

Bilanci di massa di gas disciolti e nutrienti in un lago poco profondo colonizzato da *Trapa natans*

Daniele Longhi*, Monica Pinardi, Marco Bartoli

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

* Referente per la corrispondenza: daniele.longhi@nemo.unipr.it

Riassunto

Il Lago di Mezzo (Mantova) è un ambiente lenticò poco profondo (profondità media 3 m) che ha avuto origine dallo sbarramento del fiume Mincio. Attualmente si presenta come un lago eutrofico in parte coperto da praterie di pleustofite dominate da *Trapa natans*. Il bacino è assimilabile ad un sistema *flow-through*, in cui è possibile realizzare accurati bilanci di massa di gas, soluti e materiale particolato. Nel 2007, è stato condotto uno studio con l'obiettivo di valutare l'effetto della bacinizzazione sul metabolismo dell'ecosistema in relazione a produzione primaria, flussi diffusivi e processi bentonici. Sono stati effettuati nove cicli di prelievi di acqua (ingresso e uscita dal lago) e di sedimenti superficiali per calcolare i bilanci di ossigeno disciolto (O_2), carbonio inorganico disciolto (TCO_2), azoto (TN) e fosforo (TP) totali e sono stati monitorati la concentrazione della clorofilla-*a* fitoplanctonica e le biomasse di *T. natans*. Su scala annuale il lago è risultato complessivamente autotrofo, con il rilascio di $6,8 \times 10^6$ mol y^{-1} di O_2 accompagnato dall'abbattimento di $33,7 \times 10^6$ mol y^{-1} di TCO_2 . Su base annua, i sedimenti sono nettamente eterotrofi, in quanto consumano 15×10^6 mol y^{-1} di O_2 e rilasciano 20×10^6 mol y^{-1} di TCO_2 . I mesi in cui i bilanci dell' O_2 sono negativi corrispondono al periodo vegetativo di *T. natans*. Una piccola frazione dei nutrienti inorganici convertiti in biomassa macrofita e fitoplanctonica è esportata a valle, mentre la maggior parte sedimenta nel bacino. Nel periodo vegetativo *T. natans* fissa in biomassa $5,4 \times 10^6$ moli di C, $0,4 \times 10^6$ moli di N e $0,06 \times 10^6$ moli di P. La quota dei nutrienti assimilati è equivalente a quella rigenerata dai sedimenti superficiali ed è trascurabile rispetto ai carichi in transito.

PAROLE CHIAVE: bilanci di massa / gas / nutrienti / lago poco profondo / *Trapa natans* / flussi bentonici

Mass budgets of gas and nutrients in a shallow lake colonized by *Trapa natans*

The Lago di Mezzo (Mantova, Northern Italy) is a shallow lake (average depth 3 m) which originated from the Mincio river damming. The lake is eutrophic and partially covered by dense pleustophyte meadows, which are dominated by *Trapa natans*. The lake can be assumed to function as a flow-through system, where accurate mass balances of dissolved gas, solutes and particulate matter can be performed. This study aimed at analyzing the effect of flow regulation on the whole ecosystem metabolism in relation to primary production, diffusive fluxes and benthic processes. On nine dates, water was sampled at lake inlet and outlet and sediment cores were collected at three sampling sites. Mass budgets were then estimated for dissolved oxygen (O_2), dissolved inorganic carbon (TCO_2), total nitrogen (TN) and phosphorus (TP). In parallel, phytoplankton chlorophyll-*a* and *T. natans* biomass were determined. On an annual basis, the lake was autotrophic, releasing 6.8×10^6 mol O_2 which coincided with the uptake of 33.7×10^6 mol of $TCO_2 y^{-1}$. The surficial sediment was net heterotrophic, taking up -15×10^6 mol $O_2 y^{-1}$ and releasing 20×10^6 mol $TCO_2 y^{-1}$. During the growth period of *T. natans* O_2 balance was negative. Our data indicate a large sedimentation and downstream export of phytoplankton. In the vegetative period *T. natans* biomass immobilizes 5.4×10^6 , 0.4×10^6 and 0.06×10^6 mol of C, N and P, respectively. Overall, the nutrient uptake by primary producers was equivalent to the nutrient quota released from sediments and it was much lower than the whole loadings.

KEY WORDS: mass balances / gas / nutrients / shallow lake / *Trapa natans* / benthic fluxes

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni si è registrato un crescente interesse per lo studio dell'eutrofizzazione nei laghi a causa dell'accelerazione di tale processo indotta dalle attività antropiche e per la necessità di riqualificare gli ambienti più impattati e di ristabilire uno stato ecologico accettabile (SCHINDLER, 2006). Nei laghi il cambiamento più visibile indotto dal processo di eutrofizza-

zione è il passaggio da acque limpide colonizzate da macrofite sommerse, ad acque torbide dominate da fitoplancton e da fanerogame emergenti o flottanti (HILTON *et al.*, 2006). L'intensità e la velocità di questo cambiamento sono modulate da numerosi fattori, tra cui i principali sono il carico di nutrienti in ingresso al lago, la profondità del bacino e il tempo di residenza

delle acque. In generale, in presenza di carichi di nutrienti e tempi di residenza elevati, il fitoplancton è maggiormente competitivo nell'assimilazione dei nutrienti rispetto alle macrofite. Al contrario, quando i carichi sono ridotti ed il ricambio idrico rapido, dominano le fanerogame sommerse (SØNDERGAARD *et al.*, 2007). Inoltre, i laghi profondi rispondono più rapidamente ad una riduzione del carico esterno di nutrienti, mentre nei laghi poco profondi il ciclo interno dei nutrienti dal comparto sedimentario riveste un ruolo di maggior peso nelle dinamiche di azoto e fosforo (SØNDERGAARD *et al.*, 2003; NOWLIN *et al.*, 2005).

In sistemi caratterizzati da ridotta profondità anche le macrofite giocano un ruolo significativo sui processi di assimilazione, traslocazione e rilascio per decomposizione dei nutrienti e sono in grado di influenzare il metabolismo dell'ecosistema acquatico e lo stato trofico delle acque (MARION e PAILLISSON, 2003). Negli ambienti in cui dominano le forme emergenti o a foglie flottanti vengono spesso raggiunti livelli di copertura estremamente alti, tanto da limitare la penetrazione della luce e influenzare gli scambi di gas all'interfaccia acqua-atmosfera (MOORE *et al.*, 1994; MIRANDA e HODGES, 2000). Queste situazioni possono portare a frequenti eventi di ipossia o anossia della colonna d'acqua e dei sedimenti con effetti spesso rilevanti sui processi biogeochimici e sulla vita degli organismi acquatici (CARACO e COLE, 2002).

Le risposte delle biomasse algali e delle macrofite alle variazioni del carico dei nutrienti sono state studiate con modelli di tipo sia deterministico che stocastico, tra i quali hanno avuto un notevole sviluppo quelli basati sui bilanci di massa degli elementi eutrofizzanti e dell'acqua (ad esempio si veda GIORDANI *et al.*, 2005). I processi bentonici sono stati studiati invece per valutare il ruolo dei sedimenti come trappola o sorgente di nutrienti (BOSTRÖM *et al.*, 1988; JENSEN e ANDERSEN, 1992; SØNDERGAARD *et al.*, 1999). Tuttavia, in sistemi acquatici eterogenei come i bacini poco profondi, la valutazione dei processi di *uptake* e rigenerazione, dei trasferimenti di energia e della regolazione operata sugli stessi dalle comunità dei produttori primari, richiede generalmente pesanti assunzioni per la difficoltà di effettuare campionamenti esaustivi nel tempo e nello spazio. Da questo punto di vista il lago considerato in questo studio presenta caratteristiche ottimali, in quanto assimilabile ad un sistema *flow-through* in cui è possibile realizzare accurati bilanci di massa di gas, nutrienti disciolti e materiale particellato. Questa caratteristica ha permesso di studiare l'evoluzione stagionale del metabolismo del bacino in relazione ai carichi in ingresso e alla presenza, tra maggio e ottobre, di letti di pleusto-

fite, in particolare *Trapa natans*, una macrofita a foglie galleggianti in grado di occupare fino ad un quinto della superficie complessiva del bacino lacustre. L'ipotesi del lavoro è che in sistemi eutrofici poco profondi lo sviluppo di comunità pleustofitiche alteri le dinamiche dei gas promuovendo deficit di ossigeno con implicazioni a cascata per i bilanci dei nutrienti. Più in particolare questo lavoro ha avuto lo scopo di: (i) valutare il rapporto tra processi autotrofici ed eterotrofici dell'ecosistema, (ii) individuare i principali processi di trasformazione dei nutrienti (N e P) al fine di identificare i comparti *sink* e *source*, (iii) valutare l'incidenza delle praterie di *T. natans* sulle dinamiche di gas e nutrienti.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Lo studio è stato condotto nel Lago di Mezzo, uno dei tre bacini che sono stati realizzati attorno al XII secolo d.C. con lo sbarramento del fiume Mincio per proteggere la città di Mantova dalle piene del fiume Po (Fig. 1). Attualmente i tre laghi si trovano inseriti in un contesto territoriale fortemente antropizzato e sono caratterizzati da marcata eutrofizzazione delle acque, con concentrazioni di clorofilla-*a* fitoplanctonica comprese tra 40 e 100 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Dal punto di vista idrodinamico i laghi di Mantova possono essere considerati un sistema ibrido tra un ambiente lotico ed uno lentic; essi costituiscono infatti una porzione del fiume Mincio, ma la velocità della corrente è molto ridotta. La bassa profondità, in ragione degli intensi processi di deposizione di materiale fine, permette la colonizzazione e la proliferazione di densi tappeti di macrofite, prevalentemente radicate, a foglia emergente e flottante. La bassa trasparenza delle acque, causata dal materiale algale in sospensione, determina una limitata penetrazione della luce (confinata ai primi 20-60 cm) e tassi elevati di produzione primaria fitoplanctonica nelle acque più superficiali. Fenomeni di stratificazione, con deficit di ossigeno sul fondo, si possono verificare nel periodo estivo in corrispondenza delle massime temperature e dei minimi deflussi idrici.

Il lago di Mezzo ha un'estensione di 1,09 km², un perimetro di circa 6 km e un volume d'acqua pari a 3,27 x10⁶ m³ (OSSERVATORIO DEI LAGHI LOMBARDI, 2004). Le portate in ingresso sono regolate dalla diga Vasarone (stazione IN, Fig. 1) per garantire un livello idrico di 17,5 m slm per il Lago Superiore e di 14,4 m slm per i Laghi di Mezzo e Inferiore, questi ultimi separati solo da un restringimento situato sotto al Ponte di San Giorgio (stazione OUT, Fig. 1). La profondità media del lago è di 3 m, quella massima di

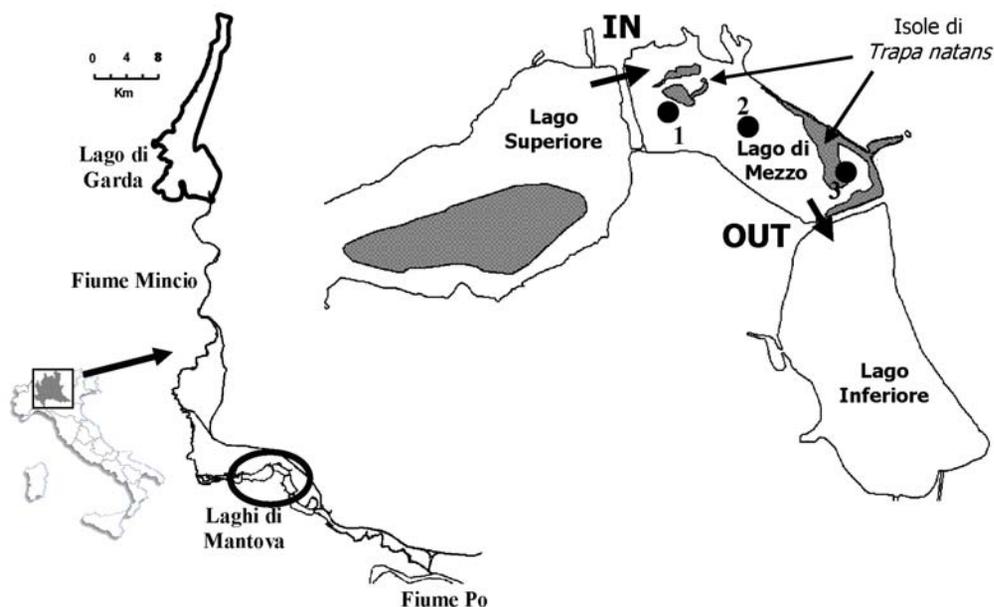


Fig. 1. Mappa dell'area di studio con indicate le stazioni IN e OUT (corrispondenti all'ingresso e all'uscita delle acque dal Lago di Mezzo), le isole di vegetazione a *Trapa natans* e le stazioni 1, 2 e 3 di prelievo dei sedimenti.

circa 7 m. La portata media annua misurata in ingresso al lago, nel periodo 2000-2006, è pari a $20 \pm 6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (dati AIPO Mantova), che equivale a un tempo di residenza delle acque di circa 2 giorni.

Dalla primavera all'autunno, nel Lago di Mezzo si sviluppano dense isole di macrofite radicate emergenti che arrivano a ricoprire buona parte della superficie. Queste piante crescono in zone dove la profondità non supera i 2 m: nella porzione più orientale è presente un'estesa formazione di *T. natans* (circa 10 ha), mentre nella porzione centro occidentale il sedimento è colonizzato da una formazione mista di *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba* e *T. natans* che si estende per circa 4 ha (Fig. 1).

Campionamento

Complessivamente sono state condotte nove campagne sperimentali, da gennaio a dicembre 2007 (20 gennaio; 17 marzo; 30 aprile; 17 giugno; 25 luglio; 25 agosto; 25 settembre; 23 ottobre; 04 dicembre). Nel corso di ogni campagna sono stati prelevati campioni di acqua per il calcolo dei bilanci di massa di ossigeno disciolto (O_2), carbonio inorganico disciolto (TCO_2), azoto (TN) e fosforo (TP) totali e della clorofilla-*a* fitoplanctonica. A partire dai valori di saturazione di O_2 e CO_2 e dai coefficienti di diffusione dei due gas sono stati calcolati gli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera. Mediante l'incubazione di carote intatte di sedimento sono stati misurati il metabolismo bentonico e i tassi di denitrificazione. Infine, è stata monitorata l'evoluzione stagionale della copertura e della biomassa di *T. natans*.

Lavori originali

Bilanci di massa

In ogni data di campionamento prelievi di acqua per il calcolo dei bilanci di massa sono stati effettuati dalle stazioni IN e OUT (Fig. 1) ad intervalli di 4 ore per un intero ciclo giorno-notte. Temperatura, conducibilità e pH sono stati misurati *in situ* mediante una sonda multiparametrica (YSI Instruments, mod. 556). I campioni d'acqua sono stati prelevati mediante una bottiglia di Ruttner in superficie e al fondo e sono stati successivamente integrati. Un'aliquota non filtrata del campione è stata trasferita in provette di vetro da 12 ml (Exetainers, Labco, UK) e trattata con i reagenti per la misura di O_2 secondo la metodica Winkler (APHA, 1981). Una seconda aliquota è stata filtrata (Whatman GF/F) e trasferita in provette di vetro per la misura del carbonio inorganico disciolto (TCO_2) (ANDERSON *et al.*, 1986) e del fosforo reattivo solubile (SRP) (VALDERRAMA, 1977) e in provette di plastica per la determinazione dell'azoto inorganico disciolto ($\text{DIN} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) e delle forme disciolte totali di azoto e fosforo (TDN e TDP) (KOROLEFF, 1970; APHA, 1981). Sui filtri sono state effettuate le analisi per la determinazione della clorofilla-*a* fitoplanctonica (Chl-*a*) e di azoto (TPN) e fosforo (TPP) particellati (APHA, 1981).

Per il calcolo dei bilanci di massa la concentrazione di ogni parametro è stata moltiplicata per la portata (dati AIPO Mantova) e per l'intervallo di campionamento (espresso in ore), in modo tale da ottenere i carichi parziali in entrata e in uscita dal sistema. Questi sono stati quindi sommati per ottenere i carichi giornalieri.

lieri della stazione IN e OUT e quindi, per differenza, il bilancio netto giornaliero ($DELTA = OUT - IN$). I bilanci annuali sono stati ottenuti dalla sommatoria dei bilanci giornalieri moltiplicati per i giorni compresi tra un campionamento ed il successivo.

Stima degli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera

Gli scambi all'interfaccia acqua-atmosfera (D) sono stati calcolati a partire dai valori medi di saturazione di O_2 e CO_2 e dai coefficienti di diffusione dei due gas, secondo l'equazione 1:

$$(1) \quad D_i = [K_i \times A(C_i - C_{sat})]$$

dove D_i è la diffusione all'interfaccia acqua-atmosfera del parametro i ; K_i è il coefficiente di trasferimento di massa del parametro i ; A è la superficie del lago; C_i e C_{sat} sono rispettivamente la concentrazione misurata del parametro i e la concentrazione del parametro i alla saturazione. I valori di K per O_2 e CO_2 a $20^\circ C$ sono stati assunti rispettivamente pari a $0,018$ e $0,017 \text{ cm h}^{-1}$.

I valori di diffusione così calcolati sono stati moltiplicati per il relativo intervallo temporale (4 ore) e quindi sommati al fine di ottenere i valori giornalieri. Questi sono stati moltiplicati per il periodo di tempo compreso tra un campionamento e quello successivo (~ 40 giorni) e quindi sommati per ottenere il flusso annuo.

Misura del metabolismo bentonico e dei tassi di denitrificazione

Per la misura del metabolismo bentonico (FB) e la stima dei tassi di denitrificazione sono state prelevate carote intatte di sedimento (diametro interno 8 cm; altezza 40 cm) da tre siti considerati rappresentativi delle caratteristiche dell'intero lago. Il sito 1 (profondità 2 m) è localizzato vicino all'isola di vegetazione mista a macrofite emergenti, il sito 2 (profondità 3 m) si trova al centro del lago, mentre il sito 3 (profondità 1,5 m) si trova all'interno dell'isola colonizzata esclusivamente da *T. natans* (Fig. 1). Una volta prelevate, le carote sono state trasferite in laboratorio e quindi incubate al buio secondo metodiche standard, alle quali si rimanda per maggiore dettaglio (DALSGAARD *et al.*, 2000). I tassi di denitrificazione sono stati calcolati in accordo con le equazioni e le assunzioni di NIELSEN (1992). Mentre i flussi dei gas (O_2 , CO_2) e dei nutrienti inorganici disciolti (DIN e SRP) sono stati calcolati come differenza tra la concentrazione finale ed iniziale di ciascun parametro in accordo con l'equazione 2:

$$(2) \quad FB_x = \frac{(C_f - C_i) \times V}{A \times t}$$

dove FB_x è il flusso del parametro x ; C_f e C_i sono le concentrazioni finale ed iniziale del parametro x ; V è il volume di acqua nella carota; A la sua superficie; t il tempo di incubazione.

I flussi e i tassi di denitrificazione relativi all'intero lago sono stati determinati moltiplicando i valori ottenuti in ciascun sito per un terzo della superficie del lago e quindi sommando tra loro i valori ottenuti.

Calcolo della produzione netta del comparto pelagico (colonna d'acqua)

Il contributo della produzione primaria in colonna d'acqua al bilancio di massa di ogni parametro misurato (O_2 , TCO_2 , DIN e SRP) è stato calcolato, per differenza, a partire dai valori del delta, del metabolismo bentonico e, per i gas, dei flussi misurati all'interfaccia acqua-atmosfera, secondo l'equazione (3):

$$(3) \quad DELTA_i = FB_i + PP_i + D_i$$

dove:

$DELTA_i$ = differenza tra il carico in uscita e quello in ingresso (OUT-IN) del parametro i ;

FB_i = flusso netto misurato all'interfaccia acqua-sedimento del parametro i ;

PP_i = produzione primaria in colonna d'acqua del parametro i ;

D_i = flusso netto misurato all'interfaccia acqua-atmosfera del parametro i .

Evoluzione stagionale dei popolamenti di *T. natans*

L'evoluzione stagionale di *T. natans* è stata monitorata da aprile a settembre 2007 con frequenza circa mensile. Nel corso di ogni campionamento, il perimetro delle isole di vegetazione è stato georeferenziato con GPS (Garmin, mod. GPS12) e la copertura superficiale è stata determinata mediante l'uso di un software GIS (ArcView Versione 3.2). Ad ogni sopralluogo sono state contate le rosette presenti in un metro quadrato di superficie d'acqua (posizionamento casuale di una struttura galleggiante di superficie 1 m^2 , almeno 20 repliche) e sono state raccolte piante intere ($n=10$) che sono state caratterizzate (numero di rosette per pianta, peso secco a $70^\circ C$) e analizzate per la composizione elementare media (C, N e P).

RISULTATI

Caratterizzazione chimico-fisica delle acque

Nel corso del 2007 la portata media in ingresso al lago è risultata pari a $12,5 \pm 6,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, con deflussi minori tra luglio e agosto, misurati in corrispondenza delle massime derivazioni per uso irriguo. I tempi medi di residenza idraulica sono risultati compresi tra un

minimo di 1,8 giorni (agosto) e un massimo di 20 giorni (luglio).

La temperatura dell'acqua (per questo e per i parametri descritti di seguito, calcolata mediando l'intero pool di dati relativi a ingresso e uscita in ogni periodo di campionamento) è caratterizzata da un netto andamento stagionale, con massimi estivi superiori a 29 °C e minimi invernali pari a circa 8 °C. La conducibilità presenta un valore medio di $445 \pm 22 \mu\text{S cm}^{-1}$, con un massimo misurato nel mese di dicembre ($570 \pm 16 \mu\text{S cm}^{-1}$). I valori di pH sono risultati simili in tutte le stagioni e mediamente pari a $8,3 \pm 0,3$ unità. Il valore medio di saturazione dell'ossigeno disciolto nelle acque superficiali è risultato pari a $126 \pm 45\%$; valori di sottosaturazione sono stati misurati solo in ottobre e dicembre. Le concentrazioni di anidride carbonica disciolta, invece, sono risultate sempre al di sopra della saturazione ($315 \pm 221\%$), ma con forti oscillazioni diurne e stagionali.

Le concentrazioni del TN sono risultate comprese tra 113 ± 42 (marzo) e $401 \pm 75 \mu\text{M}$ (dicembre); le forme disciolte prevalgono nettamente su quelle particellate, in particolare il nitrato, che rappresenta mediamente l'89% del DIN. I valori di concentrazione di TPN mostrano un andamento stagionale, con valori più alti misurati tra giugno e settembre (massimo in luglio pari a $53 \pm 8 \mu\text{M}$) e minimi in gennaio e dicembre ($8 \pm 2 \mu\text{M}$). Lo stesso trend caratterizza anche le concentrazioni di TPP (massimo in luglio pari a $3,5 \pm 1,3 \mu\text{M}$), che risultano positivamente correlate con quelle di TPN ($r^2=0,91$, $p<0,01$, $n=112$). Il fosforo totale (TP) presenta valori di concentrazione compresi tra $1,8 \pm 0,3$ (marzo) e $7,0 \pm 2,2 \mu\text{M}$ (luglio), senza un chiaro andamento stagionale. Al carico totale di TP in ingresso al lago contribuiscono per il 53% le forme disciolte, prevalentemente SRP (36%), e per il 47% quelle particellate. Le concentrazioni di Chl-*a* sono risulta-

te maggiori in marzo ($92 \pm 31 \mu\text{g L}^{-1}$) e tra giugno e agosto, mentre i valori più bassi ($<12 \mu\text{g L}^{-1}$) sono stati misurati nei mesi invernali.

Flussi bentonici e tassi di denitrificazione

La domanda sedimentaria di ossigeno è risultata compresa tra $-0,19$ e $-4,83 \text{ mmoli O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. I tassi mostrano un marcato andamento stagionale, con massimi misurati nel periodo estivo e minimi in quello invernale, senza differenze significative tra i tre siti di campionamento (Fig. 2). I flussi di TCO_2 sono sempre diretti dal sedimento verso la colonna d'acqua, con valori compresi tra $0,02$ e $12,04 \text{ mmoli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ad eccezione del mese di giugno, quando il flusso netto è risultato negativo in tutti e tre i siti di campionamento ($-1,35 \pm 1,60 \text{ mmoli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

I flussi di NH_4^+ variano tra $-0,13$ e $0,84 \text{ mmoli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e mostrano un andamento stagionale con valori maggiori in estate e minori nel periodo invernale e primaverile. I flussi di NO_3^- sono risultati molto variabili, compresi tra $-3,1$ e $1,2 \text{ mmoli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e senza un chiaro andamento stagionale. I flussi di SRP sono compresi tra $-26,3$ e $23,8 \mu\text{moli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, con valori generalmente negativi nel periodo autunno-invernale e positivi in estate.

I tassi di denitrificazione sono risultati compresi tra $4,9$ e $627,6 \mu\text{moli N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, con valori crescenti da gennaio a giugno e decrescenti fino a dicembre, in relazione alle variazioni di temperatura della colonna d'acqua. Un'eccezione a questo trend stagionale è rappresentata dai valori di luglio, quando i tassi sono risultati ridotti ($56 \pm 34 \mu\text{moli m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), probabilmente a causa delle basse concentrazioni di NO_3^- in colonna d'acqua ($<10 \mu\text{M}$). Al contrario, in dicembre i tassi di denitrificazione sono risultati bassi, nonostante l'elevata disponibilità di NO_3^- , probabilmente per le basse temperature e la minore disponibilità di sostanza organica labile (Fig. 2).

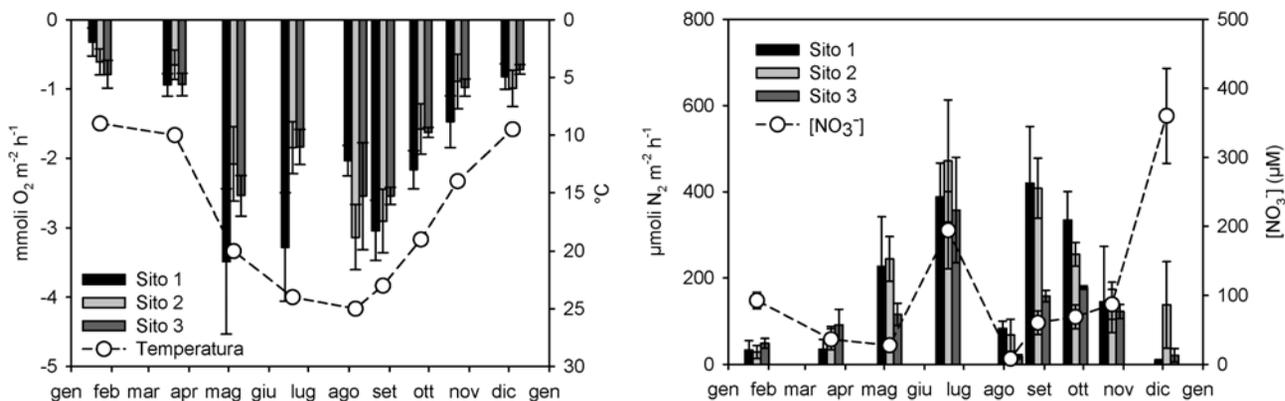


Fig. 2. Domanda sedimentaria di ossigeno e tassi di denitrificazione (media±deviazione standard; $n=3$) misurati nelle stazioni 1, 2 e 3 del Lago di Mezzo nel corso del 2007.

Bilanci di massa di gas disciolti e nutrienti

I bilanci annuali di O₂ e TCO₂, TN e TP sono riportati schematicamente in figura 3. Il Lago di Mezzo è un sistema autotrofo, con un export netto di O₂ pari a circa 7 x10⁶ moli y⁻¹ ed un consumo netto di TCO₂ di circa 33 x10⁶ moli y⁻¹. I processi di respirazione bentonica consumano una quantità di ossigeno equivalente all'11% di quella importata dal bacino a monte; una quota simile (9%) viene persa in atmosfera. Considerando che *T. natans* rilascia ossigeno direttamente in atmosfera e che le macrofite sommerse sono scarsamente rappresentate in questo bacino eutrofico, il bilancio positivo dell'ossigeno è principalmente determinato dalla produzione primaria fitoplanctonica, stimabile su scala annuale in almeno 35 x10⁶ moli O₂ y⁻¹. Analogamente, la fissazione di TCO₂ dal fitoplancton è stimata in 49 x10⁶ moli y⁻¹, equivalenti a 2,5 volte il carbonio inorganico rigenerato dai sedimenti. L'attività del fitoplancton attenua solo in parte la costante sovrassaturazione della CO₂, che determina un efflusso netto verso l'atmosfera (4 x10⁶ moli y⁻¹, Fig. 3). L'analisi dei dati a livello stagionale indica che il Lago di Mezzo esporta O₂ disciolto in inverno, primavera e autunno, mentre è un *sink* netto per questo gas nel periodo estivo. Il bacino è invece risultato un *sink* netto di TCO₂ in 7 date su 9, uniche eccezioni i campionamenti di luglio e dicembre (Fig. 4).

Su base annuale il Lago di Mezzo è risultato una

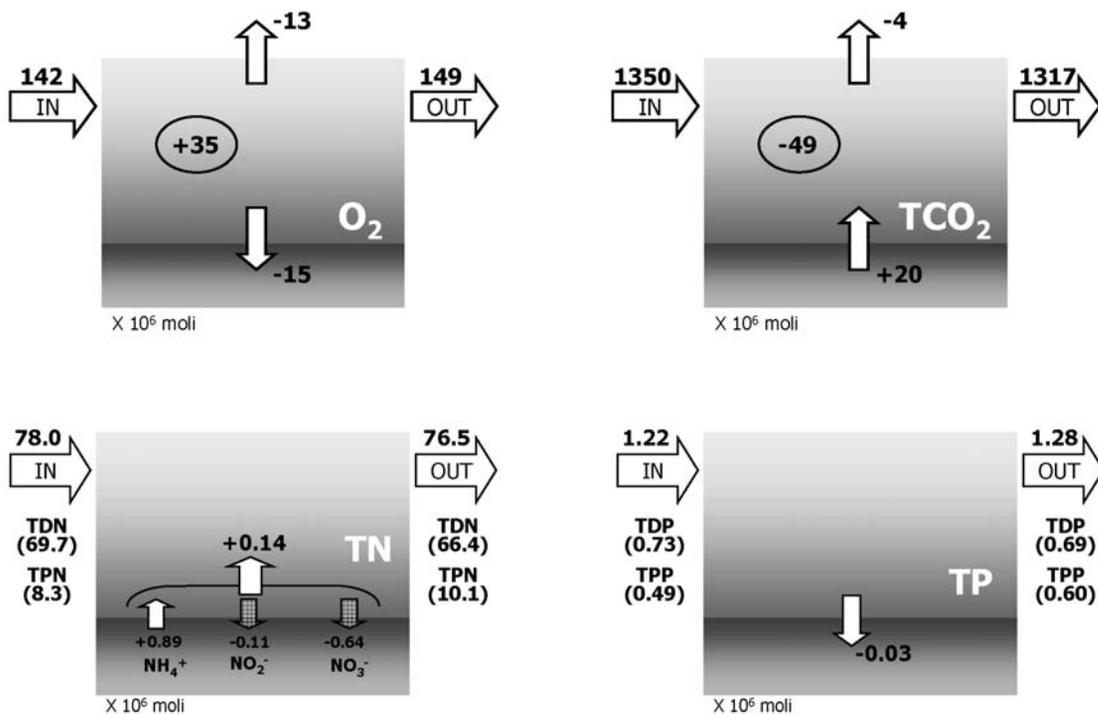


Fig. 3. Rappresentazione schematica dei bilanci netti annuali di ossigeno (O₂), carbonio inorganico totale (TCO₂), azoto e fosforo totale (TN e TP), relativi alle misure condotte nel corso del 2007.

trappola per l'azoto totale (-1,5 x10⁶ moli y⁻¹) anche se questa quantità corrisponde solo al 2-3% del carico di azoto totale disciolto veicolato al lago da monte. Nel dettaglio, le forme disciolte subiscono un abbattimento annuale del 5% (-3,3 x10⁶ moli y⁻¹), mentre quelle particellate aumentano di quasi il 22% (1,8 x10⁶ moli y⁻¹). Su base annuale, la rigenerazione di azoto ammoniacale dai sedimenti del Lago di Mezzo prevale sulla domanda delle forme ossidate; la rigenerazione netta stimata (0,14 x10⁶ moli y⁻¹) è però trascurabile rispetto al carico esterno (78 x10⁶ moli y⁻¹). Nel bilancio dei flussi bentonici dell'azoto inorganico la denitrificazione è un processo rilevante

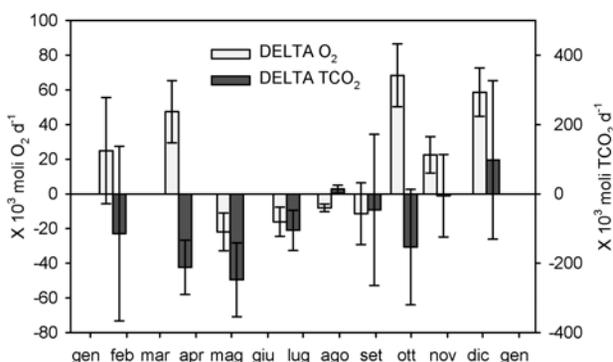


Fig. 4. Bilanci netti giornalieri di O₂ e TCO₂ relativi a ciascuna delle nove campagne sperimentali condotte nel 2007.

($1,54 \times 10^6$ moli N y^{-1}), ma non controlla in alcun modo la disponibilità di questo elemento per i produttori primari.

Per quanto riguarda il fosforo, nel Lago di Mezzo entrano annualmente $1,2 \times 10^6$ moli di TP, di cui circa il 60% nella forma disciolta (44% SRP) e il restante 40% in quella particellata (Fig. 3). In uscita dal lago il carico delle forme particellate aumenta di quasi il 21% ($0,11 \times 10^6$ moli y^{-1}) e quello delle forme disciolte diminuisce di circa il 6% ($-0,04 \times 10^6$ moli y^{-1}). Nel dettaglio, la diminuzione della frazione disciolta è probabilmente sostenuta dall'assimilazione e dalla precipitazione dell'SRP ($-0,07 \times 10^6$ moli y^{-1}), solo in parte controbilanciata dall'aumento delle forme organiche (DOP= $+0,03 \times 10^6$ moli y^{-1}). Su base annuale il comparto sedimentario è risultato essere un *sink* netto per il P con $0,03 \times 10^6$ moli y^{-1} , equivalenti al 2% del TP in ingresso al Lago. Questo risultato è apparentemente in contrasto con il bilancio annuale del TP che è positivo, con un

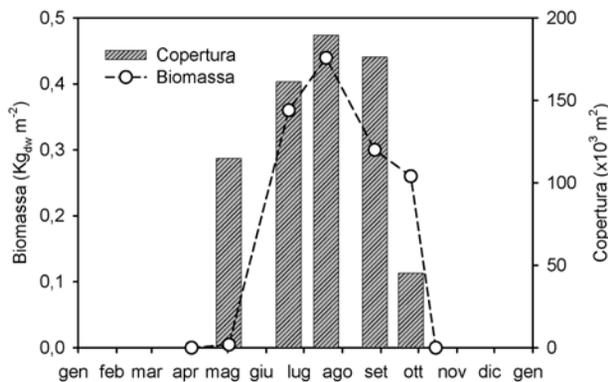


Fig. 5. Evoluzione stagionale (anno 2007) della copertura e della biomassa dei letti di *Trapa natans* nel Lago di Mezzo.

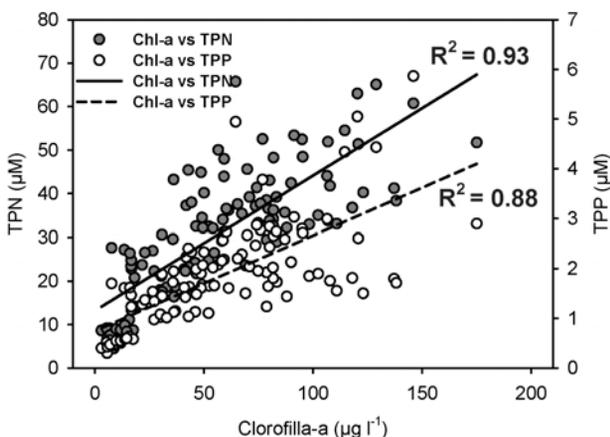


Fig. 6. Relazione tra i valori di concentrazione dell'azoto e del fosforo totali particellati (TPN e TPP) e la clorofilla fitoplanctonica (Chl-a) nelle acque del Lago di Mezzo nel corso del 2007.

incremento da monte verso valle del 5% circa (Fig. 3). Tuttavia nel computo dei flussi sedimentari non sono considerati i flussi di DOP, che possono rappresentare una frazione importante del fosforo disciolto rigenerato.

Il bilancio netto annuale della clorofilla-*a* fitoplanctonica è risultato ampiamente positivo, con un incremento monte-valle di circa $4 \text{ t } y^{-1}$, pari a circa il 25% del carico in ingresso al sistema. Utilizzando i rapporti di conversione clorofilla - C ($1 \text{ } \mu\text{g Chl-}a = 30 \text{ } \mu\text{g C}$, CLOERN *et al.*, 1995) e i rapporti stechiometrici di Redfield (C:N:P = 106:16:1) risulta che l'export di clorofilla dal Lago di Mezzo è equivalente ad un uptake di almeno $1,51 \times 10^6$ moli y^{-1} di N e $0,09 \times 10^6$ moli y^{-1} di P. Questi valori sono confrontabili con quelli relativi all'export delle forme particellate di N e P dal sistema, ad indicare che il materiale particellato esportato verso valle è prevalentemente di natura fitoplanctonica. La natura fitoplanctonica del materiale particellato è confermata anche dal rapporto stechiometrico tra le forme particellate di azoto e fosforo (TPN:TPP = 17 ± 3), che è simile al rapporto N:P indicato da Redfield per la crescita bilanciata del fitoplancton (Fig. 6).

Infine, dai rapporti di Redfield, dal quoziente fotosintetico medio (1,2) riportato da VOLLENWEIDER (1974) e dalla quota di O_2 teoricamente prodotta dal fitoplancton (35×10^6 moli $\text{O}_2 \text{ } y^{-1}$) sono state stimate le quantità di azoto e fosforo potenzialmente assimilate annualmente dal fitoplancton, che sono rispettivamente pari a $4,40$ e $0,27 \times 10^6$ moli y^{-1} . Questi valori sono 3 volte superiori a quelli relativi all'export di materiale particellato ed indicano che circa due terzi della produzione fitoplanctonica sedimenta nel bacino.

Evoluzione stagionale dei popolamenti di *T. natans*

La crescita dei letti di *T. natans* nel Lago di Mezzo inizia dal mese di aprile. Nei primi mesi i livelli di copertura sono già molto alti (circa l'11% della superficie lacustre in maggio), ma con valori di biomassa contenuti. Successivamente aumentano sia copertura che biomassa, fino ad un massimo che nel 2007 è stato raggiunto nel mese di agosto, con copertura pari a circa il 20% della superficie lacustre e biomassa complessiva pari a circa 83 tonnellate di peso secco. Nel mese di settembre prende avvio la fase di senescenza della pianta, che culmina col collasso dei letti verso la metà di ottobre (Fig. 5). *Trapa natans* ha un contenuto elementale medio di 38% C, 3% N e 0,35% P. Considerando che la produzione stagionale di *T. natans* è pari al doppio dello *standing stock* (stima conservativa) nel periodo di massima espansione le quantità di C, N e P assimilate da *T. natans* sono pari a $5,3 \times 10^6$ (C), $0,4 \times 10^6$ (N) e $0,02 \times 10^6$ (P) moli.

DISCUSSIONE

Il Lago di Mezzo è un bacino poco profondo in cui gli elevati tenori dei nutrienti disciolti e particellati, sostenuti costantemente dall'apporto dell'immissario, determinano condizioni eutrofico-distrofiche (DODDS *et al.*, 1998). In queste condizioni sono selezionate due tipologie di produttori primari: il fitoplancton, che è stato rinvenuto nell'intero periodo di indagine, e *T. natans*, che è presente nel lago da maggio a settembre. Altri studi riportano l'instaurarsi di queste comunità in ambienti acquatici eutrofici poco profondi in climi temperati (CROOK *et al.*, 1983; SCHEFFER *et al.*, 2003; HILTON *et al.*, 2006). Il flusso d'acqua, variabile nel Lago di Mezzo in relazione agli usi plurimi delle acque a monte del lago, determina un export di materiale particellato fitoplanctonico prodotto internamente al sistema e mantiene elevato il potenziale di crescita del fitoplancton stesso. Non avviene lo stesso per *T. natans*, che è debolmente radicata al fondo e ha una crescita tipicamente stagionale, limitata da fattori fisici (lo spazio a disposizione per le rosette) e dalla profondità della lama d'acqua che ne circoscrive la presenza alle zone con profondità uguale o inferiore a 2 m (PAPASTERGIADOU e BABALONAS, 1993). Nelle condizioni di non limitazione da nutrienti tipiche di questo lago, la produzione primaria fitoplanctonica e quella della macrofita ammontano annualmente a circa 356 e 62 t C y⁻¹; l'export di fitoplancton dal bacino ammonta a 108 t C y⁻¹, mentre il resto della produzione (248 t C y⁻¹) è trasformato e sedimenta nel lago. Viste le basse velocità dell'acqua, è verosimile che l'export di materiale particellato di origine macrofittica sia trascurabile e che gran parte della produzione di *T. natans* alimenti i processi eterotrofici interni al bacino. Le dinamiche della sedimentazione sono differenti per i due produttori: quella del fitoplancton è distribuita nell'anno, verosimilmente in modo inversamente proporzionale alle portate, mentre quella macrofittica è concentrata nella fase di senescenza (GRANELI e SOLANDER, 1988; ASAE-DA *et al.*, 2000).

Dai tassi di sedimentazione è possibile stimare l'apporto medio di carbonio ai sedimenti superficiali; i valori sono compresi tra un minimo di 0,89 (dicembre) ed un massimo di 5,41 mmoli C m⁻² h⁻¹ (luglio) e con una media annuale di 2,95±1,83 mmoli C m⁻² h⁻¹; questi tassi sono tra i più alti tra quelli riportati in letteratura e tipici di ambienti ipereutrofici (FALLON e BROCK, 1980) o caratterizzati da attività impattanti come gli allevamenti ittici (AVNIMELECH *et al.*, 1999). Dal confronto di questi valori con i tassi di mineralizzazione misurati mediante le incubazioni (0,57÷2,83 mmoli C m⁻² h⁻¹, media annuale 1,73±0,90 mmoli C m⁻² h⁻¹) risulta un accumulo netto di carbonio organico nei sedimenti, il cui valore è paragonabile a quelli riportati

per ambienti poco profondi in rapida evoluzione (ASA-EDA *et al.*, 2000).

Dalla stima della produzione primaria di fitoplancton e *T. natans* e considerando che la macrofita scambia gas direttamente con l'atmosfera, emerge come le microalghe siano i principali regolatori dei tenori dei gas disciolti in acqua. Gli efflussi di CO₂ verso l'atmosfera stimati dai gradienti di concentrazione sono in accordo con quelli riportati in letteratura per gli ecosistemi fluviali a bassa velocità della corrente (1,59÷3,68 moli m⁻² y⁻¹, RAYMOND *et al.*, 1997) e tendenzialmente superiori a valori riportati per sistemi lentici (1,14÷2,75 moli m⁻² y⁻¹, XING *et al.*, 2005). La quota di CO₂ emessa dalle acque sovrasature del Lago di Mezzo (4 x10⁶ moli y⁻¹) rappresenta una frazione trascurabile (<0,1%) del carbonio inorganico disciolto in transito, ma importante (il 25% circa) rispetto alla CO₂ libera che è veicolata al lago dall'immissario. L'anidride carbonica teoricamente fissata dal fitoplancton (circa 30 x10⁶ moli y⁻¹) ha lo stesso ordine di grandezza di quella importata (19 x10⁶ moli y⁻¹) e di quella rigenerata dai sedimenti superficiali (20 x10⁶ moli y⁻¹).

La produzione fitoplanctonica di ossigeno disciolto, desunta dai bilanci dell'O₂, è risultata compresa tra 1,75 e 6,45 mmoli O₂ m⁻² h⁻¹ (media annuale di 3,85±2,04 mmoli m⁻² h⁻¹) e supera generalmente la quota consumata dai sedimenti (0,57÷2,83, media annuale 1,73±0,90 mmoli O₂ m⁻² h⁻¹) determinando la sovrasaturazione delle acque che tendenzialmente rilasciano O₂ in atmosfera (media 1,60±2,12 mmoli m⁻² h⁻¹). Analogamente alle dinamiche della CO₂, anche quelle dell'ossigeno sembrano principalmente regolate dall'attività fitoplanctonica, anche se lo sviluppo di *T. natans* sul 20% della superficie del lago sembra responsabile del deficit misurato nel periodo compreso tra aprile e agosto. Questa pleustofita, infatti, localmente azzerava con l'ombreggiamento l'attività fotosintetica del fitoplancton e aumenta i tassi respiratori dei sedimenti e della colonna d'acqua a seguito dell'apporto di materiale organico e della respirazione stessa delle porzioni sommerse. I tassi respiratori del sistema bentonico misurati nella stazione 3 durante i mesi in cui *T. natans* è presente sono compatibili con il deficit di ossigeno calcolato tramite i bilanci di massa di questo gas. Risultati analoghi sono riportati da CARACO e COLE (2002) e da BOLPAGNI *et al.* (2007).

In relazione alle dinamiche dei nutrienti, il ruolo del fitoplancton consiste nel convertire grandi quantità di forme inorganiche disciolte (DIN e SRP) in forme particellate (TPN e TPP), che possono subire un rapido turnover in colonna d'acqua o nel sedimento e che al netto vengono esportate dal sistema (Fig. 3). La conversione delle forme disciolte in quelle particellate determina in effetti le differenze tra i carichi in uscita e

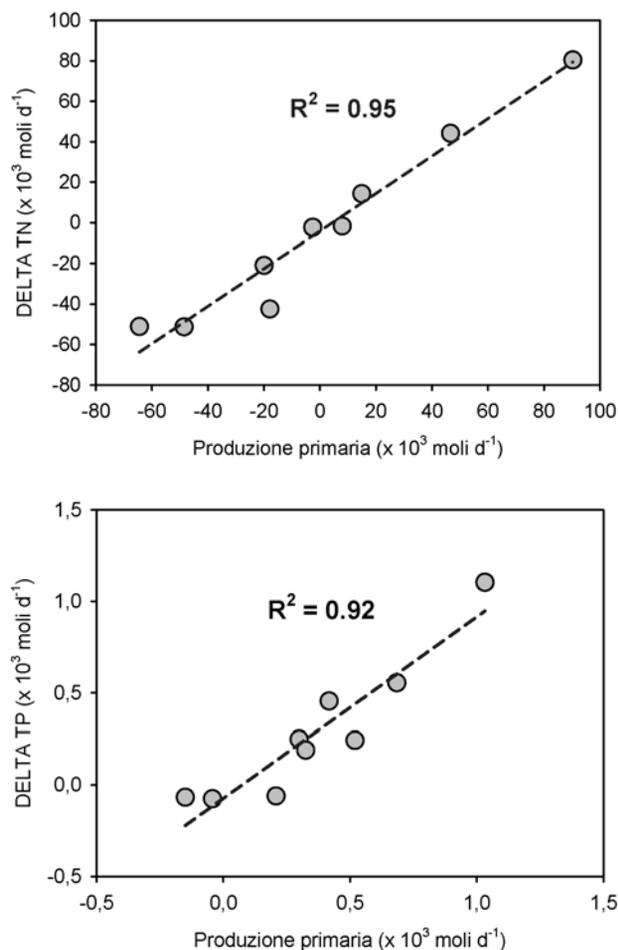


Fig. 7. Relazione tra i valori dei delta (OUT-IN) di azoto e fosforo totali (TN e TP) e la produzione primaria fitoplanctonica misurati nel corso delle nove date di campionamento del 2007.

BIBLIOGRAFIA

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1981. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Am. Publ. Health Ass., Washington, 440 pp.
- 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.
- AVNIMELECH Y., KOCHVA M., HARGREAVES J.A., 1999. Sedimentation and resuspension in Earthen fish ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, **30**: 401-409.
- ASAEDA T., TRUNG V.K., MANATUNGE J., 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquatic Botany*, **68**: 217-237.
- BOLPAGNI R., PIEROBON E., LONGHI D., NIZZOLI D., BARTOLI M., TOMASELLI M., VIAROLI P., 2007. Diurnal exchanges of CO_2 and CH_4 across the water-atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). *Aquatic Botany*, **87**: 43-48.
- BOSTRÖM B., ANDERSON J.M., FLEISCHER S., JANSSON M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, **170**: 229-244.
- BURGER D.F., HAMILTON D.P., PILDITCH C.A., GIBBS M.M., 2007. Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia*, **584**: 13-25.
- CARACO N.F., COLE J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Applications*, **12**: 1496-1509.
- CLOERN J.E., GRENZ C., LUCAS L.V., 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll:carbon ratio. The conversion factor between productivity and growth rate. *Limnology and Oceanography*, **40**: 1313-1321.

- CROOK C.C., BOAR R.R., MOSS B., 1983. *The decline of reedswamp in the Norfolk Broadland: causes, consequences and solutions*. Univ. of East Anglia, Norwich, 132 pp.
- DALSGAARD T., NIELSEN L.P., BROTA S., 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., JONES J.R., WELCH E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, **32**: 1455-1462.
- FALLON R.D., BROCK T.D., 1980. Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnology and Oceanography*, **25**: 72-88.
- GIORDANI G., VIAROLI P., SWANEY D.P., MURRAY C.N., ZALDIVAR J.M., MARSHALL CROSSLAND J.J., (eds), 2005. *Nutrient fluxes in transition zones of the Italian Coast*. LOICZ Reports & Studies No. 28. LOICZ, Texel, Netherlands, ii+158 pp.
- GRÁNÉLI W., SOLANDER D., 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia*, **170**: 245-266.
- 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.
- JENSEN H.S., ANDERSEN F., 1992. Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, **37**: 577-589.
- KOROLEFF F., 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for seawater analysis. *I.C.E.S, Interlaboratory Report*, **3**: 19-22.
- MARION L., PAILLISSON J.M., 2003. A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquatic Botany*, **75**: 249-260.
- MIRANDA L.E., HODGES K.B., 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, **427**: 51-57.
- MOORE B.C., FUNK W.H., ANDERSON E., 1994. Water quality, fishery, and biologic characteristics in a shallow, eutrophic lake with dense macrophyte populations. *Lake and Reservoir Management*, **8**: 175-188.
- NIELSEN L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiology Ecology*, **86**: 357-362.
- NÖGES P., JÄRVET A., TUVIKENE L., NÖGES T., 1998. The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia*, **363**: 219-227.
- NOWLIN W.H., EVARTS J.L., VANNI M.J., 2005. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, **50**: 301-322.
- OSSERVATORIO DEI LAGHI LOMBARDI, 2004. *Qualità delle acque lacustri in Lombardia*. Progetto a cura della Regione Lombardia, in collaborazione con: ARPA Regionale, Fondazione Lombardia per l'Ambiente e l'Istituto di Ricerca Sulle Acque - CNR Milano.
- PAPASTERGIADOU E., BABALONAS D., 1993. The relationships between hydrochemical environmental factors and the aquatic macrophytic vegetation in stagnant and slow flowing waters. 1. Water quality and distributions of aquatic associations. *Archives of Hydrobiology Supplement*, **90**: 475-491.
- QU W.C., MORRISON R.J., WEST R.J., 2005. Diagenetic stoichiometry and benthic nutrient fluxes at the sediment-water interface of Lake Illawarra, Australia. *Hydrobiologia*, **537**: 249-264.
- RAYMOND P.A., CARACO N.F., COLE J.J., 1997. Carbon dioxide concentration and atmospheric flux in the Hudson River. *Estuaries*, **20**: 381-390.
- SCHAEFFER M., SZABO S., GRAGNANI A., VAN NES E.H., RINALDI S., KAUTSKY N., NÖRBERG J., ROJACKERS R.M.M., FRANKEN R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, **100**: 4040-4045.
- SCHINDLER D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, **51**: 356-363.
- SØNDERGAARD M., JENSEN J.P., JEPPESEN E., 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, **408/409**: 145-152.
- SØNDERGAARD M., JENSEN J.P., JEPPESEN E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, **506/509**: 135-145.
- SØNDERGAARD M., JEPPESEN E., LAURIDSEN T.L., SKOV C., VAN NES E.H., ROJACKERS R., LAMMENS E., PORTIELJE R., 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, **44**: 1095-1105.
- VALDERRAMA J.C., 1977. Methods used by the Hydrographic Department of National Board of Fisheries, Sweden. In: Grasshof K. (eds.), *Report of the Baltic Intercalibration Workshop*. Annex, Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea: 13-40.
- VOLLENWEIDER R.A., 1974. *A manual on methods for measuring primary productivity in aquatic environments*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- XING Y., XIEA P., YANG H., NI L., WANG Y., RONG K., 2005. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical lake in China. *Atmospheric Environment*, **39**: 5532-5540.