

SISTEMES I PROCESSOS

Variacions en el procés de la retenció de nutrients associades al desenvolupament algal en el riu de Perles (vall d'Alinyà, Alt Urgell)

Vicenç Acuña i Salazar*

Rebut: 27.11.01
Acceptat: 12.06.02

Resum

La capacitat d'autodepuració s'ha estudiat en tres trams del riu de Perles (vall d'Alinyà, Alt Urgell), un riu d'ordre quart que drena una conca calcària on hi ha una aportació de nutrients d'origen antropogènic a la part alta de la conca i una disminució progressiva en la concentració de nutrients al llarg del riu. Els trams estudiats eren similars quant a hidrologia i geomorfologia, però diferents quant a concentracions de nutrients i comunitats biològiques. L'objectiu d'aquest treball ha estat contrastar la capacitat d'autodepuració segons les diferències en la composició de la comunitat biològica. Els resultats indiquen que comunitats amb major abundància d'algues filamentosos pròpies de trams amb concentracions moderades de nutrients tenen un poder autodepuratiu major que comunitats amb menor abundància d'algues filamentosos pròpies de trams pobres en nutrients.

MOTS CLAU: autodepuració, vall d'Alinyà, eficiència de retenció, capacitat de retenció, amoni, fosfat, efecte subsidi-estrès.

* Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

Resumen

Variaciones en el proceso de la retención de nutrientes asociadas al desarrollo algal en el río de Perles (vall d'Alinyà, Alt Urgell)

La capacidad de autodepuración se ha estudiado en 3 tramos del río de Perles, (Valle de Alinyà, Alt Urgell), un río de cuarto orden que drena una cuenca calcárea en la que hay una aportación de nutrientes de origen antropogénico en la parte alta de la cuenca y una progresiva disminución en la concentración de nutrientes a lo largo del río. Los tramos estudiados eran similares en cuanto a hidrología y geomorfología pero distintos en cuanto a concentración de nutrientes y comunidad biológica. El objetivo de este trabajo ha sido contrastar la capacidad de autodepuración en función de las diferencias en la composición de la comunidad biológica. Los resultados indican que comunidades con mayor abundancia de algas filamentosas propias de tramos con concentraciones moderadas de nutrientes tienen un poder de autodepuración mayor que comunidades con menor abundancia de algas filamentosas propias de tramos pobres en nutrientes.

PALABRAS CLAVE: autodepuración, Valle de Alinyà, eficiencia de retención, capacidad de retención, amonio, fosfato, efecto subsidio-estrés.

Abstract

Varations in the process of nutrient retention related to algal development in Perles river (vall d'Alinyà, Alt Urgell)

Self-depuration capacity was studied in three reaches of Perles river (Alinyà Valley, Alt Urgell), a fourth order stream that drains a calcareous watershed where there is a focussal nutrient input of antropic origin in the headwaters and a progressive decrease in nutrient concentration downstream. The studied reaches were similar in hidrology and geomorphology but showing differences in nutrient concentration and biologic communities. The objective of this study was to contrast the self-depuration capacity in relation to biological community differences. Results showed that communities with higher recovery values of filamentous algae from reaches with a moderate nutrient concentration, had a higher self-depuration capacity than communities with smaller recovery values of filamentous algae from poor nutrient reaches.

KEY WORDS: self-depuration capacity, Alinyà Valley, uptake length, uptake rate, ammonium, phosphate, subsidy-stress effect.

Introducció

L'autodepuració en sistemes fluvials és el procés pel qual un sistema fluvial recupera el seu estat original després d'una pertorbació química. Aquesta depuració es dona per la retenció dels nutrients en el mateix sistema, cosa que fa que la concentració d'aquest o aquests nutrients vagi disminuint al llarg del riu. La retenció de nutrients en ecosistemes lòtics és una mesura integrada dels processos de l'ecosistema (Fisher & Likens, 1973; Elwood *et al.*, 1983; Grimm, 1987; D'Angelo *et al.*, 1991; Dahm, 1998), resultat de la interacció entre les propietats hidrològiques, químiques i biològiques (Valett *et al.*, 1996). Segons *Stream Solute Workshop* (1990) la retenció de nutrients és el balanç entre la captura de nutrients des de la columna d'aigua, en què es troben

en solució, cap al llit del riu o bentos, i l'alliberament des del bentos cap a la columna d'aigua. La captura seria deguda a l'assimilació per part dels organismes, i l'alliberament es donaria a través de la descomposició de la matèria orgànica, tot i que els factors fisico-químics també seran responsables d'aquest balanç. S'assumeix que les diferents respostes assumibles als processos biòtics depenen de la composició de la comunitat, de l'estructura de la xarxa tròfica, de les estratègies de vida i de la fenologia (Sabater & Martí, 2000).

En aquest treball dut a terme a la vall d'Alinyà, hem estudiat l'efecte de les diferents comunitats biològiques sobre la retenció de nutrients en tres trams que presenten diferències entre les comunitats biològiques, però no en la hidrologia ni en la litologia de la llera. Com a mesura de retenció s'ha calculat l'*uptake length* o eficiència de retenció, que es defineix com la distància mitjana que recorre una molècula de nutrient dissolta a l'aigua fins que és incorporada en forma de biomassa (Elwood *et al.*, 1983). Per conèixer l'eficiència de retenció en els diferents trams, s'han fet addicions de nutrients de curta durada, i s'ha observat la disminució en la concentració dels nutrients afegits al llarg del riu a través d'un mostreig simultani a distàncies diferents del punt d'addició. Això ens ha permès realitzar comparacions dins un mateix lloc o entre llocs de la retenció i transformació de soluts sota condicions realistes (Munn, 1989). Els nutrients adicionats han estat el fosfat, ja que generalment és un element limitant en sistemes fluvials, i l'amoni. Haver escollit l'amoni, preferiblement al nitrat, està justificat per la manca d'informació que hi ha sobre l'ús de l'amoni per organismes bentònics (Newbold, 1992), així com per l'evidència que és usat preferentment pels bacteris aquàtics, fongs i algues (Newbold, 1983). Per tal de poder contrastar resultats i fer interpretables les dades obtingudes sense necessitat

de l'ús d'un model de simulació, s'ha escollit els trams de manera que reunissin les condicions necessàries segons l'*Stream Solute Workshop* (1990).

Metodologia

Descripció dels trams

El riu de Perles, a la vall d'Alinyà (Alt Urgell), és un típic riu de capçalera de zones de muntanya mitjana, amb un règim de precipitacions irregular que pot provocar grans avingudes. Això, juntament amb el fort pendent de la conca hidrològica i la naturalesa calcària de la vall, fa que els processos de transport i erosió dominin sobre els de deposició. A causa d'això, el riu de Perles té, en la zona estudiada, una llera de còdols d'uns 50 m d'amplada i un curs a vegades trenat dins la mateixa llera. A causa de la litologia del curs fluvial, el desenvolupament arbori és pràcticament nul, la qual cosa permet una incidència solar molt elevada.

La retenció de nutrients ha estat estudiada en tres trams del riu de Perles, el 15 i el 16 de maig de 2001. Aquests trams es troben a diferents distàncies del nucli d'Alinyà, on, d'una banda, hi ha una font de contaminació puntual i constant que prové de la xarxa de clavegueram, i de l'altra, una font de contaminació no tan controlada en l'espai ni en el temps: les granges de boví i porcí. Segons les dades de concentracions de nutrients (Acuña & Prat, en premsa), en condicions normals aquestes són relativament baixes, però es poden observar increments excepcionals (fins a $401\text{mg N-NH}_4^+\text{L}^{-1}$). Els efectes d'aquesta pertorbació en el sistema es van diluint riu avall a causa del procés d'autodepuració, de manera que són diferents en el tram A (a 2,5 km), B (a 5 km) i C (a 6 km) (figura 1 i taula 1).

Mètodes de camp

Les addicions de nutrients consisteixen a afegir a una taxa constant una solució líquida amb una concentració de nutrients tal que, en

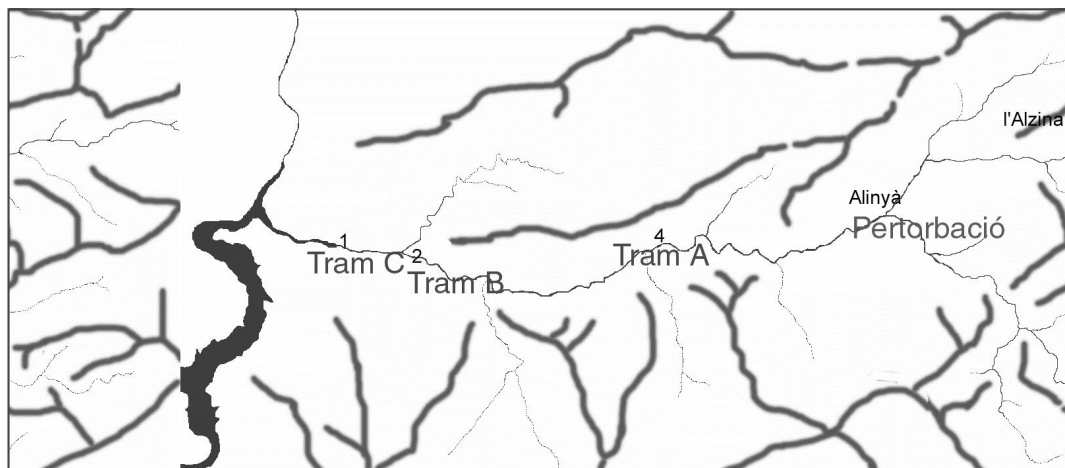


FIGURA 1. Situació dels trams on s'ha realitzat l'estudi. Escala 1:50.000.
Reaches situation in Alinyà Valley. Escala 1:50000.

TAULA 1. Característiques fisicoquímiques dels trams (mitjana de tres campanyes de mostreig l'any 2000) (Acuña 2001).

Physico-chemical characteristics of reaches (average of three surveys in 2000)(Acuña 2001).

	tram A	tram B	tram C
PH	8,25	8,42	8,38
Conductivitat elèctrica (mS/cm)	579	539	507
Oxigen dissolt ($\mu\text{g O}_2/\text{L}$)	10,31	9,27	9,14
% saturació O_2	120,05	101,50	101,35
mg N- NO_3/L	0,4875	0,3093	0,2763
mg N- NH_4/L	0,2651	0,1523	0,1265
mg P- PO_4/L	0,1539	0,0951	0,0784
Relació molar N:P	4035,44	5591,45	8058,16

ser afegida al riu, multipliqui per cinc la concentració existent. Les addicions han estat fetes en els tres trams en dos dies consecutius (15 i 16 de maig de 2001), per minimitzar així l'efecte de diferències meteorològiques, i s'han realitzat sempre entre les 10 h i les 16 h, ja que així s'asseguren unes condicions metabòliques semblants de la comunitat. Per comprovar-ho, s'ha mesurat l'oxigen dissolt durant l'estudi.

Per cada addició de nutrients, s'ha afegit una solució que contenia $\text{PO}_4^{2-}\text{-P}$ (sent $\text{Na}_2\text{HPO}_4^{2-}$ la font de fòsfor), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (sent NH_4Cl la font de nitrogen) i Cl^- (sent NaCl i NH_4Cl les fonts de clorur), que és usat com a traçador conservatiu. La solució ha estat afegida a una taxa constant a través d'una bomba peristàltica a 10 metres de l'inici del tram (punt 1) per tal de permetre la completa dilució de la solució afegida abans d'entrar en el tram. Els trams estudiats han estat de 80 m, i les mostres d'aigua s'han pres en punts de mostreig repartits de manera uniforme al llarg del tram, concretament als metres 0 (punt 1), 20 (punt 2), 40 (punt 3), 60 (punt 4) i 80 (punt 5) del tram.

La solució addicionada seguia les recomanacions de l'*Stream Solute Workshop* (1990),

on s'indica que, per obtenir una bona estima de l'eficiència de retenció, les concentracions resultants en el riu no han de sobrepassar els índexs a partir dels quals la concentració de nutrients i l'eficiència de retenció estan linealment relacionats.

Simultàniament a l'inici de l'addició, els canvis de conductivitat elèctrica deguts a l'addició de clorur han estat registrats cada cinc segons usant un registrador de dades ubicat al punt 5 del tram. Els valors de conductivitat elèctrica han estat transformats en concentracions de clorur usant una corba de regressió entre els dos paràmetres. Amb les dades de clorurs hem usat l'aproximació del balanç de masses juntament amb mesures de morfometria per obtenir els valors de cabal i la velocitat mitjana. Un cop assolit l'estat estacionari, s'ha comprovat l'efecte de dilució degut a les entrades laterals i s'han pres les mostres d'aigua per triplicat, s'han filtrat i s'han conservat en fred fins al moment de l'anàlisi. Posteriorment a la presa de mostres d'aigua, s'ha aturat l'addició, i s'ha registrat els valors de conductivitat elèctrica fins que han retornat als valors basals.

Per tal de caracteritzar la geomorfologia i les comunitats algals, s'ha realitzat una car-

tografia del percentatge de cobertura dels diferents tipus de substrat i dels tipus d'algues (filamentoses, diatomees, cianofícies, clorofícies, rodofícies i macròfits). Simultàniament s'han fet transectes de fondària i de velocitat. Per controlar les condicions de llum, s'ha mesurat la radiació fotosintèticament activa (PAR) que arribava al sistema bentònic.

Anàlisi de laboratori

L'amoni ha estat analitzat segons el mètode colorimètric del blau d'indofenol (Solorzano, 1969). El fosfat, en forma de SRP (fòsfor reactiu soluble), ha estat analitzat segons el mètode colorimètric del blau de molibdè (Murphy & Riley, 1962). El clorur ha estat analitzat usant la tècnica d'electroforesi capil·lar, conjuntament amb el sulfat i el nitrat (Waters. CIA-Quanta 5000).

Retenció de nutrients i càlculs hidrològics

Per corregir l'efecte de dilució i dispersió, s'han normalitzat en cadascun dels punts els resultats de fosfat i amoni pels de clorur, que com a solut conservatiu només és afectat per aquests dos processos (Bencala *et al.*, 1987). Assumint que els nutrients alliberats de la lleira no afecten significativament les concentracions durant l'addició i que la taxa de retenció al llarg del tram és la mateixa, s'espera que la concentració del nutrient (C) i la distància riu avall (X) segueixin una corba exponencial del tipus:

$C_x = C_0 e^{-k_L x}$ essent C_0 la concentració del nutrient corregida per la concentració basal en el punt 1 o metre 0 ($\mu\text{g L}^{-1}$), C_x la concentració del nutrient corregida per la concentració basal en el metre X ($\mu\text{g L}^{-1}$) i k_L el coeficient de canvi en la concentració del nutrient aigües avall. k_L està relacionada amb la velocitat de l'aigua (v) i amb el quocient d'eficiències de retenció (kc), a través de la equació següent: $k_L = kc/v$. L'invers de k_L és una estima

de l'eficiència de retenció del tram o *nutrient uptake length* (S_w ; Newbold *et al.*, 1981; Newbold, 1992). Com que les mesures d'eficiència de retenció d'amoni i fosfat són preses simultàniament en cada experiment, es pot definir un quocient entre les eficiències de retenció o *nutrient uptake length ratio* (Martí & Sabater, 1996). Aquest paràmetre ens informa aleshores sobre la retentivitat relativa d'un nutrient respecte de l'altre, o sigui, del comportament del sistema amb relació als diferents tipus de nutrients.

Basant-nos en els valors d'eficiència de retenció, es calcula el *nutrient uptake rate* o capacitat de retenció (*Stream Solute Workshop*, 1990), que és una estima de la capacitat de retenció de nutrients a concentracions basals:

$U = (C \cdot Q / S_w \cdot w) / 60$ sent U la capacitat de retenció ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$), C la concentració basal del nutrient ($\mu\text{g L}^{-1}$), Q el cabal (L s^{-1}), S_w l'eficiència de retenció (m), w l'amplada mitjana del tram de riu on es fan les addicions. Alternativament a l'amplada és pot usar el perímetre mullat, que s'ajusta molt millor a la superfície activa del bentos i 60 s'usa per convertir segons en minuts.

Per corregir l'efecte del cabal i poder comparar les eficiències de retenció entre trams s'usa un índex anomenat coeficient de transferència de massa o *nutrient mass transfer coefficient* (V_f , cm min^{-1}). Aquest coeficient està relacionat amb l'eficiència de retenció (S_w , m) mitjançant la relació: $V_f = (v \cdot f) / S_w$, sent V_f el coeficient de transferència de massa (cm min^{-1}), v la velocitat mitjana del tram ($\text{m} \cdot \text{min}^{-1}$), f la fondària mitjana del tram (cm) i S_w l'eficiència de retenció (m). V_f és una estima de la rapidesa amb que un element s'extrau de la columna d'aigua cap al compartiment bentònic (*Stream Solute Workshop*, 1990).

La velocitat mitjana es calcula dividint la distància entre el punt d'addició i el punt de mesura de la conductivitat pel temps requerit pel traçador per aconseguir la meitat de la

SISTEMES I PROCESSOS

TAULA 2. Característiques morfomètriques, hidrològiques i de la comunitat biològica dels trams estudiats del Riu de Perles.

Morphometrical, hydrological and biological characteristics of studied reaches of Perles River.

<i>Tram</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>
Característiques morfomètriques			
Amplada, mitjana (cm)	528 ± 57,62	580 ± 174,35	656 ± 143,11
Fondària, mitjana (cm)	10,25 ± 1,09	9,38 ± 4,65	8,51 ± 1,30
Secció, mitjana (cm ²)	5168 ± 1062,22	4799,9 ± 667,16	5387,84 ± 739,72
Perímetre mullat, mitjana (cm)	532,15 ± 110,13	586,29 ± 175,28	707,04 ± 196,98
Radi hidràulic, mitjana (cm)	10,44 ± 2,03	9,26 ± 4,55	7,90 ± 1,47
Característiques de substrat			
% graves	28,56	44,17	23,57
% còdols	37,96	50,83	69,43
% sorres	21,27	5,00	5,10
% roca	12,21	0,00	0,02
Hidrologia			
Cabal (L/s)	203,09	164,30	151,93
Velocitat mitjana (m/s)	0,2857	0,3157	0,2432
Característiques comunitat biològica			
% recobriment, diatomees	4,63	80,83	100
% recobriment, filamentoses	86,11	19,17	0
% recobriment, macròfits	1,85	0,00	0
% recobriment, nul	7,41	0,00	0
Característiques fisicoquímiques			
PH	8,33	8,28	8,24
Temperatura (°C)	17,10	16,60	19,90
Concentració d'oxigen (mg O ₂ /L)	10,87	9,37	9,11
Percentatge saturació oxigen	121,05	109,50	102,70
Conductivitat, mitjana (µS/cm)	491	507	479,5
PAR	1582	1580	1716
mg Cl/L	4,91	3,09	6,19
mg SO ₄ /L	92,83	71,61	116,50

concentració plató durant l'addició. El cabal es calcula a partir de la transformació de la corba de conductivitat en una corba de clorurs. Aquesta corba ha estat corregida per les

concentracions basals de clorur i ha estat integrada per:

Cabal (L/s) = Quantitat de Cl afegit/Àrea de la corba = (temps que ha durat l'addició ×

TAULA 3. Característiques de la comunitat de macroinvertebrats corresponents al juliol del 2000 (Acuña & Prat, en premsa).

Macroinvertebrate community characterization from july of 2000 (Acuña & Prat, in press).

Tram	A	B	C
% recol·lectors	45,45	65,22	57,13
% depredadors	25,00	15,22	12,44
% brostejadors	13,64	4,35	3,41
% filtradors	12,50	15,22	27,03
% trituradors	3,41	0,00	0,00
Riquesa comunitat macroinvertebrats (nombre de famlies)	22	13	11
Diversitat comunitat macroinvertebrats (índex de Shannon)	2,97	2,48	2,41

fluxe de la bomba \times concentració de Cl de la solució afegida) / Σ (concentració de clorur corregida \times temps).

Resultats

El paràmetre que diferencia els trams entre si quant a característiques geomorfològiques és el perímetre mullat (taula 2), que en el tram C és superior al que trobem en els altres trams i permet una interacció entre la columna d'aigua i el bentos més elevada. Quant a hidrologia s'ha de destacar el descens progressiu del cabal riu avall, que és propi de rius que tenen una capçalera de recàrrega, on l'aigua flueix des de l'aqüífer cap al riu, i una zona inferior on l'aigua del riu recarrega l'aqüífer i va perdent cabal. Aquesta disminució del cabal influencia els resultats de capacitat de retenció, ja que és necessari per al seu càlcul. Les dades sobre la comunitat biològica ens permeten diferenciar totalment els tres trams, ja que el tram A presenta un recobriment entorn el 80 % d'algues filamentoses, bàsicament *Cladophora* i *Vaucheria*, mentre que el tram B

en té només un 20 % i el tram C no en presenta (taula 2). Aquesta diferència quant a algues filamentoses fa que el tram tingui una heterogeneïtat de substrats i de fonts d'alimentació molt superior a la dels altres dos trams. Aquest fet permet l'existència d'una comunitat de macroinvertebrats amb una major riquesa i diversitat al tram A, i amb una major equitativitat entre els grups funcionals (taula 3).

Les eficiències de retenció per l'amoni són altes en els tres trams (taula 4), entorn els 50 m, i no s'aprecia un gradient tot i ser el tram A el més eficient. Quant a fòsfat, els valors són més baixos, entorn els 25 m, i s'aprecia perfectament una major eficiència en el tram A respecte del B i del C.

Aquestes diferències en eficiències de retenció per l'amoni i el fòsfat es tradueixen en un quocient entre eficiències de retenció sempre superior a 1, i que oscil·la entre els 3 del tram A i els 1,75 del tram C, perquè el fòsfat és limitant en els tres trams, que presenten unes relacions molars N:P superiors a 4.000 (taules 1 i 4). Les diferències entre trams queden més clares quan es comparen els valors de capacitat de retenció, que són més alts per

TAULA 4. Retenció de nutrients en els trams estudiats.
Nutrient retention in studied reaches.

Tram	A	B	C
Eficiència de retenció per l'amoni (m)	44,05	67,57	58,48
Eficiència de retenció pel fosfat (m)	13,26	32,47	33,33
Quocient entre les eficiències de retenció	3,32	2,08	1,75
Capacitat de retenció d'amoni ($\mu\text{g N-NH}_3, \text{m}^{-2}, \text{min}^{-1}$)	3,93	3,08	0,73
Capacitat de retenció de fosfat ($\mu\text{g P-PO}_4^{2-}, \text{m}^{-2}, \text{min}^{-1}$)	25,86	6,82	2,88
Coefficient de transferència de massa d'amoni ($\text{cm}, \text{min}^{-1}$)	3,99	2,63	2,12
Coefficient de transferència de massa de fosfat ($\text{cm}, \text{min}^{-1}$)	13,25	5,47	3,73

als dos nutrients en el tram A (taula 4). Els coeficients de transferència de massa en el tram A mostren uns valors molt superior per al fosfat respecte de l'amoni (taula 4). Aquesta diferència s'atenua en els altres dos trams.

Discussió

Les altes eficiències de retenció respecte d'altres rius mediterranis (taula 5), que s'observen en els trams tenen probablement un component abiòtic important, ja que trobem en una conca calcària amb uns valors molt alts de pH, i el fosfat pot precipitar amb el calci i quedar retingut químicament (Martí & Sabater, 1996). Això no treu, d'altra banda, que les diferències entre trams siguin degudes al component biòtic, ja que, si bé la química és la mateixa, no passa el mateix amb les comunitats. Les diferències quant a eficiència de retenció entre trams pel que fa al fosfat podrien ser degudes a l'elevada abundància de filamentosos del tram A. Aquests resultats estarien d'acord amb els obtinguts per Fisher *et al.* (1982), que va arribar a la conclusió que l'eficiència de retenció estava molt lligada amb la biomassa de productors primaris. La eficiència de retenció diferent pels dos nutri-

ents estudiats està probablement en la limitació que té el fosfat en els tres trams, ja que la relació N:P està molt descompensada (entorn de 4.000, respecte dels 60 d'altres rius mediterranis (taules 1 i 5).

L'efecte biològic sobre l'eficiència de retenció podria ser en aquests trams més important a causa de la no limitació lumínica, ja que la radiació fotosintèticament activa està per sobre de $1.500 \mu\text{E} \cdot \text{cm}^{-2}$. Segons Mulholland (1992), la retenció de nutrients deguda als autòtrofs esdevé un factor important quan hi ha valors alts de radiació fotosintèticament activa que arriben a la llera. En la mateixa direcció, estan els resultats de Sabater *et al.* (2000), en què s'observa que, en sistemes fluvials sense coberta ripària, hi ha unes eficiències de retenció per al fosfat superiors que en sistemes fluvials amb una coberta ripària desenvolupada. En el mateix treball s'observa que el coeficient de transferència de massa per al fosfat està correlacionat amb la producció primària, mentre que el de l'amoni ho està en menor mesura.

Segons Newbold *et al.* (1981), tot i que les diferències biològiques que més influeixen en la retenció fan referència a productors primaris, no es pot menysprear l'efecte dels consumidors, ja que les activitats alimentàries de

TAULA 5. Valors d'eficiències de retenció i capacitat de retenció per amoni i fosfat en dos sistemes fluvials de la mateixa regió bioclimàtica (extret de Martí & Sabater, 1996).

Results of nutrient uptake length and nutrient uptake rate from 2 systems of the same bioclimatic region, From Martí & Sabater (1996).

Paràmetre	La Solana	Riera Major
Eficiència de retenció pel fosfat (m)	48	110
Eficiència de retenció per l'amoni (m)	94	34
Capacitat de retenció de fosfat ($\mu\text{g P-PO}_4^{2-}, \text{m}^{-2}, \text{min}^{-1}$)	34,6	115,0
Capacitat de retenció d'amoni ($\mu\text{g N-NH}_4, \text{m}^{-2}, \text{min}^{-1}$)	114,5	209,2
Relació molar N:P	56	57,73

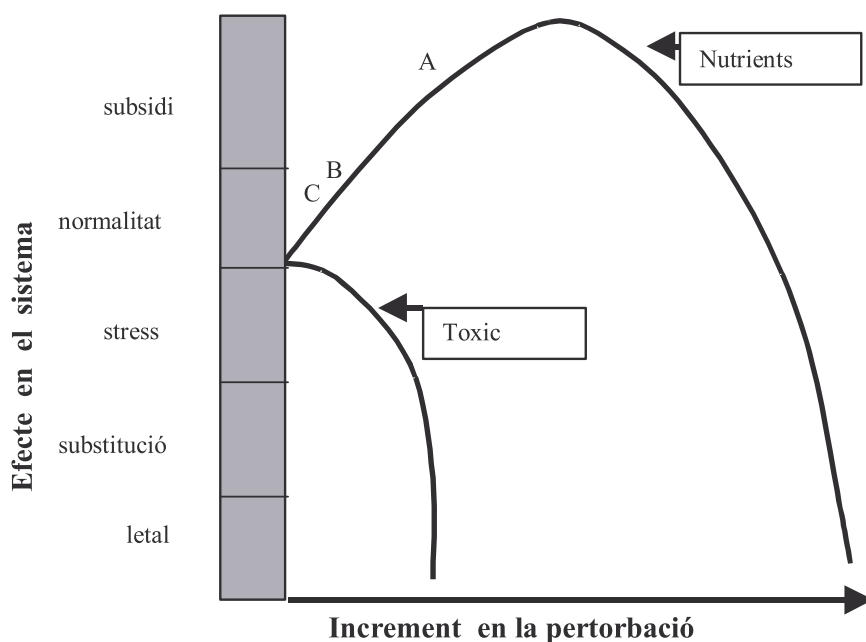


FIGURA 2. Teoria de l'efecte subsidi-estrès (a partir d'Odum *et al.*, 1979).
Theory of the subsidy-stress effect (modified from Odum *et al.*, 1979).

brostejadors i trituradors, més abundants en el tram A (taula 3), fan disminuir la mida de les partícules orgàniques (Cummins & Klug, 1979), i incrementen la superfície disponible per a l'adsorció i l'activitat microbiana (Hargrave, 1977).

Pel que fa a les capacitats de retenció, les diferències entre trams no es poden atribuir exclusivament a les comunitats biològiques, ja que en el càlcul de la capacitat hi intervé el cabal, la concentració basal, el perímetre mullat i l'eficiència de retenció, sent tots aquests paràmetres diferents en cada tram. S'ha de dir que els valors de capacitat de retenció són relativament baixos amb relació a altres rieres mediterrànies (taula 5) a causa probablement d'un cabal i un perímetre mullat superiors, així com d'unes concentracions basals inferiors d'amoní i de fosfat. D'altra banda, els valors de capacitat de retenció són més elevats per al fosfat en tots tres trams, i les diferències entre trams són més acusades per al fosfat a causa de la limitació d'aquest nutrient per a l'activitat biològica. Contràriament a la capacitat de retenció, el coeficient de transferència de massa sí que està corregit per l'efecte del cabal i no hi influeixen ni la concentració basal de nutrients ni l'amplada, de manera que ens permet contrastar millor els resultats amb altres estudis. En fer-ho, comprovem que són elevats amb relació a rius de la mateixa zona bioclimàtica, que es situen entorn els $0,4 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ (Sabater *et al.*, 2000) i que confirmen els resultats d'eficiències altes de retenció, especialment per al fosfat i en el tram A.

La teoria de l'efecte subsidi-estrès (Odum *et al.*, 1979), postula que una pertorbació causada per substàncies utilitzables (nutrients) pot tenir, fins a una magnitud determinada, un efecte subsidi en el sistema, que s'evidenciaria en un increment de la diversitat. Aquesta pertorbació tindria, a major magnitud, un efecte estrès en el sistema. Posat cas que la

substància pertorbadora fos tòxica, tindria sempre un efecte estrès en el sistema. A partir de les dades sobre la comunitat biològica, es pot afirmar que la pertorbació química a la capçalera de la conca no suposa un efecte negatiu o d'estrès, sinó un efecte subsidi (figura 2), ja que s'observen uns percentatges de cobertura superior per a algues filamentoses, uns valors superiors de riquesa i diversitat de la comunitat de macroinvertebrats i un increment en l'equitat dels grups funcionals. En el gràfic de la figura 2 s'han situat els tres trams en una posició aproximada tenint en compte el grau de pertorbació i de la resposta del sistema.

Agraïments

Agraeixo especialment l'ajut pel treball de camp a Núria Morral, Adonis Giorgi, Silvia Gili i Albert Domingo. A Sussana Bernal, per l'ajut al laboratori. A Isabel Muñoz, Andrea Butturini i Francesc Sabater, pels seus comentaris sobre el manuscrit, i a la Fundació Territori i Paisatge l'oportunitat d'estudiar aquest sistema.

Bibliografia

- ACUÑA, V. & PRAT, N. 2001. Estudi de la qualitat ecològica dels sistemes fluvials a la vall d'Alinyà. In: *Els sistemes naturals de la vall d'Alinyà*. Institució Catalana d'Història Natural. (En premsa).
- BENCALA, K. E., McKNIGHT, T. L. & ZELWEGER, G. W. 1987. Evaluation of natural tracers in an acidic and metal rich stream. *Water Resources Research*, 23: 827-836.
- CUMMINS, K. W. & KLUG, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 10: 147-172.
- DAHM, C. N.; GRIMM, N. B.; MARMONIER, P.; VALETT, H. M. & VERVIER, P. 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40: 427-451.

- D'ANGELO, D. J.; WEBSTER, R. J. & BENFIELD, E. F. 1991. Mechanisms of stream phosphorus retention: an experimental study. *Journal of North American Benthological Society*, 10: 225-237.
- ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; TRIMBLE, A. F. & STARK, R. W. 1981. The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology*, 62: 146-158.
- ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; O'NEILL, R. V. & VANWINKLE, W. 1983. Resource spiralling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems TW.
- FISHER, S. G.; GRAY, L. G.; GRIMM, N. B. & BUSH, D. E. 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem. *Ecological monographs*, 43: 421-439.
- GRIMM, N. B. 1987. Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. *Ecology*, 68: 1157-1170.
- HARGRAVE, B. T. 1977. The central role of invertebrate faeces in sediment decomposition. In: *The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes*. (J. M. Anderson & A. Macfadyen Eds.) 17th Br. Ecol. Soc. Symp. Blackwell. Oxford. p. 301-021.
- HILL, A. R. & WARWICK, J. 1987. Ammonium transformations in springwater within the riparian zone of a small woodland stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 1948-1956.
- LOCK, M. A. 1993. Attached microbial communities in rivers. In: *Aquatic microbiology: an ecological approach*. (T. E. Ford Ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. p. 113-138.
- MARTÍ, E. & SABATER, F. 1996. High variability in temporal and spatial nutrient retention in mediterranean streams. *Ecology*, 77(3): 854-869.
- MULHOLLAND, P. J.; STEINMAN, A. D. & ELWOOD, J. W. 1990. Measurements of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO₄ releases. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 2351-2357.
- MULHOLLAND, P. J. 1992. Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian and instream processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(7): 1512-1526.
- MUNN, N. L. 1989. The role of stream substrate and local geomorphology in the retention of nutrients in headwaters streams. Dissertation. University of Georgia, Athens, Georgia, EUA.
- MURPHY, J. & RILEY, J. P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V. & VANWINKLE, W. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 860-863.
- NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; SHULZE, M. S.; STARK, R. W. & BARMEINER, J. C. 1983. Continuous ammonium enrichment of a woodland stream: uptake kinetics, leaf decomposition, and nitrification. *Freshwater Biology*, 13: 193-204.
- ODUM, E. P.; FINN, J. T. & FRANZ, E. H. 1979. Perturbation theory and subsidy-stress gradient. *BioScience*, 29: 349-352.
- SABATER, F. & MARTÍ, E. 2000. Towards a holistic view of nutrient dynamics in fluvial ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 1-6.
- SABATER, S.; BUTTURINI, A.; MARTÍ, E.; MUÑOZ, I.; ROMANÍ, A.; WRAY, J. & SABATER, S. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of North American Benthological Society*, 19: 609-620.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenylhypochlorite. *Limnology and Oceanography*, 26: 30-42.
- STREAM SOLUTE WORKSHOP. 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of North American Benthological Society*, 9: 95-119.
- TRISKA, J. F.; KENNEDY, V. C.; AVANZINO, R. J.; ZELWEGER, G. W. & BENCALA, K. E. 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. *Ecology*, 70: 1893-1905.
- VALETT, H. M.; MORRICE, J. A.; CAMPANA, M. E. & DAHM, C. N. 1996. Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnol. Oceanogr.*, 41(2): 333-345.