

## Relazione tra processi biogeochimici e vegetazione bentonica in un tratto fluviale colonizzato da praterie sommerse di *Vallisneria spiralis*

Monica Pinardi\*, Daniele Longhi, Ugo Marzocchi, Alex Laini, Cristina Ribaudò, Marco Bartoli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Via G.P. Usberti 33/A - 43124 Parma

\* referente per la corrispondenza: monica.pinardi@nemo.unipr.it

### Riassunto

Lo studio si propone di investigare i flussi dei nutrienti e i tassi di denitrificazione in relazione alla vegetazione bentonica (*Vallisneria spiralis*) che colonizza un tratto dell'alto corso del fiume Mincio (Lombardia). Da febbraio a novembre 2007 i flussi bentonici di ossigeno ( $O_2$ ), carbonio inorganico disciolto (DIC) e nutrienti inorganici disciolti e i tassi di denitrificazione sono stati misurati con frequenza bimestrale in carote intatte di sedimento con e senza vegetazione. Contestualmente, sono stati stimati le biomasse e il loro contenuto elementale e i tassi di crescita di *V. spiralis*. I flussi sia di  $O_2$  che di DIC hanno evidenziato condizioni di autotrofia nel sedimento vegetato e di eterotrofia in quello nudo. In entrambe le condizioni prevalgono sia il consumo di nitrato ( $NO_3^-$ ) che il rilascio di azoto ammoniacale ( $NH_4^+$ ) che sono associati alla presenza della vegetazione e all'accumulo di sostanza organica. L'elevata disponibilità di nitrato minimizza la competizione tra produttori primari e batteri denitrificanti e favorisce la rimozione dell'azoto dal sistema. I tassi di crescita di *V. spiralis* presentano un andamento stagionale con un picco estivo al quale però corrisponde un minimo di biomassa, probabilmente per l'elevata perdita di materiale fogliare. L'assimilazione del nitrato da parte di *V. spiralis* e i tassi di denitrificazione batterica, per quanto elevati, sono di alcuni ordini di grandezza inferiore rispetto ai carichi di nitrato in transito nel tratto fluviale investigato.

PAROLE CHIAVE: *Vallisneria spiralis* / leaf marking / metabolismo bentonico / flussi sedimentari / denitrificazione

### Relationships between benthic vegetation and biogeochemical processes in a river reach colonized by *Vallisneria spiralis*

This study aims at investigating the relationships between benthic vegetation and nutrient fluxes and denitrification rates in a *Vallisneria spiralis* meadow in the upper reach of the Mincio River (Northern Italy). Oxygen, dissolved inorganic carbon (DIC) and dissolved inorganic nutrient fluxes and denitrification rates were measured every two months from February to November 2007 in intact cores with bare and vegetated sediments. In parallel, *V. spiralis* biomass, elemental composition of plant tissues and growth rates were measured. On an annual basis, the *V. spiralis* meadow was autotrophic, while the bare sediment was net heterotrophic. Both sediments were a nitrate ( $NO_3^-$ ) sink and an ammonium source. Measured fluxes showed a consistent nitrate uptake by plants and particulate matter accumulation coupled to a rapid solute regeneration occurring in vegetated sediments. High  $NO_3^-$  concentrations minimized the competition between primary producers and denitrifying bacteria, which favoured nitrogen removal from the river. Growth rates of *V. spiralis* showed a seasonal pattern with a summer peak which coincide with the lowest macrophyte biomass. This was probably due to the leaf detachment and loss downstream. Nonetheless, uptake by vegetation and bacterial denitrification removed a rather great amount of nitrate, this quota was much lower than the nitrate loading to the river.

KEY WORDS: *Vallisneria spiralis* / leaf marking / benthic metabolism / benthic fluxes / denitrification

### INTRODUZIONE

Studi recenti sugli ambienti acquatici poco profondi hanno considerato la rapida successione che interessa le specie dominanti nelle comunità vegetali per effetto dell'eutrofizzazione. In particolare, le fanerogame sommerse sono progressivamente sostituite da fitoplancton, macroalghe o macrofite flottanti (HARLIN e RINES, 1993; SCHRAMM, 1999; SCHEFFER *et al.*, 2003; VIAROLI *et al.*, 2008). La progressiva scomparsa delle fanerogame sommerse può essere determinata da cari-

chi eccessivi di nutrienti e sostanza organica, torbidità delle acque e condizioni riducenti nel sedimento superficiale. Come conseguenza si verifica la perdita di importanti processi ecosistemici alla quale è in genere associato un degrado della qualità delle acque. Le macrofite radicate regolano i processi biogeochimici a livello dei sedimenti, trattengono il materiale particellato in sospensione, assimilano i nutrienti inorganici disciolti che vengono incorporati nelle biomasse, con-

trollano la crescita del fitoplancton e forniscono aree di rifugio e riproduzione per invertebrati e pesci (HEMINGA e DUARTE, 2000; HECK *et al.*, 2003; CRONIN *et al.*, 2006). Numerose rizofite sono in grado di trasferire l'ossigeno disciolto dalle foglie all'apparato radicale, determinando così la comparsa di microzone ossiche nel sedimento anossico che favoriscono la riossidazione dei prodotti della mineralizzazione anaerobica (es. metano) e la rimozione di azoto per denitrificazione accoppiata alla nitrificazione (REDDY *et al.*, 1989; CAFREY e KEMP, 1992; OTTOSEN *et al.*, 1999).

Negli ultimi decenni, i sistemi fluviali impattati hanno subito profonde trasformazioni di origine antropica come la rettificazione dell'alveo, la pensilizzazione delle golene, la costruzione di dighe e di derivazioni per il prelievo delle acque a scopi irrigui e industriali. Tali azioni riducono la velocità della corrente e determinano una semplificazione morfologica dell'asta fluviale; favoriscono inoltre la crescita di comunità fitoplanctoniche e l'alterazione degli equilibri tra i processi di sedimentazione e trasporto (ADAM *et al.*, 2007). L'alterazione del regime idrologico può amplificare l'effetto di un eccessivo carico di nutrienti, favorendo i processi di eutrofizzazione, soprattutto nei fiumi regolati (DODDS, 2006; HILTON *et al.*, 2006; ROSSETTI *et al.*, 2008). In particolare, la velocità della corrente gioca un ruolo chiave nel regolare la crescita e la distribuzione delle macrofite sommerse. Ad elevate velocità la vegetazione sommersa subisce marcate sollecitazioni meccaniche che possono portare allo sradicamento o alla rottura di foglie e steli (MADSEN *et al.*, 2001; SAND-JENSEN, 2008). Alle elevate velocità della corrente può anche essere associata una certa torbidità che, a sua volta, danneggia la vegetazione bentonica.

Il funzionamento dei sistemi fluviali è quindi regolato da complesse relazioni tra fattori biotici e abiotici, ed è per questo motivo che gli effetti dell'eutrofizzazione indotta dall'attività antropica non sono ancora oggi completamente noti (DODDS, 2006; HILTON *et al.*, 2006). Di fatto ancora pochi studi sui sistemi fluviali hanno analizzato il ruolo che ha la vegetazione sommersa nel regolare il metabolismo e i processi biogeochimici a livello bentonico (MADSEN *et al.*, 2001; CARACO e COLE 2002; HILTON *et al.*, 2006).

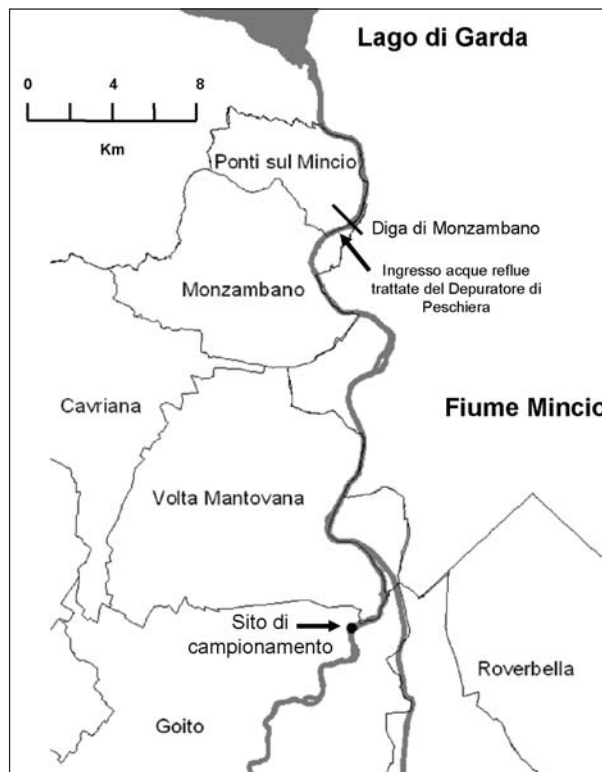
L'obiettivo di questo lavoro è di studiare il metabolismo bentonico, i flussi dei nutrienti e i tassi di denitrificazione in sedimenti colonizzati da *Vallisneria spiralis*, in un tratto situato nella pianura medio-alta del fiume Mincio (Lombardia). Nel tratto considerato, le acque sono ricche di nutrienti provenienti da sorgenti puntiformi (es. acque reflue di depurazione) e diffuse (es. attività agro-zootecnica) e il letto fluviale è caratterizzato da un crescente sviluppo di praterie di macrofite radicate sommerse. In questo studio, i processi biogeo-

chimici, in particolare quelli del ciclo dell'azoto, saranno analizzati in relazione all'evoluzione stagionale della prateria di *V. spiralis* e della capacità tampone del sedimento superficiale.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio

L'alto corso del fiume Mincio scorre su substrato ghiaioso situato a livello del piano campagna ed è caratterizzato da una profondità media di 1 m e velocità della corrente tra 0,5 e 1 m s<sup>-1</sup> (Fig. 1). La portata media annua misurata nel periodo 2000-2005 è stata di 15 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, di cui 2-3 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> derivano da apporti dalla falda superficiale. I deflussi sono regolati alla diga di Monzambano: in inverno l'acqua è trattenuta per invasare il lago di Garda e nel Mincio scendono 10-12 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; in estate i rilasci arrivano a 50-70 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> di cui circa il 25-30% scorre nell'alveo naturale del fiume, mentre la quota restante è immediatamente derivata da canali artificiali per l'uso irriguo. La regolazione dei deflussi riduce significativamente sia la durata che l'intensità delle piene.



**Fig. 1.** Mappa dell'alto corso del fiume Mincio. Sono riportati lo sbarramento che regola i deflussi (Diga di Monzambano), il punto di ingresso delle acque reflue trattate del Depuratore di Peschiera e la localizzazione del sito di campionamento.

Il carico di nutrienti che arriva al fiume è in parte di origine diffusa e in parte deriva da impianti di depurazione. Il territorio circostante è caratterizzato da agricoltura intensiva e da irrigazione prevalentemente a scorrimento che favoriscono la lisciviazione dei nutrienti dal terreno. Dal 1981 la qualità complessiva del fiume è peggiorata dopo l'entrata in funzione del depuratore di Peschiera (600000 AE in estate), impianto circumlacuale del Garda che convoglia le acque di scarico nel Mincio appena a valle della sua origine. MAGNANI (1988) ha effettuato uno studio per confrontare i carichi di nutrienti prima e dopo l'entrata in funzione del depuratore di Peschiera e ha evidenziato che la concentrazione media annua dei nitrati è più che raddoppiata (da 26  $\mu\text{M}$  nel 1979 a 70  $\mu\text{M}$  nel 1985, valori medi annui), mentre quella del fosforo totale è quasi quadruplicata (da 1,5  $\mu\text{M}$  nel 1979 a 5,5  $\mu\text{M}$  nel 1985).

Il tratto fluviale indagato presenta aree marginali un tempo caratterizzate da substrato ghiaioso che oggi sono ricoperte da sedimento fine e sono colonizzate da praterie di macrofite sommerse (*V. spiralis*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus trichophyllus*). *V. spiralis* è una specie stolonifera che è in grado di svilupparsi rapidamente per via clonale e che spesso forma praterie molto estese (HAUXWELL *et al.*, 2007). Fino a trent'anni fa questa pianta era confinata nel tratto più meridionale del Mincio, caratterizzato da bassa velocità della corrente.

### Programma di campionamento

I prelievi di acqua e sedimento sono stati effettuati ogni due mesi da febbraio a novembre 2007. In occasione di ogni campionamento sono state prelevate quattro carote contenenti solo sedimento ( $\text{Ø}=8$  cm;  $h=40$  cm) e quattro con sedimento colonizzato da *V. spiralis* ( $\text{Ø}=20$  cm;  $h=40$  cm). Per la caratterizzazione del sedimento sono state prelevate tre carote contenenti solo sedimento ( $\text{Ø}=5$  cm;  $h=30$  cm). Dopo il prelievo le carote sono state refrigerate e trasportate in laboratorio entro due ore dal campionamento. Piante di *V. spiralis* sono state marcate *in situ* al fine di misurarne la crescita con la tecnica del *leaf marking* (SAND-JENSEN, 1975). Durante ogni campionamento sono stati misurati sul posto la radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) (Delta OHM, mod. HD), la velocità della corrente (Flow probe, mod. FP101), la temperatura dell'acqua e la concentrazione dell'ossigeno disciolto (YSI multiple probe, mod. 556). I campioni d'acqua raccolti sono stati filtrati per la determinazione dell'azoto inorganico disciolto (DIN) e del fosforo reattivo solubile (SRP).

### Biomassa vegetale

La biomassa microalgale bentonica è stata stimata attraverso la determinazione della concentrazione della clorofilla *a* (Chl *a*) nei primi 0,5 cm di sedimento secondo il metodo di LORENZEN (1967). Alla fine delle incubazioni le carote sono state setacciate per separare e quantificare la biomassa di *V. spiralis*. Le piante raccolte sono state lavate, divise in parte epigea (foglie) e ipogea (radici+rizomi) ed essiccate in stufa a 70°C fino a peso costante. La biomassa secca è stata quindi polverizzata e analizzata per il contenuto di carbonio organico totale (TOC) e di azoto totale (TN), mediante un analizzatore elementare Carlo Erba, e il contenuto di fosforo totale (TP) secondo ASPILA *et al.* (1976).

### Leaf marking

Ogni mese 20-30 piante di *V. spiralis* sono state marcate sul posto, eseguendo due buchi paralleli alla base di ogni foglia, ad una distanza di riferimento di 1 cm dall'interfaccia acqua-sedimento. Le piante marcate sono state raccolte dopo un periodo variabile a seconda della stagione (tra 10 e 25 giorni), lavate e congelate a -20°C. Contemporaneamente, sul posto un nuovo set di piante è stato marcato per le misure successive. Per ciascuna foglia sono state misurate la larghezza e la lunghezza per il calcolo della superficie fogliare. L'allungamento di ciascuna foglia è stato misurato come distanza tra la cicatrice lasciata dalla marcatura e il punto di marcatura ancora visibile sulle foglie non cresciute. Le foglie che non presentavano alcuna cicatrice sono state considerate di nuova formazione. La superficie fogliare persa per rottura dell'apice delle foglie o per defoliazione non è stata considerata. Per convertire le misure di superficie in misure di biomassa, è stato utilizzato un fattore di conversione peso secco per area fogliare ( $\mu\text{g mm}^{-2}$ ), ottenuto misurando l'area fogliare e il peso secco di un set di foglie ( $n=30$ ) per ogni data di campionamento. Il tasso di crescita giornaliero (NGR=net growth rate) è stato calcolato mediante un modello di crescita esponenziale. Per ogni data di campionamento è stata determinata la fissazione di carbonio ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) come prodotto di NGR, la biomassa epigea areale e il contenuto percentuale di C delle foglie. Infine, è stato calcolato il "plastochrone interval" (PI), ossia il tempo (giorni) necessario per produrre una nuova foglia per pianta, secondo la formula di JACOBS (1979).

### Misura dei flussi di ossigeno disciolto, carbonio inorganico e nutrienti

In laboratorio, le carote raccolte sono state sommerse in una vasca contenente l'acqua del sito, mantenuta aerata e alla temperatura misurata nel fiume al momento del prelievo. Il giorno successivo al cam-

pionamento le carote sono state incubate al buio e poi alla luce per la misura dei flussi di gas disciolti ( $O_2$ ,  $CO_2$  e DIC) e dei nutrienti inorganici disciolti (SRP,  $NH_4^+$  e  $NO_3^-$ ), secondo la metodica riportata da DALSGAARD *et al.* (2000). Le incubazioni hanno avuto durata variabile tra 2 e 5 ore in ragione della temperatura dell'acqua; i flussi sono stati calcolati dalla differenza tra le concentrazioni dei soluti corretta per il tempo di incubazione e la superficie della carota. Dai flussi orari alla luce e al buio e dalla lunghezza del fotoperiodo sono stati ottenuti i flussi giornalieri. I tassi annuali sono stati ottenuti moltiplicando i tassi giornalieri per il numero di giorni compresi tra un campionamento e quello successivo (~60), e quindi sommando tra loro i risultati ottenuti.

L' $O_2$  è stato determinato secondo la metodica Winkler (STRICKLAND e PARSONS, 1972). Il carbonio inorganico disciolto è stato determinato mediante titolazione con HCl 0,1 N (ANDERSON *et al.*, 1986). Tecniche spettrofotometriche standard sono state usate per la misura di SRP (VALDERRAMA, 1977),  $NH_4^+$  (BOWER e HOLM-HANSEN, 1980) e  $NO_3^-$  (GOLTERMAN *et al.*, 1978).

### Misure di denitrificazione

Sullo stesso set di carote impiegate per gli esperimenti di incubazione è stata misurata la denitrificazione a livello dei sedimenti (incubazione al buio), mediante la *isotope pairing technique* (NIELSEN, 1992). Il metodo consiste nell'aggiungere  $^{15}NO_3^-$  all'interno delle carote e quindi nel misurare l'abbondanza relativa di  $^{14}N^{15}N$  e  $^{15}N^{15}N$  prodotti per denitrificazione. Questa tecnica permette di misurare la denitrificazione totale e di quantificare la frazione di denitrificazione dovuta alla diffusione del nitrato dalla colonna d'acqua al sedimento anossico ( $D_w$ ) e la frazione di denitrificazione prodotta all'interno del sedimento in seguito a nitrificazione ( $D_n$ ). Le analisi sono state condotte mediante uno spettrofotometro di massa dal National Environmental Research Agency di Silkeborg (Danimarca). I tassi di denitrificazione sono stati calcolati in accordo con le equazioni e le assunzioni di NIELSEN (1992).

### Analisi dei dati

L'analisi statistica è stata effettuata utilizzando il software statistico SPSS (SPSS Inc. USA, ver. 15.0). Le differenze tra i flussi di gas e nutrienti inorganici disciolti misurati in sedimenti non vegetati e vegetati sono state testate con ANOVA a una o due vie; le differenze sono state considerate significative per  $p < 0,05$ . Il metodo di Pearson è stato usato per analizzare la correlazione tra variabili fisico-chimiche e flussi bentonici.

## RISULTATI

### Caratterizzazione del sito di campionamento

Durante il 2007, la portata media nel sito di campionamento è stata pari a  $10,4 \pm 2,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un minimo in aprile ( $6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e un massimo in ottobre ( $13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ); l'irradianza e la temperatura dell'acqua hanno seguito un andamento stagionale con valori medi giornalieri compresi tra  $180$  e  $480 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  e tra  $9,4$  e  $25,1^\circ\text{C}$ , rispettivamente. Le concentrazioni di  $NH_4^+$  ( $16,0 \pm 1,1 \mu\text{M}$ ) e  $NO_3^-$  ( $314,3 \pm 5,7 \mu\text{M}$ ) hanno raggiunto i valori massimi in febbraio e novembre. Le concentrazioni di SRP sono risultate massime in ottobre ( $4,1 \pm 0,1 \mu\text{M}$ ) e minime in aprile ( $1,3 \pm 0,1 \mu\text{M}$ ). Nel periodo di campionamento l'ossigeno disciolto è risultato leggermente sottosaturato ( $89,4 \pm 14,4\%$ ), mentre l'anidride carbonica è sempre sovrassatura ( $377,2 \pm 182,6\%$ ).

La concentrazione di clorofilla *a* nel sedimento superficiale è risultata massima in febbraio ( $234 \pm 40 \text{ mg m}^{-2}$ ), per poi diminuire fino ad un minimo misurato nel mese di ottobre ( $142 \text{ mg m}^{-2}$ ). Su scala annuale la biomassa secca media di *V. spiralis* è risultata pari a  $99,8 \pm 18,3 \text{ g m}^{-2}$  e il rapporto tra biomassa epigea e ipogea è risultato di  $2,8 \pm 0,8$  con un minimo in febbraio (2,0) e massimo in novembre (3,9). La biomassa totale (foglie+radici) presenta un contenuto medio di  $TOC = 31,35 \pm 2,06$ ,  $TN = 3,07 \pm 0,35$  e  $TP = 0,74 \pm 0,28\%$ . Il contenuto di TN nelle foglie è maggiore durante il periodo di crescita della pianta (con un picco del  $3,61\%$  in aprile), mentre il contenuto di TP è risultato più alto in novembre nelle foglie ( $1,29\%$ ) e in ottobre nelle radici ( $0,90\%$ ).

### Leaf marking

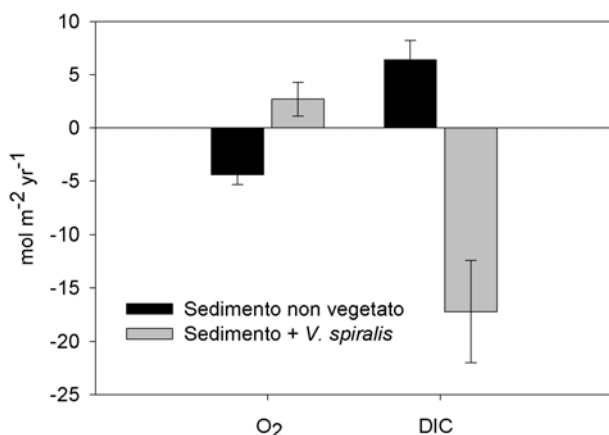
Il peso secco delle singole piante è risultato molto variabile e il valore medio ha raggiunto un massimo in ottobre ( $336,3 \pm 60,3 \text{ mg pianta}^{-1}$ ) e un minimo in maggio ( $138,8 \pm 13,3 \text{ mg pianta}^{-1}$ ). Il fattore di conversione biomassa-area fogliare varia stagionalmente tra  $10,2 \pm 0,5$  e  $16,8 \pm 0,7 \mu\text{g mm}^{-2}$ . La produzione media delle nuove foglie per pianta varia tra 0 (novembre) e  $7,4 \pm 0,5$  (maggio) ed è positivamente correlata con i tassi di crescita ( $r = 0,58$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 10$ ). I tassi di crescita (NGR) di *V. spiralis* seguono un andamento stagionale con un picco in agosto ( $0,0800 \pm 0,0100 \text{ d}^{-1}$ ) e un minimo in dicembre ( $0,0011 \pm 0,0003 \text{ d}^{-1}$ ). È stata misurata una correlazione positiva significativa tra i tassi di crescita e la temperatura dell'acqua ( $r = 0,48$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 90$ ). Alti tassi di crescita di *V. spiralis* nel periodo vegetativo sono stati tradotti in un rapido rinnovo fogliare (PI = 3,3 giorni alla fine di settembre), mentre una lenta crescita invernale è stata accoppiata ad un elevato PI. Infatti, il PI è risultato inversamente correlato con NGR ( $r = -0,83$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 10$ ). Nel periodo di

indagine le foglie di *V. spiralis* hanno fissato una quantità di carbonio inorganico compresa tra 2,2 e 157,4 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

### Flussi bentonici di ossigeno e carbonio inorganico disciolto

Nei sedimenti vegetati, i flussi dei gas disciolti (O<sub>2</sub> e DIC) alla luce (PNB=produzione netta bentonica) e al buio (RB=respirazione bentonica) e la produzione lorda bentonica (PLB=PNB-RB) seguono un andamento stagionale. In particolare, la produzione lorda bentonica, in accordo con l'andamento della temperatura, presenta un picco nel mese di agosto (19,0±1,72 e -28,9±3,7 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, per O<sub>2</sub> e DIC rispettivamente). I flussi dell'O<sub>2</sub> alla luce variano tra 1,1 e 7,4 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, mentre quelli del DIC sono compresi tra -4,6 e 14,2 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Al buio, invece, gli intervalli di variazione non sono significativamente diversi (-2,5<O<sub>2</sub><-11,5 e 1,4<DIC<14,6 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Il contributo medio delle macrofite alla respirazione (RB) è pari al 59±26%. I bilanci giornalieri di O<sub>2</sub> e DIC sono speculari e seguono un andamento stagionale. Su base annua i sedimenti vegetati a *V. spiralis* sono autotrofi con una produzione netta di O<sub>2</sub> pari a 2,73±1,56 mol m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> e un consumo di DIC di -17,2±4,8 mol m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> (Fig. 2).

Nei sedimenti nudi, PNB (3,1±0,8 mmol O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) e PLB (4,1±1,2 mmol O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) sono massimi in primavera, mentre RB è massima in agosto (-3,2±0,8 mmol O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), in corrispondenza del picco di temperatura della colonna d'acqua. Lo stesso andamento è stato registrato per il DIC, ma con valori superiori a quelli misurati per l'O<sub>2</sub> (PNB=-4,5±2,7 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, PLB=-7,0±2,8 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, RB=5,1±3,4 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). I bilanci giornalieri dei gas disciolti sono speculari e presentano il massimo consumo di O<sub>2</sub> (-37,4±5,3



**Fig. 2.** Flusso annuo di ossigeno (O<sub>2</sub>) e carbonio inorganico disciolto (DIC) nei sedimenti non vegetati e con *Vallisneria spiralis* nel tratto superiore del fiume Mincio sub-lacuale.

mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) e la massima produzione di DIC (55,1±15,6 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) in agosto. Su scala annuale i bilanci di O<sub>2</sub> e DIC sono risultati rispettivamente pari a -4,40±0,95 e 6,41±1,80 mol m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, evidenziando la netta eterotrofia del sedimento non vegetato (Fig. 2).

Dai dati di produzione e respirazione misurati con la metodica delle incubazioni è stata stimata la fissazione di C. I tassi misurati per i sedimenti vegetati a *V. spiralis* sono stati corretti per quelli misurati nei sedimenti nudi. Le assunzioni sono che i tassi dovuti al solo sedimento siano gli stessi nei sedimenti nudi e in quelli con vegetazione e che il DIC assimilato da *V. spiralis* provenga esclusivamente dalla colonna d'acqua. L'assimilazione del DIC è stata calcolata anche dai flussi dell'ossigeno usando un quoziente fotosintetico medio pari a 1,2 (SCHRAMM *et al.*, 1984; KEMP *et al.*, 1986; WETZEL e LIKENS, 1991). Il metabolismo bentonico è stato stimato inoltre attraverso la metodica del *leaf marking* (LM). I tassi di crescita (NGR) di *V. spiralis* sono stati convertiti in C fissato per metro quadrato, moltiplicandoli per la biomassa epigea e per il suo contenuto di C. Dal confronto dei risultati ottenuti con i tre metodi, anche se limitato a soli 6 dati medi, è stato trovato un buon accordo tra la fissazione di C stimata con la tecnica del LM (x) e quella ottenuta dai flussi di DIC (y) (y=1,09x-13,7; R<sup>2</sup>=0,75), mentre i tassi di fissazione del C calcolati a partire dai flussi di O<sub>2</sub> (z) risultano mediamente inferiori del 50% (z=0,50x-20,8; R<sup>2</sup>=0,73).

### Flussi bentonici dei nutrienti

Gli efflussi al buio di NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sono risultati correlati con la temperatura dell'acqua (r=0,74; p<0,01, n=24), con un picco in agosto di 149±52 nei sedimenti nudi e di 393±207 μmol N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> in quelli con *V. spiralis*. Alla luce, il rilascio di NH<sub>4</sub><sup>+</sup> è risultato attenuato nei sedimenti non vegetati, mentre quelli colonizzati da *V. spiralis* sono risultati dei *sink*, ad eccezione dell'incubazione di ottobre. Su scala giornaliera i sedimenti nudi costituiscono sempre una sorgente di NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ad eccezione del campionamento di febbraio, mentre in quelli con *V. spiralis* flussi netti positivi sono stati calcolati solo in agosto e ottobre, ma con tassi molto elevati. Su base annua, invece, entrambe le tipologie di sedimento sono risultate sorgenti di NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, con tassi pari a 321±91 mmol m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> nei sedimenti nudi e 409±102 mmol m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> in quelli vegetati (Fig. 3).

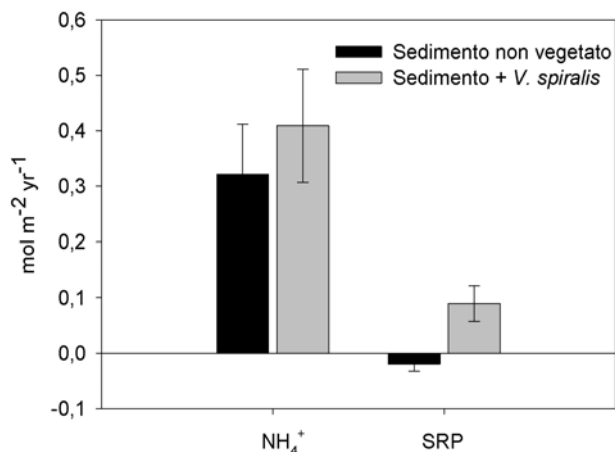
La grande disponibilità di NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in colonna d'acqua probabilmente supporta sia la domanda di N da parte dei produttori primari sia i processi di riduzione microbica batterica del nitrato, in quanto in entrambi i siti si osserva rimozione di NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Nei sedimenti nudi, con la sola eccezione di febbraio, la domanda di NO<sub>3</sub><sup>-</sup> è maggiore al buio, mentre in quelli colonizzati da *V. spiralis*

l'uptake di  $\text{NO}_3^-$  è maggiore alla luce. I maggiori tassi di consumo di  $\text{NO}_3^-$  sono stati misurati nel periodo estivo, con picchi in agosto di  $-1170 \pm 480 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  nei sedimenti vegetati, incubati alla luce e di  $-1030 \pm 320 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  nei sedimenti nudi incubati al buio. Su base annua entrambi i siti sono risultati un *sink* per il nitrato, ma con tassi significativamente maggiori nei sedimenti colonizzati da *V. spiralis* ( $-4581 \pm 1378 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Fig. 4).

I flussi medi di SRP sono risultati compresi tra  $-15$  e  $38 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Il sedimento nudo è risultato principalmente una trappola di SRP sia alla luce che al buio, con la sola eccezione del mese di aprile. Qui i flussi non presentano un andamento temporale significativo. Nella prateria di *V. spiralis*, i flussi di SRP sono positivamente correlati con la temperatura ( $r=0,65$ ,  $p<0,01$ ,  $n=24$ ). Nel periodo primaverile-estivo si ha sempre un rilascio dal sedimento alla colonna d'acqua con un massimo in agosto di  $0,8 \pm 0,3 \text{ mmol SRP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , mentre in febbraio e in novembre si osserva un abbattimento netto. I flussi, sia positivi che negativi, sono risultati tendenzialmente più alti alla luce. L'interazione tra sito e data di campionamento è risultata significativa (ANOVA a 2 vie,  $p<0,05$ ), mostrando che le differenze tra i flussi di SRP nei siti non vegetati e vegetati dipendono dalla stagione. Annualmente, i sedimenti nudi sono risultati una trappola per l'SRP ( $-19,4 \pm 13,4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ), mentre la prateria di *V. spiralis* è risultata una sorgente di SRP per la colonna d'acqua ( $89,3 \pm 31,8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Fig. 3).

### Tassi di denitrificazione

I tassi medi di denitrificazione totale misurati al buio ( $D_t$ ) sono risultati compresi tra un minimo di  $0,9 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (sedimento nudo, febbraio) e un massimo di



**Fig. 3.** Flusso annuo di azoto ammoniacale ( $\text{NH}_4^+$ ) e fosforo reattivo solubile (SRP) nei sedimenti non vegetati e con *Vallisneria spiralis* nel tratto superiore del fiume Mincio sub-lacuale.

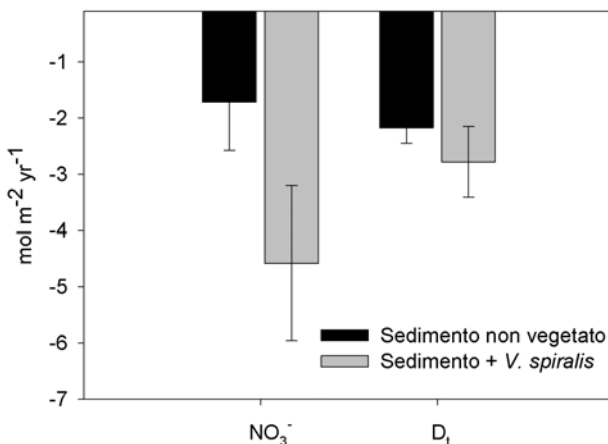
$16 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (sedimento vegetato, giugno) (Fig. 5). Su base annua, in entrambe le tipologie di sedimento, la denitrificazione totale è spiegata per più dell'80% dalla denitrificazione del nitrato proveniente dalla colonna d'acqua ( $D_w$ ). Questo processo è infatti favorito dalle elevate concentrazioni di  $\text{NO}_3^-$  in colonna d'acqua ( $134 \mu\text{M}$ , media annua). I tassi di  $D_t$  sono positivamente correlati con la temperatura dell'acqua ( $r=0,81$ ,  $p<0,01$ ,  $n=48$ ), seguono quindi un andamento stagionale con massimi estivi (Fig. 5). Inoltre, i tassi di denitrificazione sono risultati significativamente diversi stagionalmente (ANOVA,  $p<0,01$ ), ma non tra tipologie di sedimento. La rimozione complessiva di azoto è pari a  $2782 \pm 634 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  nei sedimenti vegetati e  $2173 \pm 277 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  nei sedimenti nudi (Fig. 4).

### DISCUSSIONE

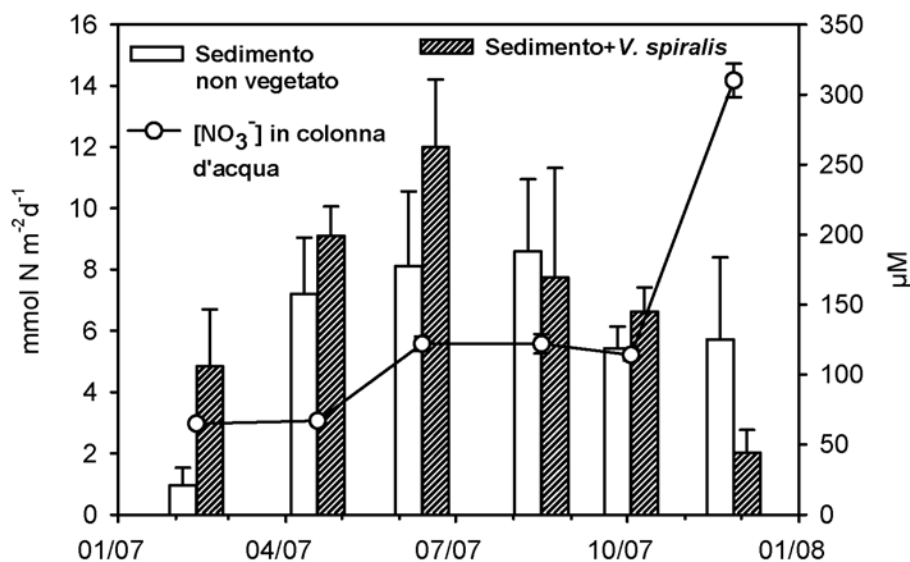
#### Biomassa e tassi di crescita di *Vallisneria spiralis*

I pochi studi sulla crescita di *V. spiralis* (BRIGGS e MAHER, 1985) riportano valori ( $2,1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) confrontabili con quelli determinati per il fiume Mincio ( $1,9 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). I risultati indicano una crescita minima durante i mesi freddi e un massimo nella stagione estiva, quando però si registra la minima biomassa; questo è dovuto probabilmente alla perdita di materiale fogliare, che risulta massima nel periodo estivo.

La densità delle praterie di *V. spiralis* nel tratto indagato appare in ogni caso alta e denota una espansione in atto. Diversi fattori possono favorire la colonizzazione da parte di macrofite radicate sommerse, ma nel caso in esame, si ritiene che la formazione e il mantenimento delle praterie di *V.*



**Fig. 4.** Flusso annuo di azoto nitrico ( $\text{NO}_3^-$ ) e tassi di denitrificazione totale ( $D_t$ ) nei sedimenti non vegetati e con *Vallisneria spiralis* nel tratto superiore del fiume Mincio sub-lacuale.



**Fig. 5.** Tassi di denitrificazione totale misurati in sedimenti non vegetati e con *Vallisneria spiralis*. Per tutte le date di campionamento sono anche riportate le concentrazioni medie di  $\text{NO}_3^-$  nella colonna d'acqua nel sito di campionamento.

*spiralis* sia supportata dalla dispersione di semi e propaguli dalle praterie presenti nella porzione meridionale del lago di Garda. Tale processo risulta favorito anche dalle caratteristiche idrologiche del tratto indagato che ha bassa profondità e portate ridotte (RIIS e SAND-JENSEN, 2006; RIIS, 2008). È noto inoltre che negli ambienti di acqua corrente lo sviluppo della rizosfera può fornire un vantaggio competitivo in quanto contrasta lo sradicamento delle piante (STEVENSON, 1988; SAND-JENSEN, 2008). Nel caso considerato, il rapporto tra parte ipogea e parte epigea di *V. spiralis* è pari a  $0,37 \pm 0,10$  (media annua), che risulta essere uno dei valori più alti riportati per le piante acquatiche sommerse di acqua dolce (OZIMEK *et al.*, 1976; STEVENSON, 1988).

#### Vegetazione bentonica e processi metabolici

L'andamento stagionale dei flussi dei gas disciolti mostra come la temperatura influenzi l'attività metabolica dei produttori primari e regoli gli scambi all'interfaccia acqua-sedimento in entrambe le tipologie di sedimento. È anche evidente, però, che i flussi netti di  $\text{O}_2$  e DIC non risultano stechiometricamente bilanciati. Nel 2007, nei sedimenti non vegetati il consumo di  $\text{O}_2$  è accoppiato alla rigenerazione di un'equivalente quantità di DIC, che è supportata probabilmente da processi anaerobici. Al contrario, nei sedimenti colonizzati da *V. spiralis* la quantità netta di  $\text{O}_2$  prodotta è accoppiata ad un uptake di DIC che è molto più elevato. Probabilmente la frazione di  $\text{O}_2$  mancante è quella che la pianta trasporta alle radici, che a loro volta la rilasciano nel sedimento circostante. La perdita radiale di ossige-

no dalle radici favorisce la riossidazione di molecole e ioni ridotti, con implicazioni per diversi cicli biogeochimici nelle acque interstiziali. Questa ipotesi è supportata dal confronto tra i tassi di fissazione di carbonio stimati a partire dai tassi di crescita e dai flussi di DIC e  $\text{O}_2$ . Il *leaf marking* può portare a sottostime dei tassi reali di assimilazione del C, in quanto non tiene conto della perdita dei frammenti di pianta e della crescita della porzione ipogea che su scala annuale costituisce in media il 27% della biomassa totale. Analogamente anche i flussi di carbonio inorganico possono determinare sottostime in quanto una porzione può essere assimilata direttamente dalla rizosfera. La fissazione di C stimata dai flussi di  $\text{O}_2$  è risultata inferiore di circa il 50% rispetto a quella calcolata dal *leaf marking* e dai flussi di carbonio inorganico; questa differenza può essere spiegata solo da una frazione di  $\text{O}_2$  non trascurabile rilasciata alla rizosfera tramite perdita radiale (si veda anche KEMP *et al.*, 1986). Il confronto tra metodiche indipendenti sembra quindi dimostrare che il metodo dell'ossigeno risulta inadeguato per caratterizzare la produzione di questa macrofita. In definitiva, il confronto tra i sedimenti non vegetati e vegetati mostra che lo sviluppo dei letti di *V. spiralis* trasforma il letto fluviale da eterotrofo (sensu VAN-NOTE *et al.*, 1980) ad autotrofo e da sorgente a trappola di carbonio inorganico disciolto. Inoltre, i tassi di fissazione del C ottenuti in questo studio (tra 0,02 e 0,16 mol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) si collocano nei range dei sistemi più produttivi, come le zone litoranee dei laghi e le zone umide di acqua dolce (TITUS e STEPHENS, 1983; BRIGGS e MAHER, 1985).

### Processi biogeochimici dei nutrienti e rimozione dell'azoto

Il bacino del fiume Mincio è altamente vulnerabile ai nitrati, per l'elevata permeabilità dei suoli ed in quanto soggetto a pratiche agricole intensive con irrigazione a scorrimento, che determinano *runoff* e percolazione dei nutrienti solubili (TELÒ *et al.*, 2007). Il tratto oggetto di studio è caratterizzato da un'alta concentrazione di azoto inorganico, in particolare di  $\text{NO}_3^-$ , che deriva probabilmente dalle acque reflue del depuratore di Peschiera e dall'input di acque di falda arricchite di azoto. Le acque del tratto di alta-media pianura del fiume Mincio sono invece meno impattate dai fosfati, anche se le concentrazioni di SRP sono maggiori rispetto a quelle misurate nel Lago di Garda.

Considerando la grande disponibilità di C, N e P disciolti e il continuo ricambio delle acque è probabile quindi che nel tratto indagato i produttori primari non siano limitati da nutrienti. GERLOFF e KROWBOLZ (1966), in uno studio su *V. americana*, hanno proposto come valori critici per il contenuto di N e P nei tessuti della macrofita 1,3% e 0,13%, rispettivamente. In questo studio il contenuto di N (valore minimo 3,03%) e P (valore minimo 0,57%) in *V. spiralis* è risultato sempre al di sopra di questa soglia, per cui si ritiene che non ci sia limitazione da nutrienti.

I flussi netti annuali positivi di  $\text{NH}_4^+$  e SRP misurati per i sedimenti colonizzati da *V. spiralis*, indicano che l'assimilazione da parte della pianta non è sufficiente per compensare la rigenerazione bentonica, probabilmente a causa dell'accoppiamento tra ritenzione e mineralizzazione di particolato organico labile all'interno dei letti di macrofite. Infatti, le praterie di macrofite sommerse rallentano localmente la velocità della corrente favorendo la ritenzione del materiale particolato per filtrazione e sedimentazione (SHORT e SHORT, 1984); si arricchiscono di conseguenza di detrito rispetto al sedimento circostante, stimolando quindi la decomposizione microbica del materiale accumulato (STEVENSON, 1988; MADSEN *et al.*, 2001). Nei sedimenti non vegetati, caratterizzati da un minore apporto di sostanza organica, i flussi di  $\text{NH}_4^+$ , pur essendo positivi, sono inferiori rispetto a quelli stimati per i sedimenti colonizzati da *V. spiralis*. Al contrario essi costituiscono una trappola per il SRP, probabilmente a causa dei processi di adsorbimento e per l'azione assimilativa delle microalghe bentoniche.

Entrambe le tipologie di sedimento si comportano come *sink* del nitrato, ma il sedimento con *V. spiralis* ha una capacità di ritenzione e dissipazione che è 2,5 volte più elevata di quella del sedimento non vegetato (Fig. 4).

La denitrificazione è stata misurata assumendo che non vi sia competizione tra produttori primari, batteri

nitrificanti e denitrificanti (RYSGAARD *et al.*, 1995). I tassi di denitrificazione misurati sono tra i più alti riportati in letteratura (PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELLAS, 2006) e non presentano differenze significative tra i sedimenti nudi e vegetati. La denitrificazione totale è sostenuta per l'80% dalla diffusione di nitrato dalla colonna d'acqua, conseguenza probabilmente delle elevate concentrazioni di  $\text{NO}_3^-$ . Le elevate concentrazioni di nitrato evitano la competizione fra batteri denitrificanti e macrofite e stimolano il processo di denitrificazione, favorito anche dalla disponibilità di sostanza organica proveniente dalla sedimentazione di particolato, frammenti di piante ed essudati radicali. Inoltre, l'attivo rilascio di ossigeno nella rizosfera favorisce la formazione di microfilm ossici nel sedimento anossico e quindi di condizioni redox tali da favorire l'accoppiamento di nitrificazione e denitrificazione (CAFFREY e KEMP, 1992). Occorre però evidenziare che l'*isotope pairing technique* è un metodo affidabile per misurare la denitrificazione in sedimenti non vegetati e non bioturbati, ma può sottostimare la denitrificazione nei sedimenti profondi e nella rizosfera. È infatti probabile che i valori di denitrificazione riportati in questo lavoro siano sottostime dei tassi reali poiché non includono la denitrificazione profonda. In base alle nostre conoscenze, non sono stati effettuati altri studi sui processi di denitrificazione in sedimenti colonizzati da *V. spiralis*, pertanto, ulteriori approfondimenti sarebbero necessari per evidenziare il ruolo effettivo della rizosfera, ad esempio attraverso la marcatura isotopica delle acque interstiziali con  $^{15}\text{NH}_4^+$  (RISGAARD-PETERSEN e JENSEN, 1997).

### CONCLUSIONI

Lo studio ha evidenziato come in un tratto fluviale arricchito di nutrienti le praterie di *V. spiralis* determinano uno *shift* del metabolismo bentonico da eterotrofo a nettamente autotrofo. Le macrofite hanno un ruolo relativamente meno importante come sorgente di  $\text{O}_2$  verso la colonna d'acqua rispetto alla capacità di sequestrare carbonio inorganico. I dati a disposizione indicano però una possibile forte azione della rizosfera nella riossidazione dei sedimenti organici presenti nel letto fluviale.

Le praterie di macrofite sono trappole temporanee per i nutrienti disciolti, assimilati direttamente dalla colonna d'acqua e trasportati a valle come fronde. Il sistema macrofite+sedimento risulta in ogni caso essere una sorgente netta di azoto ammoniacale e fosforo reattivo solubile in quanto l'assimilazione da parte delle piante non riesce a compensare la rigenerazione bentonica, favorita peraltro dalla presenza delle macrofite stesse, che intrappolano sostanza or-



ganica che viene mineralizzata ad opera della comunità microbica. Inoltre, lo sviluppo delle praterie e la sedimentazione del particolato sono favoriti dalle basse portate e dai nutrienti presenti nel sistema; il feedback positivo che ne deriva potrebbe determinare nel medio termine condizioni critiche per la sopravvivenza delle macrofite stesse.

La vegetazione bentonica regola l'assimilazione di

nitrito e la denitrificazione, che sono processi biogeochimici chiave, visto che attualmente l'inquinamento da nitrati, prevalentemente di origine diffusa, interessa molti sistemi fluviali. Per entrambi i processi i tassi misurati per *V. spiralis* sono elevati, ma sono ancora di qualche ordine di grandezza inferiore rispetto ai carichi di nitrito che entrano nel tratto investigato del fiume Mincio.

## BIBLIOGRAFIA

- ADAM G.Y., BAILEY R.C., SCHWINDT J.A., 2007. Effectiveness of best management practices in improving stream ecosystem quality. *Hydrobiologia* **583**: 331-344.
- ANDERSON L.G., HALL P.O.J., IVERFELDT A., VAN DER LOEFF M.M.R., SUNDBY B., WESTERLUND S.F.G., 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnology and Oceanography* **31**: 319-329.
- ASPILA K.I., AGEMIAN H., CHAU A.S.Y., 1976. A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* **1200**: 187-197.
- BOWER C.E., HOLM-HANSEN T., 1980. A salicylate-hypochlorite method for determining ammonia in seawater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 794-798.
- BRIGGS S.V., MAHER T., 1985. Limnological studies of waterfowl habitat in south-western New South Wales. II. Aquatic macrophyte productivity. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **36**: 707-715.
- CAFFREY J.M., KEMP W.M., 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnology and Oceanography* **37**: 1483-1495.
- CARACO N.F., COLE J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Application* **12**: 1496-1509.
- CRONIN G., LEWIS W.M.J., SCHIEHSER M.A., 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany* **85**: 37-43.
- DALSGAARD T., NIELSEN L.P., BROTHAS V., VIAROLI P., UNDERWOOD G.J.C., NEDWELL D.B., SUNDBÄCK K., RYSGAARD S., MILES A., BARTOLI M., DONG L., THORNTON D.C.O., OTTOSEN L.D.M., CASTALDELLI G., RISGAARD-PETERSEN N., 2000. *Protocol handbook for NICE-Nitrogen cycling in estuaries: a project under the EU research programme. Marine Science and Technology (MAST III)*. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, 62 pp.
- DODDS W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* **51**: 671-680.
- GERLOFF G.C., KROMBOLZ P.H., 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography* **11**: 529-537.
- GOLTERMAN H.L., CLYMO R.S., OHNSTAND M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. I.B.P. Handbook Nr. 8. Blackwell, Oxford, 213 pp.
- HARLIN M.M., RINES H.M., 1993. Spatial cover of 8 common macrophytes and 3 associated invertebrates in Narragansett Bay and contiguous waters, Rhode-Island, USA. *Botanica Marina* **36**: 35-45.
- HAUXWELL J., FRAZER T.K., OSENBURG C.W., 2007. An annual cycle of biomass and productivity of *Vallisneria spiralis* in a subtropical spring-fed estuary. *Aquatic Botany* **87**: 61-68.
- HECK K.L.J., HAYS G., ORTH R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* **253**: 123-136.
- HEMMINGA M.A., DUARTE C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HILTON J., O'HARE M., BOWES M.J., JONES J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* **365**: 66-83.
- JACOBS R.P.W.M., 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. *Aquatic Botany* **7**: 151-172.
- KEMP W.M., LEWIS M.R., JONES T.W., 1986. Comparison of methods for measuring production by the submersed macrophyte, *Potamogeton perfoliatus* L. *Limnology and Oceanography* **31**: 1322-1334.
- LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* **12**: 343-346.
- MADSEN J.D., CHAMBERS P.A., JAMES W.F., KOCH E.W., WESTLAKE D.F., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* **444**: 71-84.
- MAGNANI T., 1988. Modificazioni trofiche del fiume Mincio dopo l'entrata in funzione dell'impianto di depurazione di Peschiera del Garda. *Bolettino Museo Storia Naturale Lunigiana*, **6-7**: 261-265.
- NIELSEN L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS (Fed. Eur. Microbiol. Soc.) Microbiology Ecology* **86**: 357-362.
- OTTOSEN L.D.M., RISGAARD-PETERSEN N., NIELSEN L.P., 1999. Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquatic Microbial Ecology* **19**: 81-91.
- OZIMEK T., PREIS A., PREIS K., 1976. Biomass and distribution of underground parts of *Potamogeton perfoliatus* L. and *P.*

- lucens* in Mikolajskie Lake, Poland. *Aquatic Botany* **2**: 309-316.
- PIÑA-OCHOA E., ÁLVAREZ-COBELAS M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry* **81**: 111-130.
- REDDY, K.R., PATRICK W.H.J., LINDAU C.W., 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography* **34**: 1004-1013.
- RIIS T., 2008. Dispersal and colonisation of plants in lowland streams: success rates and bottlenecks. *Hydrobiologia* **596**: 341-351.
- RIIS T., SAND-JENSEN K., 2006. Dispersal of plant fragments in small streams. *Freshwater Biology* **51**: 274-286.
- RISGAARD-PETERSEN N., JENSEN K., 1997. Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. *Limnology and Oceanography* **42**: 529-537.
- ROSSETTI G., VIAROLI P. e FERRARI I., 2008. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications* **25**: 814-835.
- RYSGAARD S., CHRISTENSEN P.B., NIELSEN L.P., 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series* **126**: 111-121.
- SAND-JENSEN K., 1975. Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. *Ophelia* **14**: 185-201.
- SAND-JENSEN K., 2008. Drag forces on common plant species in temperate streams consequences of morphology, velocity and biomass. *Hydrobiologia* **610**: 307-319.
- SCHAEFFER M., SZABO S., GRAGANAN I A., VAN NES E.H., RINALDI S., KAUTSKY N., NOEBERG J., ROJACKERS R.M.M., FRANKEN R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**: 4040-4045.
- SCHRAMM W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology* **11**: 69-78.
- SCHRAMM W., GUALBERTO E., OROSCO C., 1984. Release of dissolved organic matter from marine tropical reef plants: temperature and desiccation effects. *Botanica Marina* **27**: 71-77.
- SHORT F.T., SHORT C.A., 1984. The seagrass filter: Purification of estuarine and coastal waters, In: V. S. Kennedy (ed.), *The estuary as a filter*. Academic Press, New York: 395-413.
- STEVENSON J.C., 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. *Limnology and Oceanography* **33**: 867-893.
- STRICKLAND J.D., PARSONS T.R., 1972. *A practical handbook of seawater analysis, 2nd ed.* Bulletin of Fisheries Research Board of Canada, 167 pp.
- TELÒ R., PINARDI M., BODINI A., BARTOLI M., RACCHETTI E., VIAROLI P., CUIZZI D., VANNUCCI M., PREVIDI L., 2007. Caratterizzazione integrata dello stato ambientale del fiume Mincio. In: *Atti del Progetto da Agenda 21 ad Azione 21 – Progetto di riqualificazione integrata e partecipata del fiume Mincio*, Relazione finale: 240 pp.
- TITUS J.E., STEPHENS M.D., 1983. Neighbour influences and seasonal growth patterns for *Vallisneria americana* in a mesotrophic lake. *Oecologia* **56**: 23-29.
- VALDERRAMA J.C., 1977. Methods used by the Hydrographic Department of National Board of Fisheries, Sweden. In: K. Grasshof (ed.), *Report of the Baltic Intercalibration Workshop*. Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea, Annex: 13-40.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.
- VIAROLI P., BARTOLI M., GIORDANI G., NALDI M., ORFANIDIS S., ZALDIVAR J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems* **18**: S105-S117.
- WETZEL R.G., LIKENS G.E., 1991. *Limnological analyses, 2nd ed.* Springer-Verlag, Berlin.