

LES RIERES LITORALS I LA DIRECTIVA MARC DE L'AIGUA

Antoni Munné i Torras

Àrea de Planificació. Agència Catalana de l'Aigua

Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona

Introducció

La Directiva marc en política d'aigües de la Unió Europea, aprovada pel Parlament Europeu i pel Consell el 23 d'octubre de 2000, i publicada al DOCE el 22 de desembre de 2000 (2000/60/CE), origina i condiciona un canvi important en el concepte de gestió, protecció i planificació de l'ús de l'aigua i els espais associats en aquest medi, tant a les masses d'aigua continentals (superficials i subterrànies), com a les costaneres i les de transició. En aquesta Directiva es deixa de veure l'aigua que discorre pel territori des d'un punt de vista únicament hidràulic, comercial i social, i es concep aquest recurs com a part estructural i funcional indispensable del medi natural i integrat, dins d'un marc d'ús i gestió sostenible. Així, doncs, l'entrada en vigor de la DMPA, el 22 de desembre de 2000 (dia de la seva publicació al DOCE), i la seva posterior transposició a la normativa estatal, requerida per abans del 22 de desembre de 2003, condicionen un seguit de canvis des del punt de vista normatiu, en els àmbits estatal i autonòmic, així com en la planificació, gestió i control, de manera integrada, de les masses d'aigua tant continentals (superficials i subterrànies) com costaneres.

Per a la implantació dels criteris i objectius de la Directiva marc de l'aigua caldrà realitzar un seguit de treballs i estudis per a la generació de plans i programes, que se sintetitzaran posteriorment al Pla de gestió (nou Pla hidrològic). Els treballs realitzats i, en general, els nous criteris de gestió, intervenció i planificació dels sistemes aquàtics, hauran de basar-se en els principis fonamentals de la Directiva:

- Principi de no-deteriorament i manteniment del bon estat de les masses d'aigua superficials i subterrànies
- Principi d'enfocament combinat de la contaminació i gestió integrada del recurs
- Principi de participació social i transparència en les polítiques de l'aigua
- Principi de plena recuperació de costos en la gestió dels recursos i dels espais aquàtics.

A partir d'aquests principis s'haurà d'articular el procediment per a la seva implantació. El principal objectiu de la Directiva marc de l'aigua és l'assoliment del bon estat ecològic dels sistemes aquàtics superficials (a part dels considerats fortament modificats i artificials), i el bon estat químic i quantitatiu de les aigües subterrànies. D'aquesta manera, la gestió i planificació dels recursos hídrics, i dels seus espais associats, s'han de desenvolupar sota els següents condicionants:

- Prevenir el deteriorament de l'estat de les aigües des de l'entrada en vigor de la Directiva (finals de 2000).

- Arribar al bon estat de les aigües, sota l'enfocament combinat i la gestió integrada, i amb elements d'anàlisi que ens mesurin l'estructura i el funcionament de l'ecosistema, en el cas de les aigües superficials, i la bona qualitat química i equilibri quantitatiu sostenible, en el cas de les aigües subterrànies, abans de finals de 2015.

En el cas dels sistemes fluvials litorals, rieres i torrents, de cabal molt variable i temporal, de petita conca i, en la majoria dels casos, amb elevats pendents, almenys als trams de capçalera, l'aplicació dels objectius i criteris de la Directiva marc de l'aigua poden esdevenir tot un repte, a causa de la singularitat en el funcionament i l'estructura de les comunitats biològiques presents o pròpies d'aquests sistemes (Boulton i Suter, 1986; Sabater et al., 1993; Gasith i Resh, 1999; Vidal-Abarca, 2001). Mentre que la majoria de sistemes fluvials considerats normalment presenten uns cabals més o menys permanents, tot i les fluctuacions naturals del seu règim, les rieres litorals es caracteritzen per una accentuada intermitència i temporalitat del flux, combinat amb fortes i sobtades crescudes, la qual cosa condiciona la morfometria i morfodinàmica del sistema fluvial que, al mateix temps, modifica els micro i meso hàbitats presents en aquests sistemes, amb el predomini de basses i zones lèntiques i amb una accentuada variabilitat i seqüenciació temporal en la seva estructura (Gasith, 1999; Prat et al., 2000). Aquesta situació provoca que els elements d'anàlisi fins ara





Figura 1. Crescoda en una riera litoral i inundació del nucli urbà construït sobre la modificació del canal fluvial.

utilitzats i desenvolupats per a la diagnosi integrada dels ecosistemes fluvials puguin arribar a ser insuficients o inadequats per a aquests sistemes, i sigui necessari la cerca i implementació de nous protocols d'anàlisi que, fins i tot, tinguin en compte diferents elements de l'estructura física i biològica d'aquests sistemes peculiars i poc analitzats (Moreno et al., 1996).

De manera generalitzada, les petites rieres i torrents litorals han estat sistemàticament menyspreats i alterats per l'acció de l'home. La seva petita entitat i escàs cabal, encara que temporal, ha generat la falsa sensació d'inexistència i, en nombroses ocasions no han estat considerats com a sistemes fluvials amb un ecosistema propi i singular. Aquest desconeixement generalitzat i la indiferència vers aquests sistemes tan singulars i fràgils, ha esdevingut com a conseqüència d'un desenvolupament urbanístic, moltes vegades desorganitzat i excessivament depredador, que ha ignorat sistemàticament l'existència d'aquests sistemes fluvials. Les conseqüències s'han detectat tant des del punt de vista ambiental, destrucció d'espècies pròpies d'aquests sistemes i dels hàbitats que les sustenten, com des del punt de vista hidràulic i de seguretat ciutadana, inundacions de carrers i habitatges, accidents, arrossegaments en crescudes, morts, etc. (Fig. 1). Aquesta actitud i situació ha de canviar, i la

implantació dels criteris i objectius de la Directiva marc de l'aigua han de permetre establir els criteris de protecció d'aquests sistemes, així com les eines d'anàlisi del seu estat ecològic.

L'estat ecològic

El concepte d'estat ecològic sorgeix com a element clau de mesura per a l'anàlisi de la qualitat dels sistemes aquàtics, on s'integra una visió del seu estat de salut mitjançant l'anàlisi de les comunitats biològiques que hi habiten, complementat amb les característiques hidromorfològiques i les fisicoquímiques. Aquest es concreta en l'anomenada Directiva marc de l'aigua (2000/60/CE) (Taula 1).

La definició d'estat ecològic ha estat transposada a la legislació catalana (Llei 6/1999), i estatal (Llei 46/1999, i text refós de la Llei d'aigües 1/2002), les quals es varen inspirar en els treballs previs a la publicació final de la Directiva marc de l'aigua. De totes maneres, cal encara integrar tota la filosofia de la nova directiva als plans i programes i els procediments de planificació de les respectives administracions de l'aigua i, sobretot, als criteris d'intervenció i gestió de l'espai aquàtic, que quedi reflectit en un nou pla de gestió de conca (o pla hidrològic).

La mesura de l'estat ecològic és un concepte que està en desenvolupament i discussió (Prat et al., 2000) i, tot i que existeixen



Taula 1. Elements que cal considerar en la definició de l'estat ecològic dels sistemes fluvials segons la Directiva marc de l'aigua (Annex V).

Paràmetres biològics	Flora Invertebrats bentònics Ictiofauna
Paràmetres hidromorfològics	Règim hidrològic <i>Quantitat i dinàmica del flux</i> <i>Connexió amb les aigües subterrànies</i> Continuïtat del riu Condicions morfològiques <i>Elements hidràulics</i> <i>Substrat</i> <i>Estructura de la ribera</i>
Paràmetres fisicoquímics	Generals <i>Temperatura</i> <i>Oxigen dissolt</i> <i>Sals</i> <i>Acidificació</i> <i>Nutrients</i> Específics <i>Substàncies prioritàries</i> <i>Substàncies abocades en quantitats significatives</i>

alguns exemples inicials d'aplicació i procediment simplificat de mesura (Prat et al., 2000a), encara manca concretar la seva aplicació, i queden alguns interrogants per aclarir, com la manera concreta com es combinaran els diferents elements d'anàlisi, quins seran els objectius de qualitat exigibles per a cada tipus de sistema a analitzar, quins i quants tipus de sistemes aquàtics tenim, o quina serà la seva eficàcia per a la gestió.

Ja fa temps que s'està treballant científicament en la diagnosi de la qualitat biològica de l'aigua en rius (Prat et al., 1983) i, en els darrers anys, s'han anat realitzat diferents estudis que consoliden i milloren la diagnosi ambiental integrada, utilitzant algues (Cambra et al., 1991; Muñoz i Prat, 1994; Merino et al., 1994; Sabater et al., 1996), macroinvertebrats (Muñoz et al., 1998; Munné i Prat, 1999), combinant macroinvertebrats i bosc de ribera (Prat et al., 2002), i peixos (Aparicio et al., 2000). Des de l'Administració hidràulica competent a les conques internes de Catalunya (l'Agència Catalana de l'Aigua), s'han iniciat i instal·lat xarxes de control de qualitat utilitzant índexs basats en macroinvertebrats, el BMWPC (Benito i Puig, 1999) i, actualment, s'està introduint l'ús d'indicadors de la qualitat ripària, com el QBR (Munné et al., 1998; 2003), i l'IVF (índex de vegetació fluvial) (Gutiérrez et al., 2001). En aquests moments també es treballa en el desenvolupament i definició de les eines i protocols d'anàlisi de l'estat ecològic en les diferents categories de masses d'aigua, rius, llacs, zones humides, embassaments, etc., mitjançant la creació en l'ús de diatomees, peixos, macròfits i indicadors morfomètrics.

Tipificació dels sistemes aquàtics

Els diversos elements d'anàlisi de la qualitat dels sistemes fluvials han de ser ajustats a les característiques i al context ecosistèmic de cada un dels diferents tipus dins les categories de masses d'aigua. En alguns casos, tan sols caldrà ajustar els objectius de qualitat mitjançant l'anàlisi dels respectius estats de referència en cada tipus; en altres casos, caldran petites variacions sobre la mètrica utilitzada i el sistema de comptabilització, que dependrà de les comunitats pròpies de cada tipus de sistema. En el cas de les rieres litorals, el procediment d'anàlisi de l'estat ecològic suposa un canvi important en els procediments i mètriques utilitzades, i l'element de referència pot esdevenir un repte de difícil definició.

Per tal d'ajustar els procediments i les mètriques de diagnosi de l'estat ecològic a la realitat contextual dels diferents tipus i ambients aquàtics, la Directiva marc de l'aigua proposa primer catalogar els diferents sistemes aquàtics presents a la demarcació hidrogràfica (rius, llacs, zones humides, etc.), a partir d'aquí, fer-ne una tipologia per a cada una de les categories i, posteriorment, decidir quins elements del sistema s'han d'utilitzar, i de quina manera, per a la mesura concreta de l'estat ecològic.

Les rieres litorals amb un règim hidrològic variable i accentuada temporalitat constitueixen, per si mateixes, un tipus concret dins de la categoria de rius. En els treballs de tipificació i caracterització de la xarxa fluvial de les conques internes de Catalunya, realitzats des de l'Agència Catalana de l'Aigua en conveni amb el Departament d'Ecologia de la Univer-



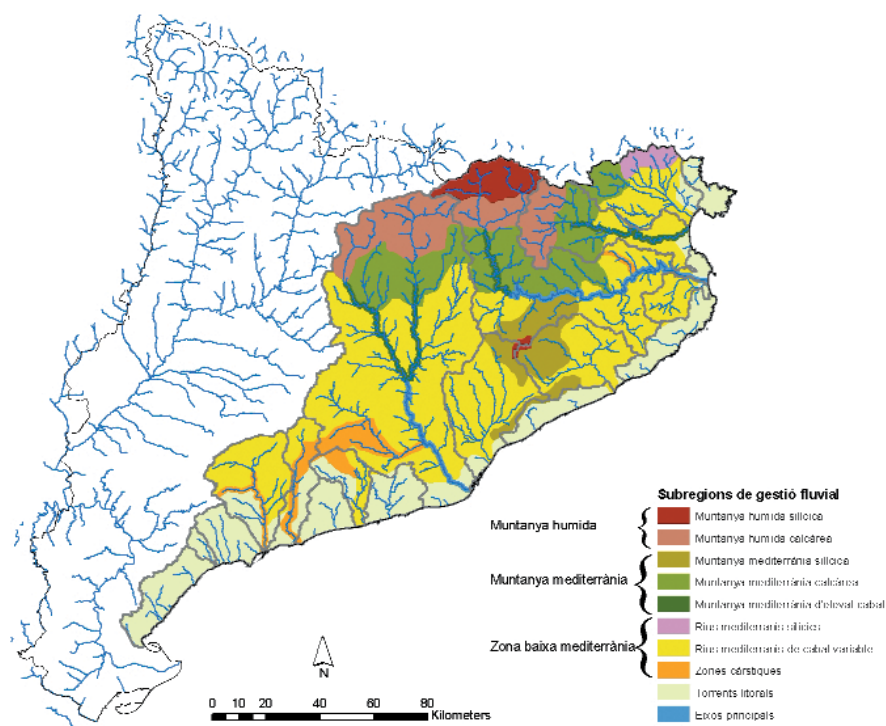


Figura 2. Tipus fluvials definits a les conques internes de Catalunya d'acord amb els criteris de la Directiva marc de l'aigua (Munné i Prat, 2002).

stat de Barcelona (Munné i Prat, 2002) (Fig. 2, Taula 2), es delimita clarament el tipus fluvial "rieres litorals", caracteritzades per posseir una petita conca de drenatge, inferior a 250 km²; una mitjana interanual per sobre de 100 dies secs a l'any (més del 25 % dels dies de l'any), i estar situades a la franja litoral de les conques internes de Catalunya. Són el que anomenem rieres, torrents, barrancs i rambles litorals, amb aportacions irregulars que difícilment superen els 10 hm³ anuals per unitat de conca (la majoria dels casos se situa entre 0,5 i 3 hm³/a).

La Directiva marc de l'aigua, en el seu annex V, insta els estats membres a delimitar i caracteritzar tots els sistemes fluvials amb una conca de drenatge superior a 10 km². És

evident que amb aquesta mida de conca, en zones de climatologia humida, com és el cas del centre i nord d'Europa, els rius tenen un cabal més o menys estable i continuat, mentre que en el nostre cas, en una zona predominantment de clima sec, la majoria de rius i rieres amb aquesta mida de conca mostren un cabal totalment efímer, intermitent i, en molts casos, de difícil definició. Dels 16.628 km² d'àrea que ocupen les conques internes de Catalunya, aproximadament uns 3.000 km² (el 18% de la demarcació hidrogràfica) corresponen a petites conques litorals, situades al vessant més oriental, i que drenen directament al mar (Taula 3). Aquestes es troben influenciades per un clima mediterrani semi-àrid (variable dependent de la latitud),

Taula 2. *Tipus fluvials* (5) i *subtipus de gestió fluvial* (10). definides a la xarxa fluvial (1:250.000) de les conques internes de Catalunya

Tipus fluvials	Subtipus de gestió fluvial
1. Muntanya humida	1a. Muntanya humida silícica 1b. Muntanya humida calcària
2. Muntanya mediterrània	2a. Muntanya mediterrània silícica 2b. Muntanya mediterrània calcària 2c. Muntanya mediterrània d'elevat cabal
3. Zona baixa mediterrània	3a. Zona baixa mediterrània 3b. Zona baixa mediterrània silícica 3c. Zona d'influència càrstica
4. Eixos principals	4a. Eixos principals
5. Rieres litorals	5a. Rieres litorals



Taula 3. Superfície, precipitació i aportació mitjanes interanuals de les rieres litorals de les conques internes de Catalunya (Font: ACA).

Unitats de conques	Àrea de conca (km ²)	Precipitació mitjana (mm/a)	Aportació mitjana (hm ³ /a)
Costa Brava Nord	183	639	21
Rieres litoral Muga	106	629	12
Rieres litoral Fluvià	111	635	11
Rieres Costa Brava Centre	144	650	17
Rieres Costa Brava Sud	337	710	44
Rieres Maresme	297	706	40
Rieres litoral Besòs	86	568	5
Rieres litoral Llobregat	123	605	10
Rieres litoral Garraf	339	574	28
Rieres litoral Foix	14	568	1
Rieres de la Bisbal	302	550	18
Rieres litoral Gaià	41	455	1
Rieres litoral Francolí	67	532	3
Rieres meridionals	752	609	62
Total rieres litorals	2902	620	273

la qual cosa condiciona la seva baixa aportació específica (de 0,01 a 0,1 hm³/km²), atesa la baixa pluviometria (entre 400 i 700 mm anuals), i l'elevada evapotranspiració (que pot superar el 70 i el 80% de la precipitació). Dins del tipus fluvial "rieries litorals", en trobem de més entitat, amb àrees de conca de 50 a 300 km², com són (de nord a sud) la riera de Calonge, el Ridaura, la riera d'Argenton, la riera de Begues, la riera de la Bisbal, la riera de la Boella, la riera de Riudoms, la riera d'Alforja, el Riudecanyes, el riu de Llastres, el torrent del Pi, o el barranc de l'Estany, però també trobem una munió de torrents i rierols de petita conca (entre 10 i 50 km²), tots ells amb una accentuada temporalitat i una hidrodinàmica i ecologia molt peculiars (Vidal-Abarca, 1992; Molina, 1994).

L'anàlisi de l'estat ecològic a les rieres litorals

De manera generalitzada, aquests torrents i rambles litorals, de cabal intermitent i amb elevades i sobtades crescudes, tenen una morfometria singular, generada a partir d'una morfodinàmica caracteritzada per una zona de forta erosió a les capçaleres i trams mitjans amb elevats pendents, i una zona de deposició i sedimentació als trams més baixos i de poca pendent, amb la formació de potents i inestables terrasses (zones de deposició) (Fig. 3). A les zones de deposició, planeres i pròximes al litoral, de manera natural hi són, o hi eren freqüents la formació de llacunes i zones humides (maresmes) a partir d'erosions locals a la zona de deposició i alimentades d'aigua

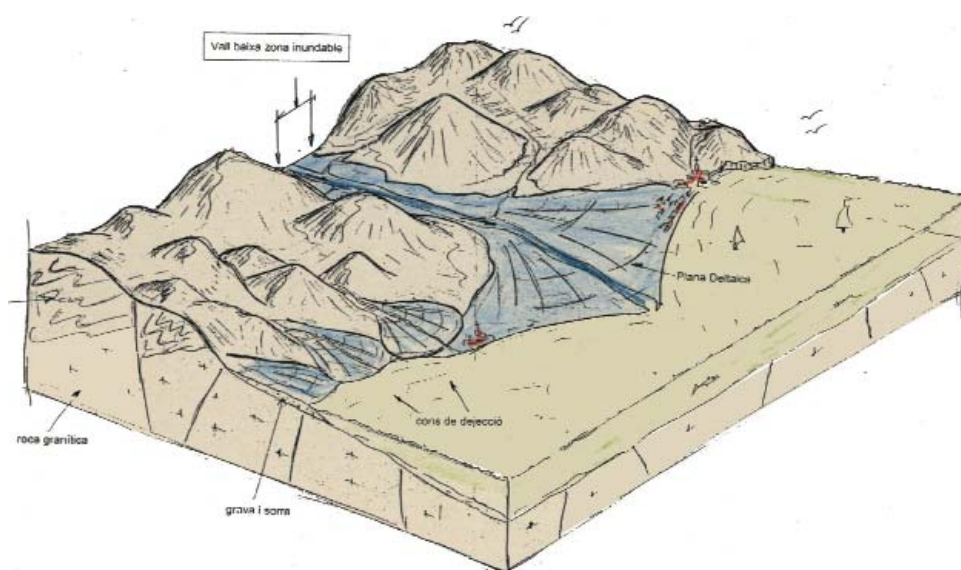


Figura 3. Esquema d'una zona inundable i de deposició d'una riera litoral i d'alguns cons de dejecció. (Font: J. Ll. Gomà)





Figura 4. Canal fluvial d'una riera litoral en la qual s'ha endegat i reduït la seva secció.

dolça del freàtic en èpoques humides, o d'aigua de mar en èpoques seques i en zones més properes al mar. Els casos més extrems els constitueixen els anomenats cons de dejecció, on la transició entre el tram d'erosió amb fort pendent, i la zona de deposició, és molt accentuada.

Aquests sistemes no solen posseir un canal baix o llera ben definida a causa de la manca de cabals circulants persistents i amb certa entitat que puguin dibuixar aquest traç, mentre que sí que mostren un canal fluvial de crescuda més o menys ben definit, ample i dimensionat per les crescudes més recurrents a partir del cabal dominant, que en aquests tipus de rieres correspon a crescudes amb elevat període de retorn (Martín-Vide, 2002). Aquest canal fluvial que de manera natural conserva unes elevades dimensions en comparació amb l'entitat del flux i cabal habitual, és el que ha sofert més variacions i alteracions, de vegades de manera deliberada, a causa del desconeixement de la seva funcionalitat hidràulica i ambiental (Fig. 4). La modificació i ocupació d'aquests canals fluvials altera l'estat ecològic del sistema i repercuteix greument en el normal desguàs de les crescudes pròpies d'aquests sistemes, generant veritables conflictes i greuges hidràulics i de seguretat ciutadana (veure Fig. 1).

Dins d'aquest canal fluvial, dimensionat per les crescudes més o menys recurrents, en condicions naturals s'hi estructura un hàbitat determinat i singular que suporta una comunitat pròpia d'aquests sistemes amb petites variacions latitudinals i altimètriques que depenen de la climatologia i temperatura ambiental. Així, són pròpies d'aquests sistemes les comunitats de vegetals perennifolis i arbustius, a diferència de les comunitats de caducifolis i de caràcter arbore típiques de riberes de cursos d'aigua més o menys permanents i amb una elevada disponibilitat hídrica. L'eixutesa del canal fluvial i del seu freàtic associat, a causa de la manca de

cabals permanents, fa que les comunitats vegetals presentin característiques pròpies de zones àrides sense que existexi, on es produeixen fortes i esporàdiques avingudes, una clara seqüenciació d'espècies al llarg de l'eix fluvial (Fig. 5). Les fortes crescudes afavoreixen l'existència d'espècies flexibles i amb un sistema reticular adaptat per suportar fortes càrregues juntament amb una elevada força de tracció. Així, són presents de manera natural les comunitats d'alcars (*Vitex agnus-castus*), als trams de baixa altitud, algunes vegades acompanyats d'altres espècies com la vinca (*Vinca major*) o algun tamariu (*Tamarix* sp.), etc., o amb la presència d'espècies introduïdes com la canya americana (*Arundo donax*). A les parts més meridionals de Catalunya, i ja en el País Valencià, l'alcàrc és substituït pel baladrar (*Rubus-Nerium oleander*). En trams on el curs de l'aigua sol ser més persistent o en una més gran altitud, amb un subsòl més humit, hi apareixen comunitats de tamarig i salzedes, depenent del tipus de substrat i sòl. Així, diferents espècies de tamaris (*T. africana* i *T. gallica*) són pròpies de sòls mineralitzats en torrents amb elevada sedimentació evaporítica, afloraments salins o zones properes al mar (zones baixes), mentre que les salzedes, de sarga (*Sapanario-Salicetum purpureae*) amb la sarga (*Salix elaeagnos*) i el saulic (*S. purpurea*) com a principals espècies, són més pròpies de sòls menys mineralitzats i trams més alts.

Pel que fa a les comunitats animals, aquestes també presenten una certa singularitat per la seva adaptació al sistema (Williams, 1987). La comunitat d'invertebrats està condicionada fonamentalment per la temporalitat i disponibilitat dels cabals circulants, i els mateixos cicles biològics s'han adaptat a aquesta temporalització (Blinn et al., 1995; Gallardo-Mayenco et al., 1995; Boix et al., 2001). D'aquesta manera trobem en èpoques de cabal continuat les comunitats pròpies d'aquestes característiques hidrològi-



Figura 5. Vegetació present en rambles i rieres litorals distribuïda irregularment dins d'un canal dimensionat per a les crescudes recurrents.



ques, que aprofiten aquesta època de l'any per nodrir les seves larves i emergir ràpidament abans de l'època eixuta; aquest és el cas de nombroses espècies d'efemeròpters, tricòpters, i alguns plecòpters com *Nemoura cinerea*, mentre que en els períodes més secs hi predominen les famílies d'odonats, coleòpters i heteròpters i algunes espècies d'efemeròpters com *Caenis* sp., *Cloeon* sp., etc. adaptades a les aigües embassades, i poc exigents a les davallades d'oxigen dissolt i les elevades temperatures. En sistemes fluvials amb marcada temporalitat i efímers, la comunitat existent sol ser menys diversa i molt especialitzada en aquesta situació, amb una elevada variabilitat temporal en la seva estructura i composició (Prat et al., 1989; Bonada, 2003). A mesura que el flux de cabal disminueix i augmenten les basses i condicions lèntiques, les interaccions biològiques de depredació i competència per a l'aliment poden augmentar en detriment de la capacitat d'adaptació a les condicions físiques i d'habitabilitat (Closs i Lake, 1994). Així, doncs, les comunitats canvien segons el tipus de flux i habitabilitat del medi fins a les condicions més extremes d'eixutesa, on els especialistes són els únics capaços de sobreviure gràcies a les adaptacions i diferents estratègies adoptades.

Pel que fa a la fauna vertebrada, aquesta també presenta una menor diversitat a mesura que augmenta el grau de temporalitat en el flux de cabal. Així, doncs, els amfibis hi són presents tan sols en èpoques humides aprofitant els petits tolls i basses per a la seva reproducció i fase larvària. La comunitat íctia sol ser molt escassa o inexistent de manera natural en aquests sistemes fluvials temporals (Vila-Gispert et al., 2002).

En aquesta situació de baixa diversitat biològica amb comunitats especialitzades i pròpies del sistema, i amb una elevada variabilitat i seqüenciació temporal, es fa difícil l'elaboració de protocols per a l'anàlisi de l'estat ecològic. Alhora, dins del tipus fluvial "rieres litorals", existeix un marcat gradient morfohidràulic, que depèn de la temporalitat i tipus de règim hidrològic i de les condicions morfomètriques de la llera i la zona al·luvial. Podem trobar des de capçaleres més o menys humides, amb un flux quasi constant, passant per trams mitjans on la intermitència del flux s'accentua més i on poden existir períodes d'eixutesa més o menys prolongats combinats amb zones de basses i aigües lèntiques sostingudes a partir del freàtic, fins a zones completament seques on tan sols hi circula aigua en episodis de tempesta i descàrrega de la conca. De fet, no hi ha unanimitat en una categorització dels rius temporals o efímers que depenen d'aquesta condició, tot i que alguns autors han apuntat a una certa classificació (Uys i O'Keeffe, 1997), que pot ser d'u-

tilitat per establir i assignar les eines d'anàlisi per a aquests sistemes naturals.

Com a síntesi, podríem subdividir les rieres litorals i rius temporals en tres subtipus, útils per a la diagnosi del seu estat ecològic i la seva gestió,

1. *Rius estacionals o temporals*. Cursos fluvials amb escàs cabal permanent i certa temporalitat. Aquests serien els rius estacionals, que poden romandre una mitjana inferior a uns 30 dies a l'any secs, coincidint amb els mesos més eixuts, i que presenten una elevada variabilitat hidrològica. Solem trobar aquests tipus fluvials en trams de capçalera de rieres litorals, en zones humides però de petita conca de drenatge (per sota de 2 km²), o en zones d'elevada conca però amb clima semiàrid i amb marcada estacionalitat.

2. *Rius intermitents*. Cursos fluvials amb elevada temporalitat, que poden romandre de 100 a 200 dies secs a l'any, i amb presència de basses esparses i desconnectades. Aquestes són rieres situades en zones de clima semiàrid o en zones on la geologia permet el drenatge de les aigües superficials en profunditat.

3. *Rius efímers o episòdics*. Cursos fluvials on tan sols circula aigua superficialment de manera esporàdica en episodis de tempesta (una mitjana inferior a 100 dies a l'any). Aquestes són rieres i torrents amb una conca de drenatge molt petita o situats en una zona de clima àrid.

Els diferents subtipus de rius definits es poden trobar al mateix curs fluvial des de la capçalera fins al mar, la qual cosa complica encara més l'anàlisi ambiental d'aquests sistemes fluvials.

Per tal de donar certa coherència a l'anàlisi de l'estat ecològic, caldrà definir per separat uns protocols específics per a cada subtipus fluvial, dins el grup de les rieres litorals, per tal d'ajustar la seva interpretació. Així doncs, com a proposta i pendent de desenvolupament, podríem analitzar l'estat ecològic dels subtipus de rieres litorals de la següent manera:

- *Rius estacionals o temporals*. En aquest subtipus es podria continuar utilitzant els índexs de qualitat biològica basats en macroinvertebrats i algues diatomees amb alguna modificació i ajust en el rang de valoració. La població íctia no és recomanable atesa la seva inexistència o baixa diversitat de manera natural.

Pel que fa a la qualitat hidromorfològica hi serien útils els índexs de valoració del bosc de ribera com a element d'anàlisi de la naturalitat i estabilització dels marges fluvials i zones inundables. Existeixen algunes adaptacions de l'índex QBR per a rieres temporals (Suárez-Alonso i Vidal-Abarca, 2000) que poden ser utilitzades, o la modificació o ajust de l'índex



IVF ens pot ser útil. Alhora, caldria complementar aquests índexs amb una valoració morfomètrica del canal fluvial analitzant el seu grau d'alteració.

- *Rius intermitents*. En aquests casos, la comunitat de macroinvertebrats podria ser utilitzada, però amb modificacions importants en la valoració i ús de les diferents famílies com a indicadors de la qualitat. En existir tan sols basses de manera desconnectada la major part del temps, és més recomanable utilitzar metodologies d'anàlisi desenvolupades per a zones humides i estanys (Moreno-Amich et al., 1999), on s'utilitzen comunitats pròpies d'aigües estancades (heleoplàncton), i limitar el període de mostreig. En aquests sistemes, també les comunitats d'algues (Cambra, 1989) i macròfites ens poden aportar informació valuosa.

Pel que fa a la qualitat hidromorfològica, els índexs basats en la comunitat vegetal poden no ser aptes sense les adequades modificacions, i caldria utilitzar una valoració morfomètrica del canal fluvial analitzant el seu grau d'alteració i ocupació.

- *Rius efímers o episòdics*. En aquests sistemes, l'anàlisi de l'estat ecològic pot esdevenir molt complicat. És evident que la manca de cabals i d'aigua al sistema, de manera més o menys permanent, impossibilita l'ús de macroinvertebrats i algues (comunitats aquàtiques) com a indicadors de la qualitat del medi. Així doncs, caldrà suplir l'absència d'indicadors aquàtics amb la mesura de l'estructura morfomètrica del canal fluvial i la qualitat de l'hàbitat que pren més rellevància. La valoració de la presència de certes espècies vegetals pròpies del sistema pot ser utilitzada com a indicador de qualitat. En aquest sentit, la iniciativa de la Secció de Ciències Naturals del Museu de Mataró a través del Grup d'Estudi i Conservació dels alocars del Maresme, de cartografiar i utilitzar l'aloc com a espècie indicadora de la naturalitat del medi (March i Corbera, 2003), pot ser un bon inici a desenvolupar.

També els indicadors hidromorfològics que mesuren el grau de naturalitat i dimensionament del canal fluvial poden ser una eina complementària i de gran ajuda.

Conclusions

És necessari el disseny i l'aplicació de protocols d'anàlisi que ens permetin diagnosticar l'estat ecològic de les rieres litorals, i l'establiment dels estats de referència adients. En aquest sentit, existeix una marcada subtipologia fluvial de rius temporals, útil per a la discriminació i ajust dels protocols d'anàlisi, on els elements morfohidràulics, acompanyats de l'anàlisi concreta d'espècies indicadores prenen rellevància. Mitjançant aquestes eines,

i el coneixement de la dinàmica i funcionament ecològic i hidrodinàmic d'aquests sistemes, podrem elaborar plans de protecció i mesures de restauració adequades. De totes maneres, urgeix un canvi de mentalitat en el plantejament urbanístic i el model territorial a desenvolupar, que permeti el manteniment i conservació d'aquests sistemes fluvials com a corredors biològics i zones d'intens desguàs d'avingudes. Actualment, el creixement urbanístic desmesurat i la depredació del territori com a recurs, accentuat en les zones del litoral, malmeten greument l'estructura i funcionament d'aquests sistemes fluvials fins al punt de fer-los desaparèixer (Mallarach, 2001). També, l'urbanisme i impermeabilització excessiva de les conques poden ocasionar canvis importants en el règim de crescudes i la desestabilització del medi hídic amb greus conseqüències sobre l'ecosistema (Prat, 2002) i el dimensionament hidràulic.

Agraïments

Gran quantitat de dades s'han extret del grup de treball ECOBILL (Departament d'Ecologia, UB) i els seus estudis de rius temporals. Agraïm especialment les aportacions de Narcís Prat, Maria Rieradevall i Núria Bonada.

Bibliografia

- APARICIO, E., VARGAS, M.J., OLMO, J.M. i SOSTOA, A. (2000). Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environm. Biology of Fishes*, 59: 11-19.
- BENITO, G. i PUIG, M.A. (1999). BMWPC un índice biológico para la calidad de las aguas adaptado a las características de los ríos catalanes. *Tecnología del Agua*, 191: 43-56.
- BLINN, D.W., SHANNON, J.P., STEVENS, L.E. i CARTER, J.P. (1995). Consequences of fluctuating discharge for lotic communities. *Journal of the National American Benthology Society*, 14(2): 233-248.
- BOIX, D., SALA, J. i MORENO-AMICH, R. (2001). Succession of the macroinvertebrate community in a temporary pond. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2586-2593.
- BONADA, N. (2003). Ecologia de les comunitats de macroinvertebrats en rius mediterranis a diferents escales i nivells d'organització. Tesis Doctoral. 355 pp.
- BOULTON, A.J. i SUTER, P.J. (1986). Ecology of Temporary Streams an Australian Perspective. *Limnology in Australia*. P. W. De Deckker, W. D. Melbourne: 313-327.
- CAMBRA, J. (1989). Freshwater algae from the Cape pf Creus peninsula, Catalonia (NE Spain). *Nova Hedwigia*, 49(3-4): 281-321.
- CAMBRA, J., SABATER, S., i TOMÀS, X. (1991).



- Diatom check-list from catalonian countries (eastern Spain). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 59: 41-55.
- CLOSS, G.P. i LAKE, P.S. (1994). Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream food web. *Ecological Monographs*, 64(1): 1-21.
- GALLARDO-MAYENCO, A., FRESNEDA, J. i TOJA, J. (1995). Distribución de los coleópteros acuáticos (insecta, coleoptera) en dos cuencas sur de la Península Ibérica. Relaciones con algunos factores del medio. *Limnética*, 11(1): 19-28.
- GASITH, A. i RESH, V.H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review on Ecology and Systematics*, 30: 51-81.
- GUTIÉRREZ, C., SALVAT, A. i SABATER, F. (2001). IVF Índex per a l'avaluació de la qualitat del medi fluvial a partir de la vegetació de ribera. *Documents tècnics de l'Agència Catalana de l'Aigua*. (www.gencat.net/aca).
- MALLARACH, J.M. (2001). Connectivitat urbanística versus connectivitat ecològica. Situació i reptes al Maresme, en el context de l'Àmbit Metropolità de Barcelona. *L'Atzavara*, 9: 39-46.
- MARCH, E. i CORBERA, J. (2003). Els alocs de les rieres del Maresme. Un projecte per al seu estudi i conservació. *L'Atzavara*, 11:
- MARTÍN-VIDE, J.P. (2002). Ingeniería de ríos. *Politécnos 9 Edicions UPC*. 331 pp.
- MERINO, V., GARCÍA, J. i HERNÁNDEZ-MARINÉ, M. (1994). Use of diatoms for pollution monitoring in the Valira Basin (Andorra). *Proceedings of the 13th International Diatom Symposium*. 107-119.
- MOLINA, C., VIDAL-ABARCA, M.R. i SUÁREZ, M.L. (1994). Floods in arid south-east Spanish areas: a historical and environmental review. *Coping with Floods*. G.E.A. ROSSI, Kluwer Academic Publishers: 271-278.
- MORENO, J.L., SUÁREZ, M.L. i VIDAL-ABARCA, M.R. (1996). Valor ecológico de las ramblas como ecosistemas acuáticos singulares. *RSEHN* Tomo extraordinario. 125 Aniversario: 411-415.
- MORENO-AMICH, R., QUINTANA, X.D., SUÑER, LL., TROBAJO, R. i GASCÓN, S. (1999). Dinámica del heleoplancton en relación a las fluctuaciones hidrológicas en aiguamolls de l'Empordà (NE península ibérica). Propuesta de un método sencillo de monitorización basado en abundancia de grupos taxonómicos. *Limnética*, 16: 17-31.
- MUNNÉ, A. i PRAT, N. (2002). Regionalització del sistema fluvial a les Conques Internes de Catalunya. Aplicació de la Directiva Marc de l'Aigua. *Documents tècnics de l'Agència Catalana de l'Aigua*. (www.gencat.net/aca).
- MUNNÉ, A. i PRAT, N. (1999). Cabals i qualitat biològica del riu Anoia. Diagnosi de l'estat del riu i dels trams finals dels afluents principals. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 5. 76 pàgs. Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.
- MUNNÉ, A., PRAT, N., SOLÀ, C., BONADA, N. i RIERADEVALL, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.
- MUNNÉ, A., SOLÀ, C. i PRAT, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- MUÑOZ, I. i PRAT, N. (1994). A comparación between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain). *Ver. Internal. Verein. Limnol.*, 25: 1945-1949.
- MUÑOZ, I., PICÓN, A., SABATER, S. i ARMENGOL, J. (1998). La calidad del agua del río Ter a partir del uso de índices biológicos. *Tecnología del agua*, 175: 60-67.
- PRAT, N. (2002). La Nueva Cultura del Agua y la gestión y ordenación del territorio. *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva Marco: Realidades y futuros*. Sevilla.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., RIERADEVALL, M., CARCELLER, F., FONS, J., CHACÓN, G., IBÁÑEZ, J., FONT, X., CARMONA, J.M. i ROMO, A. (2000). Biodiversity of a Mediterranean stream drainage network. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 135-139.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., RIERADEVALL, M. i BONADA, N. (2000). La determinación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. A FABRA, A., i BARREIRA, A. (eds.): *La aplicación de la Directiva Marco del Agua en España. Retos y oportunidades*. Madrid: IIDMA. 48-81.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., RIERADEVALL, M., SOLÀ, C. i BONADA, N. (2000a). ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius*, 8. 94 pp. Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.
- PRAT, N., MUNNÉ, A., SOLÀ, C., CASANOVAS, R., VILA, M., BONADA, N., JUBANY, J., MIRALLES, M., PLANS, M. i RIERADEVALL, M. (2002). La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2000. *Estudis de la Qualitat ecològica dels rius*, 10. 163 pàgs. Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.
- PRAT, N., PUIG, M.A. i GONZALEZ, G. (1983). Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat. II: El poblament faunístic i la seva relació amb la qualitat de les aigües. *Monografies*, 9. Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient.
- PRAT, N., REAL, M. i RIERADEVALL, M. (1989). Limnología de les rieres de Sant Llorenç i



- l'Obac, *Publ. Servei Parcs Nat. Diputació Barcelona*.
- SABATER, S., GUASCH, H., PICON, A., ROMANÍ, A. i MUÑOZ, I. (1996). Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan (river Ter, Spain). Whiton, BA, Rott, E (eds): *Use of algae for monitoring rivers II*: 97-103.
- SABATER, S., SABATER, F., i ARMENGOL, J. (1993). Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y Ciencia*, Agost: 72-79.
- SUÁREZ-ALONSO, M.L. i VIDAL-ABARCA, M.R. (2000). Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*, 201: 33-45.
- UYS, M.C. i O'KEEFFE, J.H. (1997). Simple words and fuzzy zones: early directions for temporary river research in South Africa. *Environmental Management*, 12(4): 517-531.
- VIDAL-ABARCA, M.R. (2001). Los ríos mediterráneos: Características y funciones, una perspectiva ecológica. *Life Guadajoz*: 6-7.
- VIDAL-ABARCA, M.R., SUÁREZ-ALONSO, M.L. i RAMÍREZ-DÍAZ, L. (1992). Ecology of spanish semiarid streams. *Limnética*, 8: 151-160.
- VILA-GISPERS, A., GARCÍA-BERTHOUS, E. i MORENO-AMICH, R. (2002). Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects on human disturbances. *Aquatic Science*, 64: 163-170.
- WILLIAMS, D.D. (1987). *The ecology of temporary waters*. The Blackburn Press. Caldwell. New Jersey. 205 pp.

