

La vegetazione riparia come zona tampone per il contenimento dell'inquinamento diffuso

Milena Bucca¹, Maurizio Siligardi² e Laura Mancini^{1*}

¹ Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena 299 - 00161 Roma. * (fax 06 49387083; E-mail: lmancini@iss.it)

² Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente (APPA), Via Mantova 16 - 38100 Trento. E-mail: ctn.appa.@provincia.tn.it

Introduzione

Le usuali pratiche agricole comportano spesso un inquinamento diffuso delle acque superficiali e profonde, causato dal dilavamento di pesticidi e fertilizzanti dai terreni coltivati. Tramite meccanismi di lisciviazione (*leaching*) o di scorrimento superficiale (*run-off*), fitofarmaci e fitonutrienti (azoto e fosforo) possono così raggiungere e inquinare le acque superficiali e profonde (VOUGHT *et al.*, 1994).

A differenza delle sorgenti inquinanti puntiformi (ad esempio scarichi fognari), facilmente individuabili, monitorabili e trattabili con impianti di depurazione, l'inquinamento diffuso, originato da vaste superfici adibite alla pratica agricola, sebbene possa contribuire grandemente al deterioramento della qualità delle acque, è molto più difficile da stimare e controllare. Proprio la natura diffusa degli apporti agricoli inquinanti, infatti, rende impraticabile il loro collettamento e trattamento. Il mantenimento o l'impianto di fasce vegetate lungo i corsi d'acqua, con funzione di intercettazione e trattamento diffuso degli apporti inquinanti, appare quindi una strategia di grande interesse pratico, sulla quale si è concentrata negli ultimi anni l'attenzione della ricerca (HAYCOCK *et al.*, 1997).

In relazione alla variabilità delle caratteristiche fisiche (idrologiche, geomorfologiche), biologiche, della tipologia dei terreni e delle coltivazioni dei vari siti in analisi, i nutrienti diffondono dal terreno coltivato verso il corpo idrico, attraverso tre tipologie di deflussi delle acque (FRANCO 1997):

- *deflusso superficiale*: in concomitanza di forti precipitazioni si assiste ad un ruscellamento superficiale e turbolento (*run-off*) che asporta le particelle solide del terreno e il fosforo ad esse adsorbito;
- *deflusso sub-superficiale*: l'acqua che scorre sotto lo strato superficiale del suolo veicola le sostanze più solubili, come l'azoto nitrico;
- *deflusso profondo*: tipico delle aree con elevata permeabilità, in cui l'acqua si muove verticalmente verso la falda e trasporta con sé le sostanze azotate più solubili.

L'elevata pendenza e la bassa permeabilità riducono la frazione di acque meteoriche che s'infiltra nel suolo, accrescendo perciò lo scorrimento superficiale. Ne risulta condizionata anche la natura dei nutrienti apportati ai corsi d'acqua dal dilavamento meteorico dei terreni agricoli. Il fosforo, infatti, essendo insolubile e adsorbito alle particelle argillose, è veicolato con queste dal ruscellamento superficiale, mentre i nitrati, per la loro

solubilità, sono veicolati soprattutto dal deflusso sub-superficiale e profondo. Nell'area padana, l'elevata permeabilità dei terreni dell'alta pianura comporta un'elevata infiltrazione (quindi apporti prevalentemente azotati); nella bassa pianura, invece, caratterizzata da terreni poco permeabili, prevalgono gli apporti di fosforo legati al ruscellamento superficiale, soprattutto in occasione di eventi piovosi intensi.

Buffer strip e rimozione dei nutrienti azotati

Una vasta letteratura documenta la capacità delle fasce di vegetazione riparia di intercettare le acque di deflusso superficiale e sotterraneo e di rimuoverne i nutrienti, funzionando così come una fascia tampone (*buffer strip*, *buffer zone*) che protegge la qualità dei corsi d'acqua (HAYCOCK *et al.*, 1997). L'efficienza di rimozione aumenta con la larghezza della fascia riparia; secondo PETERJOHN e CORREL (1984) una fascia larga 50 m è in grado di rimuovere l'89% dell'azoto e l'80% del fosforo contenuti nelle acque che l'attraversano (tab. I).

Secondo PAEGELOW e HUBSCHMAN (1991), basterebbero solo 3 m di siepe per ridurre di 2/3 la concentrazione dei nitrati nelle acque

Tab. I. Riduzione percentuale dell'azoto in fasce tampone di differente larghezza.

Larghezza (m)	Concentrazione iniziale (mg Nl ⁻¹)	Nutriente	Tipo	Riduzione (%)	Fonte dei Dati
Scorrimento ipogeo					
30	5,2	Azoto	Bosco	100	PINAY e DÉCAMPS (1988)
25	7,4	Azoto	Bosco	68	LOWRANCE <i>et al</i> (1984a)
19	6,8	Azoto	Bosco	93	PETERJOHN e CORREL (1984)
50		Azoto	Bosco	99	PETERJOHN e CORREL (1984)
Scorrimento superficiale					
30	175,2	Azoto	Bosco	98	DOYLE <i>et al</i> (1977)
30	69,3	Azoto	Bosco	98	DOYLE <i>et al</i> (1977)
30	47	Azoto	Bosco	98	DOYLE <i>et al</i> (1977)
50	4,5	Azoto	Bosco	78	PETERJOHN, CORREL (1984)

iporreiche. In ogni caso, però, l'ampiezza della fascia riparia va commisurata alla specifica situazione locale: in generale può variare tra i 10 e i 150 m e dipende dalla direzione, dall'entità e dalla velocità del deflusso afferente alla fascia stessa. È da considerare inoltre il tempo di residenza, impiegato dall'acqua ad attraversare la fascia riparia, che è funzione -oltreché delle variabili suddette- anche, nel caso di deflusso da acquifero, del gradiente idraulico, della permeabilità del suolo e della superficie piezometrica. Se, per esempio, la direzione del flusso è obliqua alla zona tampone, il tempo di residenza aumenta notevolmente poiché il tragitto che l'acqua deve compiere è maggiore rispetto ad un flusso perpendicolare. I meccanismi di rimozione non sono ancora completamente chiariti. Va premesso che il ruscellamento superficiale è un fenomeno discontinuo e di breve durata che si manifesta solo in occasione di piogge intense; di norma esso contribuisce per non più del 30 % alla portata dei corsi d'acqua, che è perciò alimentata in massima parte dal deflusso sotterraneo. La qualità delle acque fluviali è dunque fortemente influenzata dai processi che le acque iporreiche

subiscono nell'attraversare lo strato di suolo interessato dalla rizosfera (CORREL, 1997).

Secondo PETERJOHN e CORREL (1984) e CORREL e WELLER (1989), l'accumulo annuo di azoto nella biomassa legnosa è solo di 12-20 Kg N per ettaro. L'assorbimento radicale dei nitrati, la loro assimilazione e accumulo nella biomassa legnosa possono dunque spiegare al massimo il 30 % della rimozione dei nitrati dalle acque sotterranee; tale processo, inoltre, è necessariamente limitato al periodo vegetativo. Queste osservazioni, assieme alla rimozione osservabile nel periodo invernale di riposo vegetativo, indicano che l'assorbimento radicale, pur essendo importante, non è il meccanismo principale della rimozione dell'azoto dalle acque iporreiche.

Attualmente il meccanismo principale sembra essere la denitrificazione dei nitrati ad azoto molecolare gassoso, che si libera nell'atmosfera (Fig. 1) (PINAY *et al.*, 1990). Il processo di denitrificazione richiede condizioni anaerobiche o, comunque, un basso potenziale di ossido-riduzione (Eh), perdurante nel suolo per almeno una parte dell'anno. Nel mantenimento di tali condizioni la vegetazione riparia

gioca un ruolo determinante: essa, infatti, rilascia nel suolo grandi quantità di sostanza organica (liberata dal ricambio dei peli radicali e lisciviata dalla lettiera di foglie di piante decidue), la cui demolizione comporta il consumo dell'ossigeno disciolto e l'instaurarsi di condizioni riducenti (CORREL, 1997).

In alcune fasce vegetate riparie la denitrificazione è discontinua, associata ai periodi piovosi occasionali o stagionali: l'innalzamento della superficie freatica, infatti, induce condizioni riducenti negli strati superficiali del suolo, prima insaturi ed aerobi. In queste situazioni con alternanza di denitrificazione e nitrificazione (DUFF e TRISKA, 1990; TRISKA *et al.*, 1990), anche le perdite di N₂O e di NO (oltre a quelle di N₂) possono spiegare la rimozione dei nitrati osservata nelle *buffer zone* (CORREL, 1997).

I meccanismi di rimozione dell'azoto dalle acque sono dunque complessi e coinvolgono tutte le sue trasformazioni. L'azoto costituisce il più comune dei fattori limitanti per la crescita degli organismi viventi poiché entra nella costituzione delle proteine e degli acidi nucleici: sebbene costituisca il 78% del miscuglio di gas che si trovano nell'atmosfera, esso non

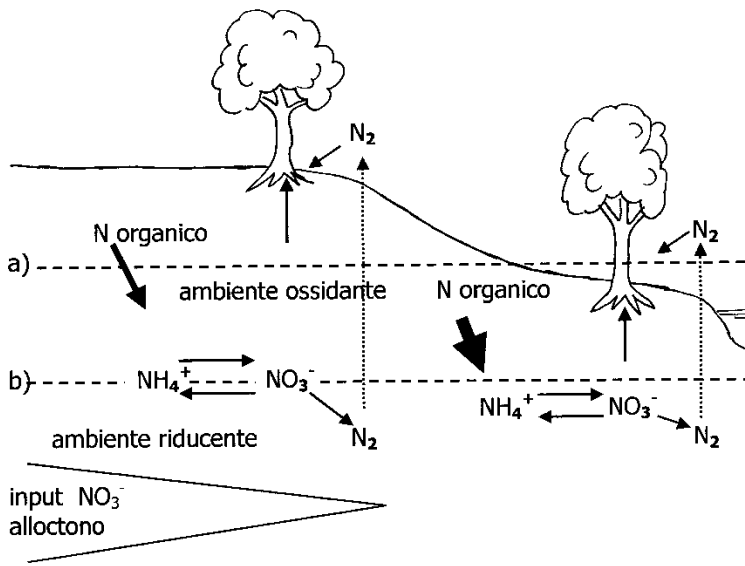


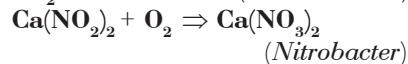
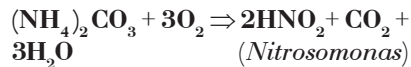
Fig. 1. Rappresentazione spaziale del ciclo dell'azoto attraverso un transetto perpendicolare al corso d'acqua in presenza di vegetazione riparia arborea o arbustiva in due momenti idrologici: a) livello di piena; b) livello di magra. (PINAY *et al.*, 1990)

può essere utilizzato dalle piante superiori visto che si trova sotto forma molecolare (N₂). Anche l'azoto contenuto nei residui organici vegetali ed animali non può essere direttamente utilizzato dalle piante superiori che, per la loro crescita, necessitano di nitrati e di sali di ammonio. Questi derivano per la maggior parte dai processi di decomposizione delle sostanze organiche presenti nel terreno ad opera di batteri che, attraverso tali reazioni chimiche, traggono energia utile per il loro metabolismo. (BORIN e MARCHETTI, 1997; HAYCOCK *et al.*, 1993). Le principali fasi di trasformazione dell'azoto sono riassunte di seguito.

- Mineralizzazione della Materia Organica (**Ammonificazione**):
Azoto organico ⇌ NH₄⁺
(batteri ammonificanti)
Parte dell'ammonio prodotto si combina nel terreno con anidride carbonica formando carbonati di ammonio.
- Ossidazione delle sostanze

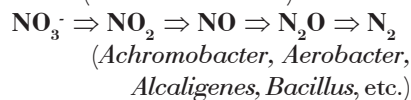
minerali (**Nitrificazione**):

La trasformazione dell'azoto ammoniacale in nitrato, avviene in due tappe grazie a ceppi diversi di batteri: nella prima l'ammonio viene ossidato ad acido nitroso il quale si lega con il calcio o il magnesio presenti nel terreno, mentre nella seconda tappa i nitriti sono ossidati a nitrati.



I nitrati formati nel processo di nitrificazione non restano tutti disponibili alle piante, poiché altri batteri svolgono il processo inverso fino a giungere ad ammoniaca e azoto molecolare che si liberano nell'atmosfera.

- Riduzione delle sostanze minerali (**Denitrificazione**):



La direzione del processo dipende dal potenziale d'ossido-riduzione del suolo; come si è visto, due fattori determinanti per spostarlo verso condizioni riducenti sono la disponibilità di sostanza organica carboniosa (fornita dal ricambio della rizosfera e dalla lettiera di foglie) e l'innalzamento della superficie freatica (che riduce la zona insatura del suolo e gli scambi con l'ossigeno atmosferico).

In conclusione, i meccanismi finora individuati di rimozione dell'azoto dalle acque iporreiche sono la denitrificazione, l'assorbimento da parte dei vegetali (*uptake*), l'assorbimento nella matrice (substrato), la volatilizzazione ammoniacale (NH₄⁺ ⇒ NH₃). Il fosforo, invece, è rimosso dalle acque per assorbimento dei vegetali e per adsorbimento alle particelle del substrato

Impiego della vegetazione riparia per la rimozione dei nutrienti

Considerato l'attuale quadro conoscitivo, non sorprende il grande interesse suscitato dall'impiego di vegetazione riparia con funzione di fascia tampone lungo le sponde, soprattutto nelle aree sorgive e lungo i corsi d'acqua d'ordine inferiore.

Impiego della vegetazione riparia per la rimozione dei nutrienti

Un primo importante ruolo della vegetazione riparia e della lettiera da essa prodotta è quello di accrescere l'attrito, rallentando grandemente la velocità delle acque di ruscellamento provenienti dai terreni circostanti (cariche di nutrienti nelle aree agricole). In tal modo viene favorita la sedimentazione delle particelle terrose e del fosforo ad esse legato, riducendo la torbidità delle acque fluviali e contrastandone l'eutrofizzazione (SCHLOSSER e KARR, 1981a, b).

Com'è intuibile, sembra che una densa copertura erbacea sia più efficace della vegetazione legnosa nel trattenere il particolato veicolato dalle acque di ruscellamento (OSBORNE e KOVACIC, 1993;

PARSON *et al.*, 1994); la vegetazione legnosa sarebbe invece più efficace nella rimozione dei nitrati dalle acque iporreiche per la maggiore profondità raggiunta dalla rizosfera e la maggior quantità di sostanza organica rilasciata, necessaria a mantenere a lungo termine un basso potenziale Eh (CORRELL, 1997). Entrambi i processi di rimozione sono favoriti dal flusso laminare delle acque e da una pendenza del terreno inferiore al 5% (PETERJOHN e CORRELL, 1984): se, invece, il deflusso diviene concentrato e canalizzato, sono ostacolate sia la sedimentazione che l'infiltrazione e, perciò, anche i processi di rimozione dei nutrienti.

Nell'utilizzo delle zone tampone, occorre tenere in considerazione che i cicli vegetativi e quindi il grado di rimozione dei nutrienti, sono variabili nello spazio e nel tempo. Raggiungono il massimo nei periodi estivi, in concomitanza con i valori massimi di temperatura e

di luminosità e quando permane uno stato di continua gemmazione legato al grado di maturità delle varie specie vegetali. Fasce tampone disetanee garantiscono tassi di crescita e di rilascio di sostanza organica meno discontinui. In inverno, ovviamente, si raggiungono i minimi dell'assorbimento dei nutrienti da parte dei vegetali, a causa del calo della temperatura e della dormienza vegetativa, ma la loro rimozione è compensata dalla denitrificazione batterica che può comunque aver luogo se nel substrato permangono condizioni favorevoli di temperatura e umidità. Le diverse efficienze depurative delle *buffer strip* dipendono quindi, non solo dalla larghezza ma anche dalla loro età, dalla tipologia della vegetazione (erbacea, legnosa o mista) (BORIN, 1998) (tab. II).

Nella strategia per il contenimento dell'inquinamento diffuso vanno naturalmente tenuti nella massima considerazione gli accor-

gimenti delle buone pratiche agricole, quali l'utilizzo di concimi organici in quantità appropriate alle esigenze dei vari tipi di coltura (evitando sovradosaggi e riducendo allo stretto necessario l'uso dei concimi chimici e dei pesticidi), l'alternanza delle colture ed il ricorso a colture di copertura, che proteggono il suolo dall'erosione.

Un'altra strategia consiste nel controllo dell'immissione dei nitrati nell'ambiente agricolo, mediante una regolamentazione dell'uso del territorio orientata alla protezione dei bacini idrografici e delle aree di captazione degli acquiferi. I risultati sono però riscontrabili dopo molto tempo, a causa del lento smaltimento dei nitrati accumulati nel suolo che, gradualmente, continuano ad inquinare la risorsa.

Indirettamente, si può ridurre l'apporto di azoto al corpo idrico riducendo il volume d'acqua che vi giunge defluendo dai terreni agrari; a tal fine può essere impiegato

Tab. II. Risultati di precedenti studi sull'efficienza della rimozione dei nitrati e dei fosfati dalle acque superficiali e sotterranee attraverso le fasce tampone forestate e erbacee. I range in percentuale rappresentano i valori medi stagionali. Percentuali negative indicano che le concentrazioni sono aumentate piuttosto che diminuite.

Larghezza (m)	Parametri	%di riduzione	tipologia VBS	Autori
Subsuperficiale				
16	Azoto	93	Foresta	JACOBS & GILLIAM, 1985
19	Azoto	93	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
25	Azoto	68	Foresta	LOWRANCE <i>et al.</i> , 1984b
30	Azoto	100	Foresta	PINAY & DECAMPS, 1988
50	Azoto	99	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
19	Fosforo	33	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
50	Fosforo	-114	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
Superficiale				
30	Azoto	98	Foresta	DOYLE, <i>et al.</i> , 1977
50	Azoto	79	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
9	Azoto	73	Prato	DILLAHA <i>et al.</i> , 1989
5	Azoto	54	Prato	DILLAHA <i>et al.</i> , 1989
19	Fosforo	74	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
50	Fosforo	85	Foresta	PETERJOHN & CORREL, 1984
9	Fosforo	79	Prato	DILLAHA <i>et al.</i> , 1989
5	Fosforo	61	Prato	DILLAHA <i>et al.</i> , 1989

un *drenaggio controllato*, che garantisce l'alimentazione dell'apparato radicale delle colture, riducendo il ruscellamento superficiale. La tecnica del drenaggio controllato quindi, adatta in condizioni di bassa pianura, determina una riduzione delle perdite annuali di azoto del 30-50% (BELCHER e PROTASIEWICZ, 1991; SKAGGS, *et al.* 1993).

Esempi altrettanto validi di fitodepurazione sono rappresentati dai sistemi acquatici, che utilizzano piante galleggianti, plancton e pesci per l'assimilazione dei nutrienti, ed i sistemi palustri con vegetazione elofitica. Questi sistemi di zone umide costruite (*constructed wetlands*) non sono tuttavia generalizzabili lungo l'intero sviluppo del reticolo idrografico e sono perciò più adatti al trattamento di scarichi puntiformi. L'impianto di *buffer strip*, invece, oltre ad avere una maggiore efficienza nell'abbattimento del fosforo, è di realizzazione più facile (impianto di latifoglie arboree decidue quali, ad esempio, *Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Populus alba*, *Fraxinus excelsior*, *Viburnum opulus*), richiede tecniche di gestione non troppo onerose, è applicabile ad aree notevolmente estese, presenta costi di realizzazione e di gestione inferiori, non interferisce con le attività urbane, industriali ed agricole e, infine, fornisce la possibilità di fruire dell'area boscata per attività ricreative e sociali (FRANCO, 1997).

Le fasce boscate possono essere realizzate in punti strategici pre-stabiliti: sui corsi d'acqua più de-

gradati, dove i naturali processi di autodepurazione sono compromessi, laddove sono necessari interventi di rinaturazione o di miglioramento paesaggistico, nelle aree soggette ad una maggiore pressione di carichi inquinanti diffusi.

Non possono essere sottaciute, inoltre, altre funzioni svolte dalle fasce boscate riparie. La teoria del *River Continuum Concept* (CUMMINS, *et al.*, 1984; VANNOTE *et al.*, 1980; MINSHALL *et al.*, 1985), attribuisce ad esse un ruolo determinante nella regolazione del metabolismo eterotrofico fluviale e della stessa composizione strutturale delle comunità di macroinvertebrati. Tale ruolo, esplicito in quanto fonte principale d'alimento per gli organismi acquatici e attraverso l'ombreggiamento (che, riducendo la fotosintesi e la produzione primaria, conduce al prevalere del metabolismo fluviale eterotrofico), influenza anche la zonazione longitudinale dei gruppi trofici di macroinvertebrati (trituratoria, predatori, pascolatori, sminuzzatori, raschiatori, filtratori) (SILIGARDI *et al.*, 2000).

La vegetazione riparia contribuisce inoltre a rinfrescare le acque fluviali sia in maniera diretta (proteggendole, con l'ombreggiamento, dai raggi solari) che indiretta: l'evapotraspirazione, infatti, raffredda le acque sotterranee che, prima d'alimentare lateralmente il corso d'acqua, attraversano la rizosfera (BESCHTA, 1984; SINOKROT e STEFAN, 1993).

Le fasce riparie, oltre a svolgere un efficace consolidamento del-

le sponde (proteggendole dall'erosione) accrescono la diversità ambientale (radici esposte, tronchi incassati in alveo, ecc); costituiscono, infine, un serbatoio di biodiversità, un ecotono di transizione tra il comparto acqua ed il territorio circostante, un corridoio ecologico per i movimenti della fauna, aree di riparo per molti animali e zone di svernamento per l'avifauna migratoria (FRANCO, 1998).

Considerate le molteplici funzioni svolte dalle fasce di vegetazione riparia, la loro tutela dovrebbe rientrare tra gli obiettivi prioritari anche negli interventi di regimazione fluviale. Spesso, invece, i corsi d'acqua che scorrono nelle aree agricole sono interessati da opere ingegneristiche che alterano la fascia vegetale periferiale, con grave pregiudizio per la qualità delle acque e per le valenze ecologiche e paesaggistiche.

Anche la conduzione dell'agricoltura non tiene conto dei servizi offerti dalla vegetazione riparia: così il più delle volte l'estensione dell'area coltivata avviene a spese delle fasce tampone che, invece, proprio in tali situazioni che comportano un maggior rilascio di nutrienti (FENNESSY e CRONK, 1997), richiederebbero d'essere ampliate. È quindi auspicabile che tra le norme delle buone pratiche agricole, orientate all'uso sostenibile del territorio, sia introdotto il rimboschimento della fascia periferiale lungo i corsi d'acqua di ogni ordine, siano essi naturali o artificiali.

Bibliografia

BELCHER H.W., PROTASIEWICZ L.J., 1991. Water quality impact of subirrigating maize. *Proc. International Conference on subirrigation and controlled drainage, East Lansing, MI, USA:*

12-14.

BESCHTA R.L., 1984. *TEM84: A computer model for predicting stream temperatures resulting from the management of streamside vegetation*. Report

WSDG-AD-00009, USDA Forest Service, Watershed Systems Development Group, Fort Collins, CO, 76 pp.

BORIN M., MARCHETTI C., 1997. Sistemi

- di depurazione delle acque basati sull'uso della vegetazione macrofita. *Ambiente Risorse e Salute*, **55**: 7-13.
- BORIN M., 1998. Agricoltura e inquinamento delle acque: metodi di studio e indicazioni della ricerca. *Genio Rurale*, **12**: 39-48.
- CORREL D.L., 1997. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T., Pinay G. (eds.), *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. The proceedings of the international conference on buffer zones, September 1996. Quest Environmental, UK: 7-20.
- CORREL D.L., WELLER D.E., 1989. Factor limiting processes in freshwater wetlands: an agricultural primary stream riparian forest. In: Sharitz R.R. e Gibbons J.W. (Eds.) *Freshwater Wetlands and Wildlife*. USDOE, Oak Ridge, TN, USA: 9-23.
- CUMMINS K.W., MINSHALL G.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., PETERSEN R.C., 1984. Stream ecosystem theory. *Verth. Int. Ver. Limnol.*, **22**: 1818-1827.
- DILLAHA E.A., RENEAU R.B., MOSTAGHIMI S., Lee D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. *Trans ASAE*, **32**.
- DOYLE R.C., STANTON G.C., WOLF D.C., 1977. Effectiveness of forest and grass buffer strip in improving the water quality of manure polluted runoff. *Am. Soc. Agric. Eng.*, Paper no. 77-2501, St Joseph, MI.
- DUFF J.H., TRISKA F.J., 1990. Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, **47**: 1140-1147.
- FENNESSY M.S., CRONK J.K., 1997. The effectiveness and restoration potential of Riparian Ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, **27**(4): 285-317.
- FRANCO D., 1997. Le zone tampone boscate per il controllo dell'inquinamento diffuso. *Ambiente Risorse e Salute*, **57**: 19-23.
- FRANCO D., 1998. Siepi ed ecologia del paesaggio. *Genio Rurale*, **3**: 13-19.
- HAYCOCK N.E., PINAY G., WALKER C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*, **22**: 340-346.
- HAYCOCK N.E., BURT T.P., GOULDING K.W.T., PINAY G. (eds.), 1997. *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. The proceedings of the international conference on buffer zones, September 1996. Quest Environmental, UK, 322 pp.
- JACOBS T.C., GILLIAN J.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage water. *J. Environ. Qual.* **14**: 472-478.
- LOWRANCE R.R., TODD R.L., FAIL JR J., HENDRICKSON JR. O., LEONARD R., ASMUSSEN L., 1984a. Riparian forest as nutrient filterers in agricultural watersheds. *Bioscience*, **34**: 374-377.
- LOWRANCE R.R., TODD T.T., ASMUSSEN L.E., 1984b. Nutrient cycling in agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* **13**: 22-27.
- MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., PETERSEN R.C., CUSHING C.E., BRUNS D.A., SEDELL J.R., VANNOTE R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**: 1045-1055.
- OSBORNE L.L. e KOVACIC D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, **29**: 243-258.
- PAEGELOW M., HUBSCHMAN J., 1991. Des mesures simples contre la pollution par les nitrates. *Perspectives Agricoles*, **155**: 77 - 82.
- PARSON J.E., DANIELS R.B., GILLIAM J.W., DILLAHA T.A., 1994. *Reduction in sediment and chemical load in agricultural field runoff by vegetative buffer strips*. Report No. UNC-WWRI-94-286, Water Resources Res. Inst., Raleigh, NC, USA, 45 pp.
- PETERJOHN W.T., CORREL D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, **65**: 1466-1475.
- PINAY G., DECAMPS H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water. A conceptual model. *Regulated River Res. Manag.*, **2**: 507-516.
- PINAY G., DECAMPS H., CHAUVET E., FUSTEC E., 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. Naimann R.J. and Decamps H. (Eds.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the Biosphere series, 4. The Parthenon Publishing Group, Carnforth: 141-164.
- SCHLOSSER I.J., KARR J.R., 1981a. Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environ. Manage.*, **5**: 233-243.
- SCHLOSSER I.J., KARR J.R., 1981b. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during baseflow. *Water Resources Bull.*, **17**: 233-240.
- SILICARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGADDI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), 221 pp.
- SINOKROT B.A., STEFAN H.G., 1993. Stream temperature dynamics: measurements and modelling. *Wat.Res.*, **29**: 2299-2312.
- SKAGGS R.W., EVANS R.O., CHESCHEIR G.M., PARSON J.E., GILLIAN J.W., SHEETS J.T., LIEDY R.B., 1993. *Water table management effects on water quality and productivity*. Tidewater Research Station, Plymouth, North Carolina.
- TRISKA F.J., DUFF J.H., AVANZINO R.J., 1990. Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on nitrate production in a small mountain stream. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, **47**: 2099-2111.
- VANNOTE R., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 130-137.
- VOUGHT L.B., DAHL J., PEDERSEN C.L., LACOURSIERE J.O., 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, **23**(6): 342-348.