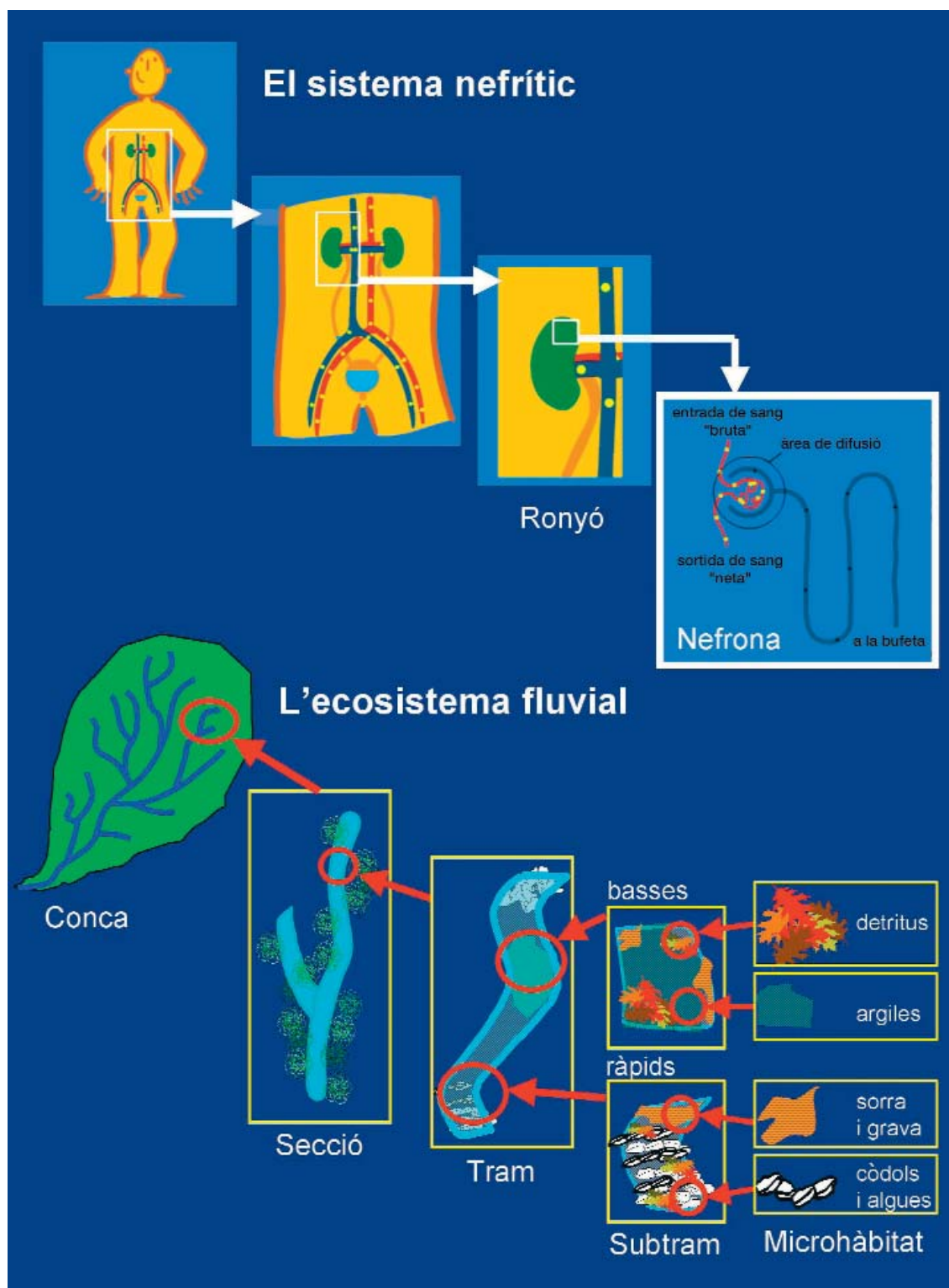


Figura 9. Comparació entre el sistema nefrític i l'ecosistema fluvial. Ambdós sistemes tenen una organització jeràrquica i es pot establir una relació de paral·lelisme quant al paper funcional que té el sistema nefrític en el cos humà i la xarxa fluvial a la conca (en el text trobareu l'explicació més detallada).

substàncies que provenen dels sistemes o òrgans adjacents (ecosistemes terrestres). Dins d'una xarxa fluvial, els rius relativament petits situats bàsicament a les capçaleres juntament amb les zones de ribera adjacents

farien el paper de ronyons (Fig. 9), a resultes del seu paper regulador i de "filtre" de les substàncies transportades aigües avall. Finalment, i dins d'aquesta lògica, la interfase entre el sediment i l'aigua (la llera en el cas



dels rius i el sòl saturat en el cas de la zona de ribera) actuarien com a nefrona (Fig. 9). És a dir, és en aquest nivell on té lloc el contacte entre els nutrients i els organismes i on es donen tots els processos metabòlics rellevants per l'autodepuració fluvial.

Aquestes consideracions tenen clares implicacions a l'hora de considerar estratègies apropiades per a la gestió dels ecosistemes fluvials amb vista a una millora de la qualitat de l'aigua. Qualsevol alteració de l'estructura de la xarxa fluvial, dels rius petits i les riberes, o de la llera dels rius, així com qualsevol increment de nutrients procedents de fonts puntuals i difoses com a conseqüència de l'activitat humana, poden comportar una disfuncionalitat de l'ecosistema que es pot reflectir en una menor capacitat de processament; o dit d'una altra manera: una disminució de la capacitat autodepurativa fluvial amb les conseqüents implicacions sobre la qualitat de l'aigua. Com ja hem comentat anteriorment, la màxima reactivitat dels rius es troba localitzada a les capçaleres, i pel que fa a les zones de ribera, la seva importància s'incrementa aigües avall (en els trams mitjos i baixos). Per tant, la configuració de la xarxa de drenatge (número i longitud total de rius petits, distribució de rierols a la conca...) és un factor determinant en l'exportació de materials dins d'una conca. És per això que amb vista a una gestió integrada de tota conca caldria preservar aquestes zones al màxim atesa la seva importància funcional.

En aquest sentit, a Catalunya, un percentatge molt elevat de la xarxa fluvial està constituït per rius relativament petits. A més, el fet de ser un país relativament eixut, fa que rius de mida més gran també en algun moment de l'any puguin tenir una paper rellevant a l'hora d'autodepurar la càrrega de nutrients aigües avall. Per tant, a Catalunya, si volem mantenir més control sobre la qualitat de les aigües fluvials caldria esmerçar esforços per mantenir la integritat ecològica dels petits rius i rierols, i tenir cura de la vegetació de ribera. Malauradament, no sempre és així, doncs cal recordar que són els petits rierols els més vulnerables; i que bona part dels boscos de ribera han sofert des de sempre una explotació constant. Cal afegir també l'efecte de les freqüents obres hidràuliques que impliquen modificacions en la llera i alteracions de la interacció entre l'aigua i el sediment, les quals tenen conseqüències negatives sobre la capacitat autodepurativa fluvial, perquè alteren el paper bioreactor dels organismes associats al substrat. Igualment, les canalitzacions de rius comporten una desconexió entre la zona de ribera i el riu i n'alteren el funcionament conjunt. No cal oblidar tampoc que l'empobriment de la zona de ribera o la seva eliminació redueix la capacitat de filtre d'a-

quests ecosistemes. La implantació d'una xarxa d'estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) ha contribuït a millorar la qualitat de l'aigua, reduint les entrades puntuals de nutrients als rius, i així disminuir l'efecte negatiu que les aigües residuals no tractades tenen sobre els rius. En aquest cas, i seguint amb el paral·lisme exposat anteriorment, les EDAR podrien ser enteses com un sistema de diàlisi de la conca, el qual complementa el paper de "bioreactor" que de manera natural fa el riu. De fet, en aquest sistema artificial (és a dir les EDAR) s'intensifiquen i optimitzen alguns dels processos, sobretot aquells encaminats a eliminar nutrients, que tenen lloc al riu; això sí a partir d'un consum energètic.

Abans de la Directiva Marc de l'aigua desenvolupada a Europa la legislació existent se centrava bàsicament a millorar la qualitat química de l'aigua per tal que aquesta pogués ser àmpliament utilitzada per a qualsevol tipus d'activitat humana. No obstant això, la present Directiva aborda la problemàtica des d'una visió més àmplia i pretén preservar el bon estat ecològic dels ecosistemes aquàtics. Això suposa una nova perspectiva pel que fa a la definició de qualitat i reclama la utilització de nous paradigmes de mesura molt més integradors i encaminats cap a una visió més ecosistèmica. És en aquest nou context on el coneixement d'aspectes funcionals pren un valor afegit. Un altre aspecte interessant de la Directiva pel que fa a les normatives ha estat el fet de no fixar uns valors d'emissió concrets (considerats en legislacions anteriors), sinó que en cada cas les emissions s'han d'adequar per tal de causar el menor impacte possible sobre el medi fluvial receptor. En aquest sentit, el coneixement dels aspectes funcionals i dels seus mecanismes es fa imprescindible amb vista a potenciar noves eines de gestió per a la millora de la qualitat de les aigües fluvials. Finalment, és evident que dins d'aquest nou marc legal, els criteris de gestió per al manteniment i restauració dels ecosistemes aquàtics s'han d'abordar necessàriament des d'una perspectiva de conca, i és en aquest nivell on cal determinar i preservar aquells components del paisatge més altament "reactius" (considerats "hot spots", McClain et al., 2003), ja que també aquests són els més vulnerables.

Bibliografia

- ALEXANDER, R.B., R.A. SMITH i G.E. SCHWARZ (2000). Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*. 403: 758-761.
- ARMENGOL, J., M. COMERMA, J.C. GARCÍA, M. ROMERO, J.J. RODRIGUEZ i A. VIDAL (1999). Contribució al coneixement de l'ecologia



- aquàtica de l'embassament de Sau. *Quaterns ATLL*. Recull número 3.
- BERNAL, S., A. BUTTURINI, E. NIN, F. SABATER i S. SABATER (2003). Leaf litter dynamics and nitrous oxide emission in a Mediterranean riparian forest. *Journal of Environmental Quality*, 32: 191-197.
- BUTTURINI, A. i F. SABATER (1998). Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream. Hydrological versus temperature control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1938-1945.
- FRISSELL, C.A., W.L. LISS, C.E. WARREN i M.D. HURLEY (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.
- HAGGARD, B.E., D.E. STORM i E.H. STANLEY (2001). Effects of a point source input on stream nutrient retention. *Journal of American Water Resources Association*, 37: 1291-1299.
- HAYCOCK, N.E., T.P. BURT, K.W.T. GOULDING i G. PINAY (1997). *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. Harpenden (UK), Quest Environmental.
- HOWARTH, R.W., G. BILLEN, D. SWANEY, A. TOWSEND, N. JAWORSKI, K. LAJTHA, J.A. DOWNING, R. ELMGREN, N. CARACO, T. JORDAN, F. BERENDSE, J. FRENEY, V. KUDEYAROV, P. MURDOCH i ZHU ZHAO-LIANG (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- MARTÍ, E. i F. SABATER (1996). High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology*, 77: 854-869.
- MARTÍ, E., S.G. FISHER, J.D. SCHADE i N.B. GRIMM (2000). Flood frequency and stream-riparian linkages in arid lands. A *Streams and Ground Waters* (J.B. JONES i P.J. MULHOLLAND, eds.) pp. 111-136. Academic Press, London (UK).
- MARTÍ, E., J. AUMATELL, LL. GODÉ, M. POCH i F. SABATER (2004). Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality*, (en premsa).
- MCCLAIN, M.E., E.W. BOYER, C.L. DENT, S.E. GERGEL, N.B. GRIMM, P.M. GROFFMAN, S.C. HART, J.W. HARVEY, C.A. JOHNSTON, E. MAYORGA, W.H. McDOWELL i G. PINAY (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of aquatic and terrestrial ecosystems. *Ecosystems*, 6: 301-312.
- NEWBOLD, J. D., J.W. ELWOOD, R.V. O'NEILL i W. VAN WINKLE (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 860-863.
- PETERSON, B.J., W.M. WOLLHEIM, P.J. MULHOLLAND, J.R. WEBSTER, J.L. MEYER, J.L. TANK, E. MARTI, W.B. BOWDEN, H.M. VALETT, A.E. HERSHEY, W.H. McDOWELL, W.K. DODDS, S.K. HAMILTON, S. GREGORY i D.D. MORRALL (2001). Controls of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292: 86-90.
- SABATER, S., A. BUTTURINI, J.C. CLEMENT, T. BURT, D. DOWRICK, M. HEFTING, V. MAÏTRE, G. PINAY, C. POSTOLACHE, M. RZEPECKI i F. SABATER (2003). Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems*, 6: 20-30.
- STREAM SOLUTE WORKSHOP (1990). Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 95-119.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL, i C.E. CUSHING (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- WEBSTER, J.R. i B.C. PATTEN (1979). Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, 49: 51-72.



