

Flussi di ossigeno, azoto nitrico, anidride carbonica e metano in sedimenti fluviali colonizzati da *Vallisneria spiralis*

Cristina Ribaudo*, Erica Racchetti, Daniele Longhi e Marco Bartoli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Viale G.P. Usberti 33/A - 43100 Parma.

* Referente per la corrispondenza: cristina.ribaudo@nemo.unipr.it

Riassunto

I flussi bentonici di ossigeno, anidride carbonica, metano ed azoto nitrico sono stati studiati in due segmenti fluviali che differiscono per le concentrazioni di azoto inorganico disciolto nella massa d'acqua. Le indagini sono state svolte mediante incubazione di carote intatte di sedimenti nudi e colonizzati da *Vallisneria spiralis*. L'ipotesi del lavoro è che la vegetazione sommersa nella stagione di crescita sia un sink di CO₂ e CH₄ e che la capacità di abbattimento sia regolata dal tenore del nitrato nelle acque. Si ritiene infatti che a causa della diminuzione delle portate e della crescente eutrofizzazione, nei tratti fluviali di pianura possa aumentare la copertura della vegetazione sommersa con conseguente comparsa di metabolismo autotrofo. I risultati dello studio mostrano come i sedimenti non colonizzati di entrambi i siti siano eterotrofi, mentre in presenza di *V. spiralis* il sistema diventa nettamente autotrofico. Il quoziente fotosintetico nei sedimenti vegetati è risultato costantemente inferiore all'unità, ad indicare che una quota significativa dell'ossigeno prodotto per fotosintesi viene trasferita al sedimento, favorendo così i processi di riossidazione dei composti ridotti prodotti dal metabolismo anaerobico. Infatti, i flussi del metano sono risultati nettamente inferiori nella prateria di *Vallisneria* rispetto al sedimento nudo, in particolare nel sito caratterizzato da una maggiore concentrazione di nitrato. Il nitrato può infatti interferire con la metanogenesi e favorire la riossidazione del metano.

PAROLE CHIAVE: flussi bentonici / riossidazione / vegetazione sommersa / ciclo del carbonio

Benthic fluxes of oxygen, carbon dioxide, methane and nitrate in a riverine meadow of *Vallisneria spiralis*

Lowland rivers are becoming eutrophic and the frequent water shortage causes the development of submerged aquatic vegetation (SAV). The hypothesis of this work is that during the growth period, SAV colonizing the river bed acts as a sink of CO₂ and CH₄ and that nitrate availability controls benthic processes. For testing this hypothesis, benthic fluxes of oxygen, carbon dioxide, methane and nitrate were analysed in two fluvial segments with a large meadow of *Vallisneria spiralis* and different nitrate concentrations. Intact sediment cores with and without SAV were incubated under natural light and temperature conditions. Bare sediments at both sites performed as heterotrophic, whilst the occurrence of *V. spiralis* determined the autotrophy onset. The photosynthetic quotient in vegetated sediments resulted constantly <1, suggesting that a reliable amount of the oxygen produced by photosynthesis was transferred into the sediment, here supporting reoxidation processes. Methane effluxes in the *Vallisneria* meadow were significantly lower than in the bare sediments. We hypothesize that at high nitrate concentrations, nitrate can interfere with methanogenesis and favour methane reoxidation.

KEY WORDS: benthic fluxes / reoxidation / *Vallisneria spiralis* / carbon cycle

INTRODUZIONE

Gli ambienti lotici sono considerati eterotrofi in quanto la respirazione dovuta agli apporti di carbonio organico alloctono supera ampiamente la produzione primaria autoctona (DUARTE e PRAIRE, 2005). In condizioni naturali, i produttori primari dei corsi d'acqua possono essere limitati da numerosi fattori, tra cui la velocità della corrente che impedisce la formazione di comunità vegetali stabili, la ridotta disponibilità di nutrienti, l'elevato trasporto solido e la conseguente tor-

bidità e il moto turbolento delle acque (MADSEN *et al.*, 2001; HUNG *et al.* 2007). Ne consegue che le acque dei fiumi tendono ad essere sovrassature in anidride carbonica e metano e che entrambi i gas vengono rilasciati verso l'atmosfera (DEPETRIS e KEMPE, 1993; RAYMOND *et al.*, 1997). Tuttavia, le crescenti pressioni antropiche, in particolare le derivazioni di acqua che causano una diminuzione sensibile delle portate e l'apporto di nutrienti, determinano l'aumento della produzione pri-

maria di fitoplancton e macrofite (HILTON *et al.*, 2006). La formazione di praterie di rizofite rallenta localmente la velocità dell'acqua e innesca meccanismi di sedimentazione e ritenzione del materiale particolato sospeso nella massa d'acqua (SAND-JENSEN, 1998; SAND-JENSEN e PEDERSEN, 1999; COTTON *et al.*, 2006). In breve tempo, substrati grossolani caratterizzati da circolazione iporreica e buona ossigenazione delle acque vengono trasformati in depositi limosi e asfittici a causa di processi di occlusione degli spazi interstiziali (STEVENSON, 1988; MADSEN *et al.*, 2001). Il materiale sedimentato alimenta processi respiratori bentonici che consumano ossigeno e producono anidride carbonica e metano. Simultaneamente, le macrofite radicate fissano carbonio e producono ossigeno che viene in parte trasferito nella rizosfera mediante perdita radiale dalle radici - Radial Oxygen Loss, ROL (ARMSTRONG, 1979; CAFFREY e KEMP, 1991; BARTOLI *et al.*, 2003; 2008). L'equilibrio tra produzione primaria, accumulo di carbonio organico e processi respiratori è responsabile del metabolismo del sistema bentonico con implicazioni per gli scambi acqua-sedimento di ossigeno, anidride carbonica e metano. Tra i fattori che regolano questo equilibrio vi sono temperatura dell'acqua, carico organico, tipologia dei produttori primari, ROL, e concentrazione di ossigeno e azoto nitrico nella colonna d'acqua.

Le ipotesi alla base di questo lavoro sono tre: 1) in segmenti fluviali eutrofici la presenza di vegetazione acquatica sommersa (SAV) determina l'autotrofia dell'ecosistema; 2) gli scambi acqua-sedimento di CO₂ e CH₄ sono controllati dalla SAV, in particolare per effetto del ROL; 3) la capacità della SAV di controllare i processi bentonici dipende dalla disponibilità di nitrato. Tali ipotesi sono state valutate sperimentalmente analizzando i flussi bentonici di ossigeno, anidride carbonica, metano e azoto nitrico. I flussi sono stati misurati mediante incubazione di carote intatte di sedimento prelevate all'interno di una prateria di *Vallisneria spiralis* e in aree con sedimento nudo. Le stazioni di campionamento sono situate in due segmenti del fiume Mincio, dove le acque hanno diverse concentrazioni di nitrato.

MATERIALI E METODI

Area di studio

I campioni di acqua, sedimento e macrofite sono stati prelevati dalla porzione settentrionale del fiume Mincio sublacuale. Sono state considerate due stazioni: la prima è situata immediatamente a valle dell'incile del lago e presenta acque oligotrofiche; la seconda si trova a valle dell'immissione del depuratore di Peschiera e riceve numerosi scarichi sia puntiformi che diffusi. In questa porzione del fiume le pressioni antropiche sono massime nel periodo estivo, quando le portate sono ridotte a causa dei prelievi irrigui ed aumentano le immissioni dal depuratore per effetto della stagione turistica (PINARDI *et al.*, 2009). Nei due siti, ampie porzioni del fondale ciottoloso sono coperte da sedimento fine su cui crescono estese praterie di *Vallisneria spiralis*.

Piano di campionamento

Nel corso del 2008 sono stati condotti tre esperimenti per ogni sito; i periodi scelti sono corrispondenti rispettivamente alle fasi di crescita iniziale, di massimo sviluppo e di senescenza di *Vallisneria* (PINARDI *et al.*, 2009). In ogni fase di campionamento sono stati effettuati il prelievo di sedimento e vegetazione e l'allestimento dei microcosmi. I microcosmi sono stati quindi incubati *in situ*. Infine, i microcosmi sono stati prelevati ed utilizzati per una serie di incubazioni in laboratorio (Tab. I).

Per allestire i microcosmi sono stati prelevati sedimenti superficiali e individui di *V. spiralis*. I sedimenti, raccolti mediante carotaggi degli orizzonti più superficiali, sono stati setacciati (maglia 5 mm) per rimuovere il materiale grossolano, omogeneizzati e trasferiti in 32 camere cilindriche di plexiglass trasparente (altezza 10 cm, diametro interno 7 cm). In 16 camere sono stati poi trapiantati da 3 a 5 individui di *V. spiralis* in funzione della densità delle piante misurata nel sito di campionamento. Le piante sono state scelte tra quelle prelevate cercando di individuare quelle simili per dimensioni e numero di foglie. Prima del trapianto, da ogni pianta sono stati rimossi i sedimenti, gli epifiti e gli

Tab. I. Sequenza delle operazioni di prelievo e analisi nel corso del 2008.

Periodo di campionamento	Sito: O = oligotrofico; E = eutrofico	Allestimento microcosmi	Periodo di crescita <i>in situ</i> (giorni)	Prelievo microcosmi e trasporto in laboratorio	Misura dei flussi bentonici
Primavera	O	22 aprile	21	13 maggio	14 maggio
	E	18 marzo	22	09 aprile	10 aprile
Estate	O	29 luglio	21	19 agosto	20 agosto
	E	01 luglio	20	21 luglio	22 luglio
Autunno	O	28 ottobre	20	17 novembre	18 novembre
	E	30 settembre	21	21 ottobre	22 ottobre

organismi adesi a foglie e radici tramite risciacqui ripetuti con acqua del sito. Le due serie di microcosmi (con e senza *V. spiralis*) sono state poi trasferite in appositi contenitori e posizionate sul fondo del fiume, rispettivamente in aree colonizzate da vegetazione e in aree con sedimenti non vegetati. I microcosmi sono stati lasciati *in situ* per circa 20 giorni, per permettere l'acclimatazione delle piante all'interno delle camere in condizioni naturali di luce, temperatura, idrodinamismo e disponibilità di nutrienti.

Dopo questo periodo i microcosmi sono stati recuperati, immersi in acqua del sito opportunamente refrigerata e quindi trasportati in laboratorio nel minor tempo possibile, dove sono stati trasferiti all'interno di una camera termostata e posti in una vasca contenente acqua del sito di campionamento mantenuta alla temperatura misurata in campo. L'illuminazione della vasca è stata ottenuta mediante l'impiego di lampade alogene da 1000 W, la cui distanza è stata regolata in modo tale da ottenere una maggiore intensità luminosa nel periodo estivo ed una intensità relativamente più bassa nel periodo autunnale e primaverile (stessi valori per i due siti di campionamento).

All'interno della vasca di incubazione, ogni microcosmo è stato inserito in un *liner* di plexiglass trasparente (altezza 30 cm, d.i. 8 cm) munito di un sistema di agitazione (barretta magnetica sospesa, fatta ruotare da un motore esterno) al fine di garantire il mescolamento dell'acqua all'interno della carota e di evitare fenomeni di stratificazione.

Le incubazioni per la misura dei flussi di ossigeno, anidride carbonica, metano e azoto nitrico sono state effettuate al buio e alla luce, il giorno successivo al prelievo dei microcosmi (DALSGAARD *et al.*, 2000). I tempi di incubazione sono stati compresi tra 3 e 5 ore in relazione alla temperatura dell'acqua e alla attività metabolica di piante e microrganismi (PINARDI *et al.*, 2009); i flussi sono stati calcolati secondo l'equazione:

$$flusso = \frac{([x]_f - [x]_i) \times V}{\Delta t \times A}$$

dove $[x]_f$ e $[x]_i$ sono le concentrazioni finali ed iniziali del soluto x , V è il volume dell'acqua all'interno della camera, Δt è il tempo di incubazione e A l'area di base della camera. I flussi sono stati espressi in $\text{mmol m}^{-2} \text{h}^{-1}$; per convenzione un flusso negativo è diretto dall'acqua verso i sedimenti (consumo netto), viceversa un flusso positivo indica un aumento della concentrazione del soluto in acqua (rigenerazione netta).

I flussi orari alla luce e al buio sono stati in seguito moltiplicati per le ore di luce e di buio del periodo di campionamento e sommati per ottenere il bilancio giornaliero; i bilanci giornalieri sono poi stati estesi all'intero periodo di campionamento, pari a circa 200 giorni.

Al termine delle incubazioni il contenuto dei microcosmi con *V. spiralis* è stato setacciato e la biomassa totale è stata recuperata, lavata con acqua di rubinetto ed essiccata a 60 °C fino a peso costante.

Dal rapporto tra i flussi al buio di anidride carbonica e ossigeno misurati nel solo sedimento non vegetato sono stati calcolati i quozienti respiratori – Respiratory Quotient, RQ (RICH, 1975; GRANÉLI, 1979); dal rapporto tra i flussi di ossigeno e anidride carbonica misurati alla luce sul sedimento vegetato sono stati calcolati i quozienti fotosintetici – Photosynthetic Quotient, PQ (KEMP *et al.*, 1986).

Dalle concentrazioni in acqua di ossigeno disciolto (C_{O_2}) e ione nitrato ($C_{NO_3^-}$) e dai flussi di ossigeno misurati al buio (F_{O_2}) è stato possibile stimare i tassi di denitrificazione supportati dal nitrato in acqua (D_w) secondo l'equazione proposta da CHRISTENSEN *et al.* (1990):

$$D_w = F_{O_2} \cdot 0,8 \cdot \left[\sqrt{\left(1 + 0,82 \cdot \frac{C_{NO_3^-}}{C_{O_2}} \cdot \frac{1}{0,8} \right)} - 1 \right]$$

I valori teorici di denitrificazione calcolati mediante questo approccio sono risultati, nei sedimenti del Mincio, non significativamente differenti da quelli misurati direttamente mediante metodiche isotopiche (PINARDI *et al.*, 2009).

Metodiche analitiche

L'ossigeno disciolto in acqua (O_2) è stato misurato mediante microtitolazione iodometrica con tiosolfato seguendo la metodica proposta da Winkler (APHA, 1981).

Il metano disciolto è stato analizzato per via gascromatografica (GC Fisons 9000, rivelatore FID, colonna capillare) dopo estrazione del gas mediante spazio di testa in Exetainer (3 mL di spazio di testa e 9 mL di acqua) (MCAULLIFE, 1971).

La concentrazione del carbonio inorganico disciolto totale (TCO_2) è stata misurata tramite titolazione con HCl 0,1 N a 6 punti finali di pH (ANDERSON *et al.*, 1986).

La concentrazione di azoto nitrico è stata misurata spettrofotometricamente dopo riduzione del nitrato a nitrito in colonna impaccata con cadmio granulare e determinazione del nitrito mediante diazotazione (APHA, 1981).

RISULTATI

Processi respiratori nei sedimenti nudi

In entrambi i siti, il consumo di ossigeno, la rigenerazione di anidride carbonica e la produzione di metano sono risultati regolati soprattutto dalla temperatura dell'acqua, mentre la domanda di azoto nitrico è risultata indipendente dalla temperatura ma correlata alla concentrazione del nitrato disciolto nelle acque (Fig. 1). Le

pendenze delle rette di regressione dei flussi di O_2 e della temperatura e dei flussi di CO_2 e la temperatura indicano come al crescere della temperatura la produzione di CO_2 sia molto più elevata del consumo di ossigeno.

Il quoziente respiratorio medio calcolato sull'intero pool di dati è risultato pari a $1,28 \pm 0,46$, con un massimo di 1,88 misurato in estate nei sedimenti di Massimbona.

La domanda di ossigeno e la produzione di carbonio inorganico non sono risultati significativamente diversi tra i due siti, mentre la domanda di azoto nitrico da parte dei sedimenti è risultata significativamente maggiore a Massimbona (ANOVA, $P < 0,01$), dove è sostenuta dai maggiori tenori di questo ione nelle acque e dove ha raggiunto il valore massimo in ottobre ($-0,76 \pm 0,01$ mmol $m^{-2}h^{-1}$). I sedimenti di Peschiera sono invece risultati deboli sorgenti di azoto nitrico in primavera e deboli *sink* in estate ed in autunno.

A Massimbona, la denitrificazione teorica media nel periodo di campionamento è stata stimata in $0,38 \pm 0,08$ mmol N $m^{-2}h^{-1}$, con un massimo autunnale di $0,75 \pm 0,09$ mmol N $m^{-2}h^{-1}$ ed un minimo primaverile di $0,09 \pm 0,01$ mmol N $m^{-2}h^{-1}$. A Peschiera i valori sono significativamente inferiori e variabili tra un minimo di $0,01 \pm 0,00$ ed un massimo di $0,08 \pm 0,01$ mmol N $m^{-2}h^{-1}$, misurati rispettivamente in agosto e in novembre. I tassi di denitrificazione, convertiti in equivalenti di carbonio ossidato (RICHARDS, 1965), spiegano a Massimbona una quota del flusso di TCO_2 compresa tra l'8 (luglio) e il 76% (ottobre); a Peschiera questo processo è meno importante e spiega da < 1 (agosto) al 6% circa del flusso di TCO_2 .

Flussi netti giornalieri di ossigeno, anidride carbonica, azoto nitrico e metano nei sedimenti vegetati e non vegetati

Nei sedimenti nudi i flussi giornalieri di ossigeno disciolto e carbonio inorganico totale mostrano un *pat-*

tern stagionale con un picco di attività eterotrofa misurato in entrambi i siti in piena estate; complessivamente i valori sono compresi tra 50 e -50 mmol $m^{-2}d^{-1}$. Con una sola eccezione (primavera, stazione Massimbona) il sedimento non vegetato si è rivelato un *sink* per l'ossigeno disciolto ed una sorgente netta di TCO_2 (Fig. 2).

In generale, la presenza di *V. spiralis* sembra avere un effetto più rilevante sulle dinamiche dell'anidride carbonica rispetto a quelle dell'ossigeno; i sedimenti vegetati di entrambi i siti, infatti, a differenza dei sedimenti nudi, sono trappole per questo gas in due date su tre. La fissazione di carbonio inorganico non è però accoppiata ad una corrispondente produzione di ossigeno in colonna d'acqua. Il rapporto tra i flussi netti di O_2 e di TCO_2 misurati alla luce nei sedimenti vegetati (quoziente fotosintetico) è risultato costantemente inferiore all'unità (media del pool di dati $0,4 \pm 0,1$) ad indicare che una quota sostanziale di ossigeno prodotto durante la fotosintesi non viene rilasciato in colonna d'acqua. In entrambi i siti l'attività autotrofa massima è stata misurata in piena estate, quando a Massimbona e Peschiera sono stati misurati flussi giornalieri di CO_2 rispettivamente pari a $-854,5 \pm 40,3$ e $-401,6 \pm 46,2$ mmol $m^{-2}d^{-1}$; nelle stesse date sono stati misurati flussi positivi di ossigeno di un ordine di grandezza inferiori e pari rispettivamente a $56,2 \pm 25,8$ e $11,9 \pm 25,0$ mmol $m^{-2}d^{-1}$.

Nella stazione di Massimbona, dove la concentrazione di azoto nitrico è risultata compresa tra 60 e 310 μM , i flussi giornalieri di questo ione sono sempre risultati diretti dall'acqua ai sedimenti, sia in presenza che in assenza di macrofite (Fig. 3). Nella stazione Peschiera, dove i tenori di nitrato sono inferiori e compresi tra 4 e 60 μM , sono stati determinati flussi giornalieri non significativamente diversi da zero o addirittura positivi, ad indicare processi di nitrificazione. Nel periodo estivo, a Massimbona, la domanda

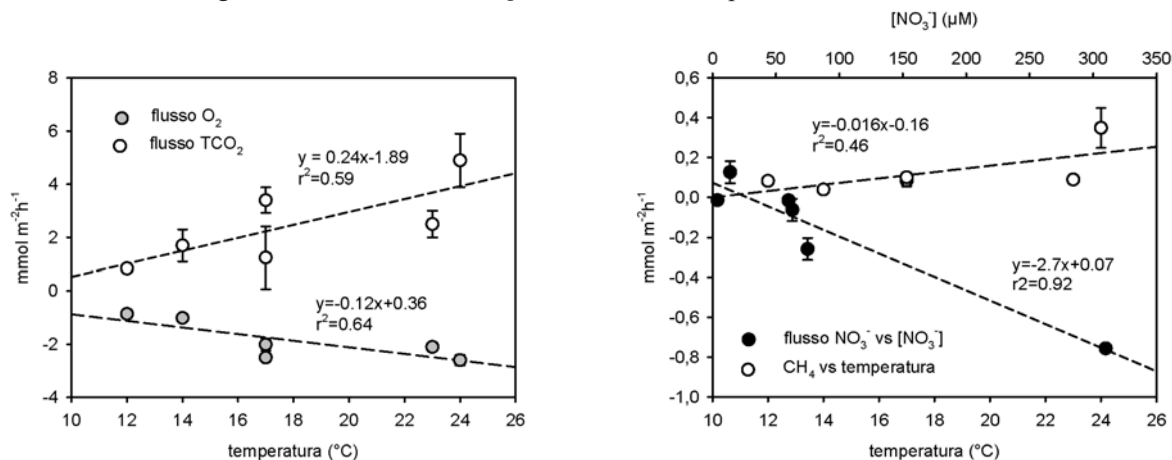


Fig. 1. Sinistra: regressioni tra temperatura dell'acqua e flussi di ossigeno (O_2) e di carbonio inorganico totale (TCO_2). Destra: regressioni tra temperatura dell'acqua e flussi di metano e tra le concentrazioni di nitrato in acqua e i flussi bentonici di nitrato.

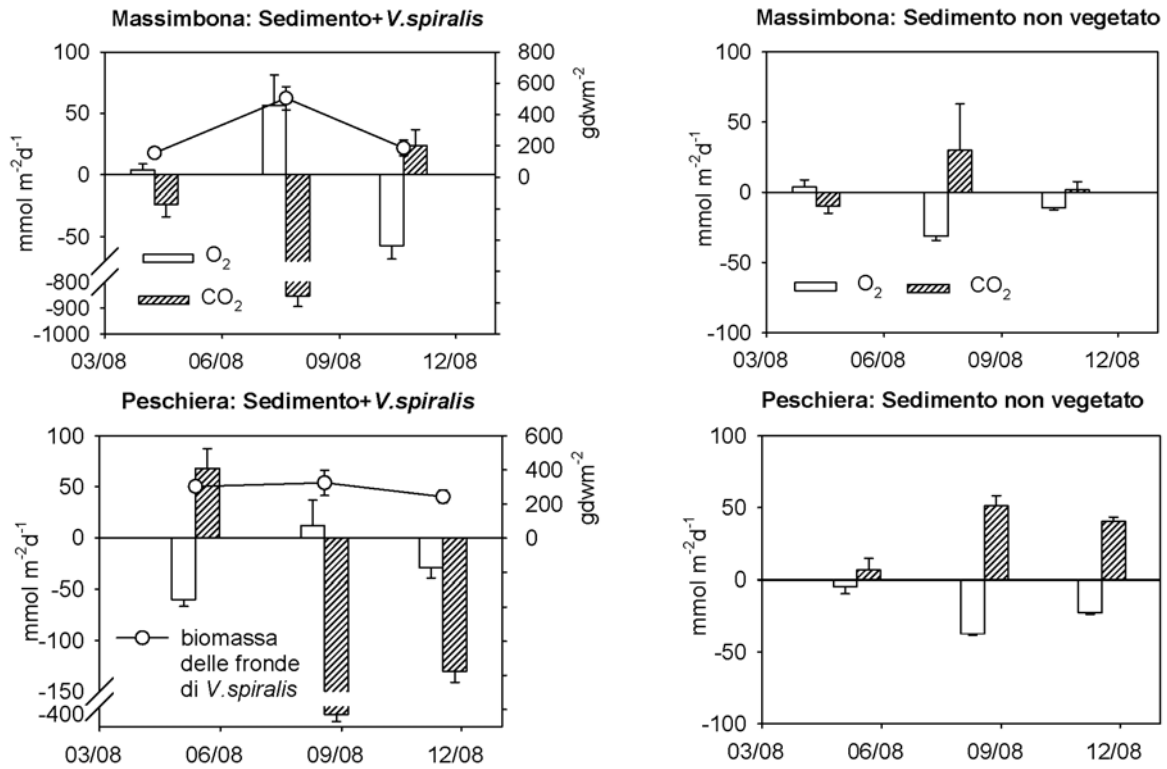


Fig. 2. Flussi giornalieri di ossigeno disciolto e carbonio inorganico totale (media \pm e.s.) misurati nelle due stazioni e nei tre periodi di indagine. Nei grafici a sinistra, relativi alle incubazioni dei sedimenti vegetati, sono riportati anche i valori di biomassa delle fronde di *V. spiralis*.

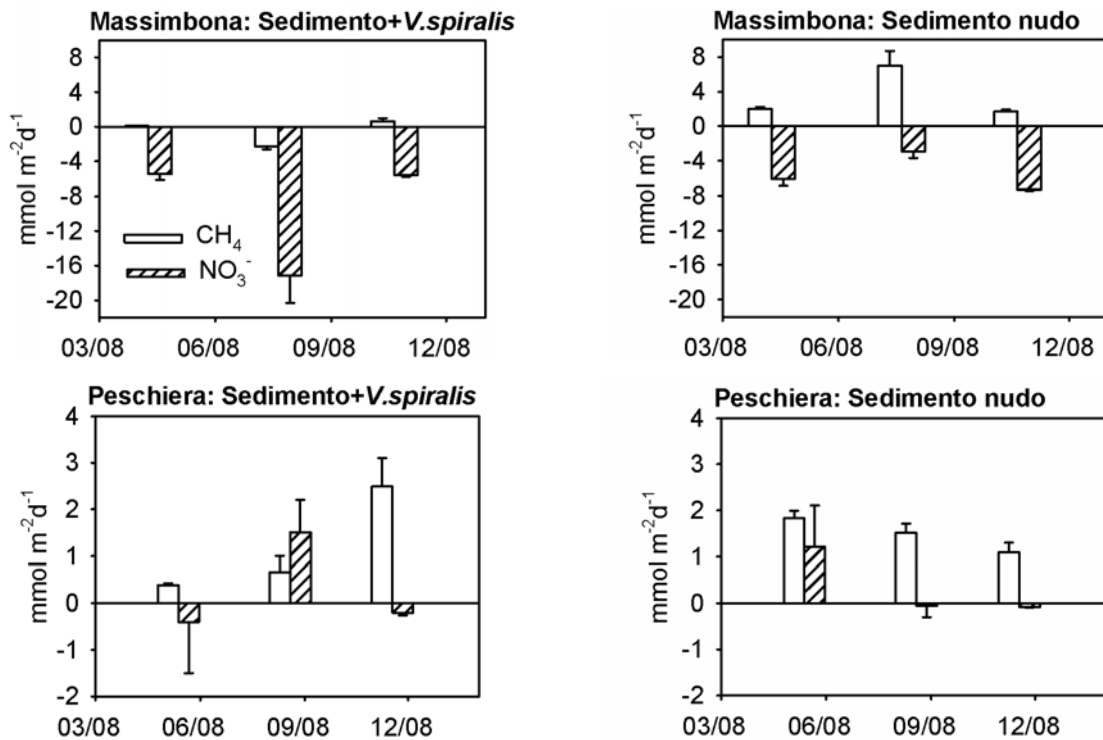


Fig. 3. Flussi giornalieri di metano e azoto nitrico nei due siti e nelle tre date di campionamento. Sono riportati i valori medi \pm gli errori standard.

giornaliera di azoto nitrico da parte del sedimento vegetato è risultata significativamente maggiore rispetto a quella misurata nel sedimento nudo ($-17,1 \pm 3,1$ contro $-2,9 \pm 0,8$ $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$).

I sedimenti non vegetati sono risultati in entrambi i siti e in tutte le date sorgenti di metano, con valori compresi tra $1,1 \pm 0,2$ e $7,0 \pm 1,7$ $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$. A Massimbona la presenza di *V. spiralis* attenua significativamente gli efflussi (primavera ed autunno) o addirittura determina la riossidazione di una quota di metano presente in acqua (estate). A Peschiera, sia in primavera che in estate, la presenza di *Vallisneria* riduce i flussi di metano di oltre il 50% rispetto ai sedimenti non vegetati, mentre in autunno, nella fase di senescenza, determina un efflusso consistente di questo gas.

DISCUSSIONE

Numerosi sono gli studi in letteratura che dimostrano come la presenza di SAV contribuisca a regolare i flussi di gas dal sedimento alla colonna d'acqua e all'instaurarsi di condizioni ossiche nei sedimenti, che sono essenziali per la riossidazione di composti altrimenti tossici per le cellule radicali (SAND-JENSEN *et al.*, 1982; COLMER, 2003; LASKOV *et al.*, 2006). Il presente studio evidenzia come nel fiume Mincio la componente vegetale macrofita assuma un ruolo importante nella regolazione dei flussi di O_2 e CO_2 , determinando la netta autotrofia del sistema bentonico. Al contrario, nei sedimenti non colonizzati, prevalgono i processi di respirazione batterica, che rendono il sistema eterotrofo.

Si tratta difatti di un sedimento soffice di tipo limoso in cui lo strato ossico è limitato ai primi millimetri superficiali (misure ottenute tramite microprofilazione, dati non riportati) e in cui dominano processi di respirazione anaerobica. A conferma di ciò i valori dei quozienti respiratori calcolati su tutti i periodi e le stazioni, sono risultati costantemente superiori a 1, ad indicare il disaccoppiamento tra la domanda sedimentaria di ossigeno e la produzione di anidride carbonica. Questo risultato è confrontabile con quanto riportato da LIIKANEN *et al.* (2002) e da LONGHI *et al.* (2008) per ecosistemi stagnanti eutrofici, che sono caratterizzati da frequenti condizioni di ipossia della colonna d'acqua. Al contrario, uno studio condotto da GRANÉLI (1979) sui sedimenti di alcuni laghi svedesi in condizioni aerobiche, mostra valori di RQ inferiori all'unità.

L'importanza dei processi di respirazione anaerobica nei sedimenti del fiume Mincio è confermata anche dall'analisi dei flussi di metano. Questi, infatti, sono risultati inferiori a quelli riportati per un sistema eutrofico di pianura caratterizzato da elevato carico organico (LONGHI *et al.*, 2008), ma superiori a quelli misurati da CRONIN *et al.* (2006) per un bacino artificiale di stoccaggio di acque oligotrofiche.

La presenza di *V. spiralis* influisce in modo consistente sulla regolazione dei flussi di metano in tutte le date di incubazione: in entrambe le stazioni, con una sola eccezione, si assiste infatti ad una riduzione consistente degli efflussi di metano e, in alcuni casi, addirittura alla riossidazione del metano presente in colonna d'acqua. La modificazione dei flussi di metano dovuta alla presenza di *V. spiralis* risulta rilevante anche se confrontata con quella prodotta da altre macrofite. Ad esempio, in uno studio condotto su *Myriophyllum sibiricum*, CRONIN *et al.* (2006) hanno riscontrato che la presenza della macrofita determina flussi di metano solo debolmente attenuati rispetto a quelli del sedimento non colonizzato (flussi di $1,07 \pm 0,31$ $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ rispetto ad un controllo di $1,35 \pm 0,62$ $\mu\text{mol CH}_4 \text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$).

I flussi di ossigeno alla luce nel sedimento vegetato si attestano su valori molto simili al valore medio misurato da NIELSEN e SAND-JENSEN (1989) su un set di 14 specie di macrofite radicate (i.e. $1,39 \pm 0,68$ $\text{mmol O}_2 \text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$).

L'integrazione dei risultati di questo lavoro nell'intero periodo di indagine permette di evidenziare le differenze salienti tra i due siti e tra le relative condizioni (Fig. 4). Nei sedimenti vegetati di Massimbona il letto di macrofite libera ossigeno nella colonna d'acqua, mentre a Peschiera i flussi di ossigeno nel periodo di indagine sono al netto negativi, nonostante una produzione netta di ossigeno nelle ore di luce. Questo quindi sottolinea quanto siano importanti, in questi sistemi, i processi di respirazione aerobica e le riossidazioni chimiche o mediate dai batteri nei sedimenti superficiali; rispetto al carbonio inorganico i sistemi vegetati di entrambi i siti si comportano invece da *sink*, per effetto dell'elevata produttività di *V. spiralis*.

Nei sedimenti di Peschiera non sono state rilevate differenze significative tra i flussi di metano dei due trattamenti. A Massimbona, invece, il sedimento vegetato risulta essere una trappola netta per questo gas, che viene viceversa rilasciato in assenza della macrofita. Questo risultato sembra confermare l'esistenza di processi di riossidazione associati alla presenza della macrofita. Considerando che i microcosmi con e senza vegetazione sono stati incubati nelle stesse condizioni e quindi sono stati esposti alle stesse concentrazioni di ossigeno e nitrato e che, verosimilmente, la produzione di metano è simile nelle due condizioni (il sedimento originario è lo stesso), l'unico fattore che può essere responsabile dei diversi flussi di CH_4 è la riossidazione profonda, a livello della rizosfera. Nei bilanci giornalieri si assiste ad un costante scompenso stechiometrico fra il sequestro di CO_2 e la generazione di O_2 all'interfaccia acqua-sedimento, che risulta evidente dall'analisi dei valori del quoziente fotosintetico, costantemente inferiori all'unità. Considerando trascura-

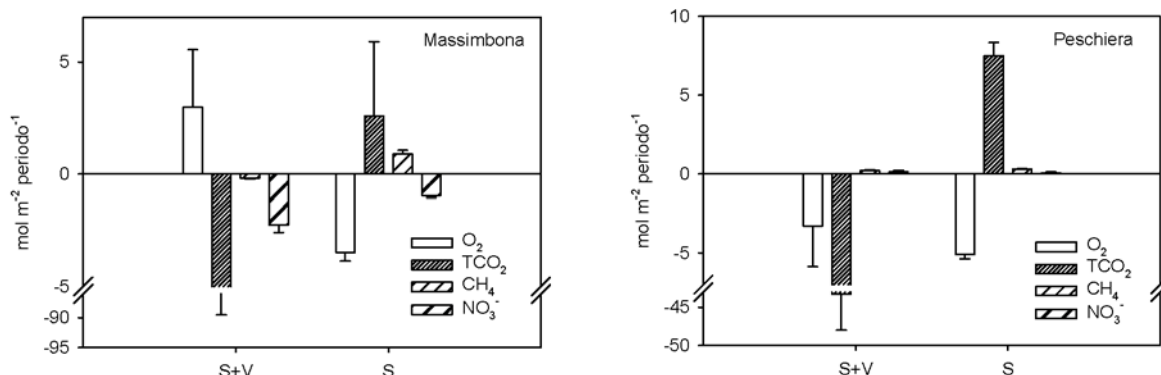


Fig. 4. Flussi di O₂, TCO₂, CH₄ e NO₃⁻ integrati nell'intero periodo di indagine (circa 200 giorni, corrispondenti al periodo vegetativo di *V. spiralis*). S+V=sedimento vegetato da *V. spiralis*, S=sedimento non vegetato.

bile la quota di ossigeno consumata da processi respiratori in colonna d'acqua, si può ipotizzare che una grande quota dell'ossigeno generato per fotosintesi venga trasportato al sedimento tramite l'apparato radicale di *V. spiralis*. La quota teorica di ossigeno necessaria alla riossidazione del metano stimata in questo studio (circa 1,02 mol O₂ periodo⁻¹) costituisce però solo una frazione trascurabile del deficit di ossigeno stimato tramite il quoziente fotosintetico: non si conosce difatti il destino di una parte consistente, compresa tra il 39 e il 69%, dell'ossigeno prodotto per fotosintesi.

La riossidazione del metano avviene grazie alla presenza di ossigeno, che può avere un ruolo diretto e quindi essere impiegato nel processo quale accettore di elettroni, o indiretto e quindi favorire la rigenerazione di *buffer* biogeochimici, ad esempio la riossidazione dell'ammonio a nitrato o del ferro ferroso a ferrico (WELSH *et al.*, 2000; HEILMAN e CARLTON, 2001; HERBERT e MORSE, 2003). VAN DER NAT e MIDDELBURG (1998), confrontando l'emissione di metano in zone umide artificiali con e senza macrofite, hanno notato che la presenza di piante emergenti favorisce il trasporto di ossigeno nei sedimenti e la riossidazione del ferro che funge da accettore di elettroni e inibisce la metanogenesi. In sedimenti nudi la metanogenesi arri-

va a spiegare l'80% della mineralizzazione mentre solo il 20% della mineralizzazione è sostenuta dal metano in sedimenti con radici.

In questo lavoro appare importante anche la differenza tra i tenori di azoto nitrico nei due siti: a Massimbona, infatti, i flussi negativi di azoto nitrico sono probabilmente sostenuti da denitrificazione nei sedimenti superficiali, ma anche da assimilazione delle macrofite. La denitrificazione teorica stimata per il periodo di indagine è pari a circa 1,5 mol N m⁻² e quindi inferiore al flusso di nitrato stimato verso i sedimenti colonizzati (-2,27±0,30 mol N m⁻² periodo⁻¹), ad indicare che una quota del nitrato può essere stata consumata dall'assimilazione da parte delle fronde. In definitiva, la disponibilità di nutrienti azotati nella colonna d'acqua nei periodi di massima crescita attenua la competizione per questo elemento a livello della rizosfera tra piante e batteri (nitrificanti e denitrificanti) permettendo la produzione di nitrato all'interno dei sedimenti. Il nitrato può sostenere il processo di denitrificazione in profondità e contribuire ulteriormente alla respirazione totale del sistema, può attenuare il processo di metanogenesi, energeticamente più sfavorevole rispetto alla denitrificazione, e può favorire la riossidazione profonda del metano prodotto.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON L.G., HALL P.O.J, IVERFELDT A., VAN DER LOEFF M.M.R., SUNDBY B. AND WESTERLUND S.F.G, 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnology and Oceanography*, **31**: 319-329.
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1981. Standard methods for the examination of water and waste water. *Am. Publ. Health Ass., Washington*. 1134 pp.
- ARMSTRONG W., 1979, Aeration in higher plants. *Advances in Botanical Research*, **7**: 225-332.
- BARTOLI M., NIZZOLI D., VIAROLI P., 2003. Microphytobenthos activity and fluxes at the sediment-water interface: interactions and spatial variability. *Aquatic Ecology*, **37**: 341-349.
- BARTOLI M., NIZZOLI D., CASTALDELLI G., VIAROLI P., 2008. Community metabolism and buffering capacity of nitrogen in a *Ruppia cirrhosa* meadow. *Journal of Experimental Marine Ecology and Biology*, **360**: 21-30.
- CAFFREY J.M., KEMP W.M., 1991. Seasonal and spatial patterns of oxygen production, respiration and root-rhizome

- release in *Potamogeton perfoliatus* L. and *Zostera marina* L. *Aquatic Botany*, **40**: 109-128.
- CHRISTENSEN P.B., NIELSEN L.P., SORENSEN J., REVSBECH N.P., 1990. Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variations related to benthic oxygen metabolism. *Limnology and Oceanography*, **35**: 640-651
- COLMER T.D., 2003. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment*, **26**: 17-36.
- COTTON J.A., WHARTON G., BASS J.A.B., HEPPEL C.M., WOTTON R.S., 2006. The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, **77**: 320-334.
- CRONIN G., LEWIS W.M., SCHIEHSE M.A., 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral eco system 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.
- DEPETRIS P.J., KEMPE S., 1993. Carbon dynamics and sources in the Paranà River. *Limnology and Oceanography*, **38**: 382-395.
- DUARTE C.M., PRAIRIE Y.T., 2005. Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems*, **8**: 862-870.
- GRANÉLI W., 1979. A comparison of carbon dioxide production and oxygen uptake in sediment cores from four south Swedish lakes. *Holarctic Ecology*, **2**: 51-57.
- HEILMAN M.A., CARLTON R.G., 2001. Methane oxidation associated with submersed vascular macrophytes and its impact on plant diffusive methane flux. *Biogeochemistry*, **52**: 207-224
- HERBERT A.B., MORSE J.W., 2003. Microscale effects of light on H₂S and Fe²⁺ in vegetated (*Zostera marina*) sediments. *Marine Chemistry*, **81**: 1-9.
- 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.
- HUNG N.T., ASAEDA T., MANATUNGE J., 2007. Modeling interactions of submersed plant biomass and environmental factors in a stream using structural equation modeling. *Hydrobiologia*, **583**: 183-193.
- 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.
- LASKOV C., HORN. O., HUPFER M., 2006. Environmental factors regulating the radial oxygen loss from roots of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton crispus*. *Aquatic Botany*, **84**: 333-340.
- LIKANEN A., FLÖJT L., MARTIKAINEN P., 2002. Gas dynamics in eutrophic lake sediments affected by oxygen, nitrate and sulfate. *Journal Environmental Quality*, **31**: 338-349.
- LONGHI D., BARTOLI M., VIAROLI P., 2008. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: Organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, **89**: 303-310
- 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.
- MCAULIFFE C., 1971. GC determination of solutes by multiple phase equilibration. *Chemistry and Technology*, **1**: 46-51.
- NIELSEN S.L., SAND-JENSEN K., 1989. Regulation of photosynthetic rates of submerged rooted macrophytes. *Oecologia*, **81**: 364-368.
- PINARDI M., BARTOLI M., LONGHI D., MARZOCCHI U., LAINI A., RIBAUDO C., VIAROLI P., 2009. Benthic metabolism and denitrification rates in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments. *Journal of Limnology*, **68**: 133-145.
- RAYMOND P.A., CARACO N.F., COLE J.J., 1997. Carbon dioxide concentration and atmospheric flux in the Hudson River. *Estuaries*, **20**: 381-390.
- RICH P.H., 1975. Benthic metabolism of a soft-water lake. *Verhandlungen des Internationalen Vereinigung Limnologie*, **19**: 1023-1028.
- RICHARDS F.A., 1965. Anoxic basins and fjords. In J. P. Riley and G. Skirrow (eds.), *Chemical oceanography*. Academic Press: 611-645.
- SAND-JENSEN K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, **39**: 663-679.
- SAND-JENSEN K., PRAHL C., STOCKHOLM H., 1982. Oxygen release from roots of submerged macrophytes. *Oikos*, **38**: 349-354.
- SAND-JENSEN K., PEDERSEN O., 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*, **42**: 315-328.
- STEVENSON J.C., 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. *Limnology and Oceanography*, **33**: 867-893.
- VAN DER NAT F.J. W.A., MIDDELBURG J.J., 1998. Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany*, **61**: 95-110.
- WELSH D.T., BARTOLI M., NIZZOLI D., CASTALDELLI G., RIOU S.A., VIAROLI P., 2000. Denitrification, nitrogen fixation, community primary productivity and inorganic-N and oxygen fluxes in an intertidal *Zostera noltii* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, **208**: 65-77.