Zeitschrift: Bollettino della Società ticinese di scienze naturali
Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali
Band: 88 (2000)

Artikel: Aspetti limnologici e microbiologici del laghetto di Muzzano (TI)
Autor: Isenburg, Claudio / Bottinelli, Michele / Tonolla, Mauro
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-1003219

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 11.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Aspetti limnologici e microbiologici del laghetto di Muzzano (TI)

Claudio Isenburg, Michele Bottinelli, Mauro Tonolla e Raffaele Peduzzi

Istituto Cantonale Batteriosierologico e Laboratoire d'Écologie Microbienne (Università di Ginevra), via Giuseppe Buffi 6, CH-Lugano

Riassunto: Il laghetto di Muzzano è un piccolo lago poco profondo (profondità massima 3.3 m, superficie 200'000 m^2) vicino a Lugano, Svizzera (45°59'55" N, 8°55'46" E). Il bacino imbrifero è posizionato in zona residenziale ed agricola e misura ca. 2 km^2. Il lago è conosciuto per le sue condizioni eutrofiche e per delle massiccie morie di pesci avvenute nel luglio 1967 e nel settembre del 1994. Nel corso di questo lavoro sono stati prelevati mensilmente dei campioni d'acqua tra l'ottobre 1996 ed il settembre 1997. Durante l'estate del 1997, il lago presentava stratificazioni termiche e chimiche ben sviluppate. La temperatura superficiale dell'acqua misurava più di 26 °C per gran parte del periodo estivo, mentre la temperatura sul fondo era di 23 °C. Inoltre sono stati misurati valori di pH superiori a 10.5 quando i popolamenti fitoplanctonici erano abbondanti. L'ultimo metro del laghetto era anossico e la ridissoluzione dei nutrimenti a partire dal sedimento risultava incrementata. Alla fine di agosto la luce si comportava come fattore limitante per il fitoplancton e gli ortofosfati si accumulavano nell'epilimnio (0.04 mg l^{-1}). Terminata la stagione estiva il laghetto era caratterizzato da abbondanti fioriture algali di cianobatteri.

Abstract: Lake Muzzano is a small shallow lake (maximum depth 3.3 m, surface area about 200000 m^2) close to Lugano, Switzerland (45°59'55" N, 8°55'46" E) and liing in an agricultural and residential catchment area (2 km^2). The lake is known for its eutrophic conditions and period of anoxia caused massive fish's mortalities in July 1967 and in September 1994. Water samples were collected and analyzed at monthly intervals from October 1996 to September 1997. During summer 1997, Lake Muzzano had well-developed chemical and thermal stratifications. Surface temperatures were over 26°C for much of the summer and bottom temperatures reached 23°C. pHs of over 10.5 occurred when algae were abundant. The last meter of the lake was depleted of oxygen and the rate of internal loading from the sediments increased. At the end of august, light was the growth-limiting factor for phytoplancton and orthophosphates accumulated in the epilimnion (0.04 mg l^{-1}). In late summer the lake was characterized by massive water bloom of cyanobacteria.

Key words: eutrophication, internal loading, stratification, shallow lake.

INTRODUZIONE

Questo lavoro riassume uno studio limnologico sul laghetto di Muzzano, un piccolo ecosistema acquatico situato all'interno del bacino imbrifero del lago Ceresio, conosciuto per i suoi problemi di eutrofizzazione.

La ricerca è stata incentrata sullo studio della colonna d'acqua: nel corso di un anno sono state effettuate le misure dei principali parametri fisico-chimici dell'acqua parallelamente a delle analisi microbiologiche. L'evoluzione di questi parametri permette, se messa in relazione alle condizioni meteorologiche, di meglio capire il funzionamento di un ecosistema. I risultati di questo studio potranno essere comparati con la situazione che si verificherà dopo la realizzazione del nuovo collettore delle acque di stramazzo (progetto «by-pass») che passa in parte attraverso il laghetto. Sarà così possibile constatare l'eventuale risposta dell'ecosistema alla diminuzione d'apporti esterni di nutrimento.

L'eutrofizzazione delle acque è un processo evolutivo, naturale o provocato, per il quale un ecosistema acquatico (mare, lago, stagno, fiume) si arricchisce di sali nutritivi (fosfati e nitrati in particolare) e di materia organica, la cui decomposizione attraverso la flora batterica impoverisce le acque di ossigeno disciolto.

Negli scorsi decenni la crescita demografica e l'intensificazione delle attività umane (siano esse domestiche, agricole o industriali) hanno contribuito ad aumentare considerevolmente i carichi di nutrimenti degli ecosistemi acquatici. Il fattore limitante nello sviluppo della biocenosi negli ambienti acquatici è il fosforo.

Questo elemento favorisce la crescita della vegetazione in tutte le sue forme, fitoplacton e macrofite, queste ultime destinate a essere eliminate a favore delle prime. Il considerevole aumento della biomassa planctonica si traduce infatti in un aumento della torbidità dell'acqua e in una diminuzione della sua trasparenza. La decomposizione di questa massa d'alghe da parte dei microorganismi provoca un rapido consumo dell'ossigeno contenuto negli strati più profondi. Questo processo di mineralizzazione della bio-

massa determina così l'apparizione di un netto gradiente verticale nella concentrazione di ossigeno disciolto; esso è delimitato orizzontalmente da un chemioclino al di sopra del quale le acque sono ricche in ossigeno e al di sotto povere o addirittura sprovviste di questo gas (RAMADE, 1992). Le condizioni riducenti che si formano in assenza di ossigeno causano la ridissoluzione a partire dal sedimento dei fosfati assorbiti alla superficie di substrati quali gli idrossidi di ferro e manganese. Questo meccanismo rappresenta una fonte interna di nutrimento e il processo di eutrofizzazione subisce un'accelerazione autocatalitica (RAMADE, 1992). Inoltre, in condizioni anossiche, la mineralizzazione della biomassa viene effettuata in anaerobiosi e ciò conduce alla formazione di prodotti intermedi di degradazione quali l'ammonio, l'idrogeno solforato e il metano.

L'insieme di queste modificazioni ecologiche provoca naturalmente anche una modificazione della biocenosi lacustre. La biomassa vegetale, animale e batterica aumenta e la composizione specifica dei popolamenti viene modificata: l'apparizione e la proliferazione di specie indicatrici di un alto grado di trofia (cf. cianobatteri) si manifesta contemporaneamente alla scomparsa di specie tipiche di un ambiente oligotrofo (POURRIOT & MEYBECK, 1995).

IL LAGO DI MUZZANO

Posizione geografica e geologia

Il laghetto di Muzzano è situato nel bacino imbrifero del lago di Lugano nel cantone Ticino a 45°59'55" di latitudine nord e 8°55'46" di longitudine est. Il laghetto è posizionato tra il golfo di Agno e il golfo di Lugano del lago Ceresio a un'altitudine di 337 metri. Si tratta di un ecosistema di modeste dimensioni: la lunghezza è di 780 m, la larghezza massima è di 337 m e la profondità media misura 2.9 m.

Il lago è d'origine glaciale. Durante l'ultima glaciazione nel Luganese i principali ghiacciai erano rappresentati dal ghiacciaio del Ticino e dell'Adda. Il lago si situa in una depressione creata da un braccio del ghiacciaio del Ticino che incontrava il ghiacciaio dell'Adda in questa zona. Il lago riposa sullo zoccolo cristallino pre-Permiano. Le roccie metamorfiche di questo complesso sono le più antiche del Sottoceneri. La zona della Valcolla, unità tettonica di cui fa parte il bacino imbrifero del laghetto di Muzzano, è formata essenzialmente da orto- et paragneiss (BEATRIZOTTI & HANSEN, 1975).

Nonostante la zona attorno al lago sia principalmente ricoperta da depositi morenici, troviamo degli affioramenti di roccia cristallina. Sulla riva nord-ovest troviamo il «Sasso della Trebbia», rilievo roccioso formato da gneiss scistoso a sericite (Gneiss dello Stabiello, paragneiss). Strettamente associati agli gneiss dello Stabiello troviamo gli scisti a ornblenda ed epidoto. Gli ortogneiss sono rappresentati in questa zona solamente con qualche affioramento di un gneiss aplitico a feldspato alcalino e muscovite (Gneiss del S.Bernardo).

Il bacino imbrifero

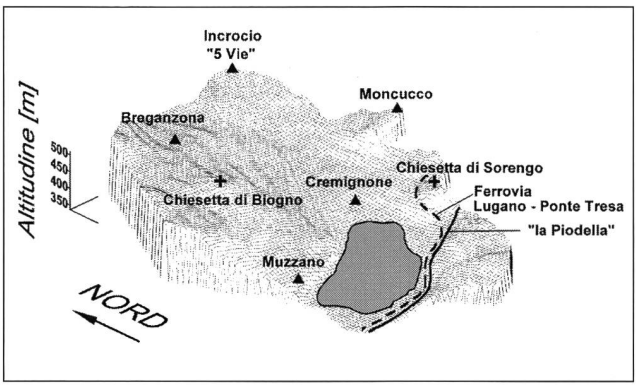


Fig.1 - Bacino imbrifero del laghetto di Muzzano

Il lago si trova in zona collinare. Il suo bacino imbrifero ha un'area di ca. 2 km^2 (Fig.1). Il 29% della superficie del bacino imbrifero è in zona agricola, il 50% in zona urbana, il 17% in zona boschiva e il 4% in zona verde (MÜLLER *et al.*, 1998).

I rilievi principali che esistono attorno al lago sono rappresentati in direzione nord-ovest dal colle di Biogno e Breganzona e a sud-est dalla «Collina d'Oro». In direzione nord il bacino imbrifero geografico è delimitato dal piano che da Cremignone sale dolcemente in direzione di Massagno fino all'incrocio delle «5 Vie». Un' importante arteria automobilistica, la Piodella, passa a prossimità della riva sud-est del lago. Parallelamente alla strada, si snoda il tragitto del trenino Lugano - Ponte Tresa. A sud, ad un'altitudine inferiore, passa l'autostrada, mentre a ovest, sul Piano del Vedeggio, è posizionato l'aereoporto di Lugano-Agno. A causa della vicinanza al polo d'attrazione economico e turistico di Lugano e del valore paesaggistico della zona, i comuni che circondano il laghetto sono essenzialmente residenziali.

Evoluzione del regime idrico

L'idrologia del lago di Muzzano ha subito delle importanti trasformazioni. Negli ultimi 30-40 anni la regione è stata teatro di un importante sviluppo demografico (Fig.2). Il solo affluente del lago, il riale chiamato «Roggia di Cremignone», venne canalizzato e utilizzato come recettore delle acque usate domestiche delle abitazioni costruite durante questo periodo (GEROSA *et al.*, 1993). Nel luglio del 1967 vi fu una prima importante moria di pesci: 2500 kg di pesci dovettero essere evacuati. La costruzione nel 1969 di una piccola stazione di depurazione a tre stadi (meccanico, biologico e chimico) contribuì alla diminuzione del carico di sostanze organiche che si riversavano direttamente nel lago. Nel quadro dei lavori per la depurazione delle acque della zona, «la Roggia di Cremignone» e le acque luride che passavano nel lago furono deviate verso la grande stazione di depurazione di Lugano-Bioggio e l'impianto locale fu smantellato nel 1978. Restava il problema della rete di canalizzazioni unitaria: le acque chiare e le acque usate provenienti da circa 3000 abitanti non venivano separate (TORONI, 1984) e

in caso di forti precipitazioni la rete convogliava troppa acqua superando la capacità del collettore (100 l s^{-1}). In queste condizioni le acque di stramazzo si riversavano direttamente nel laghetto. Nel settembre 1994 vi fu una nuova importante moria di pesci a causa delle condizioni anossiche venutesi a creare nel lago.
Questa situazione dovrebbe migliorare con la recente posa del collettore per le acque di stramazzo (1999). L'opera passa in parte sul fondo del laghetto ed eviterà gli scarichi episodici in caso di forti precipitazioni. Nel progetto s'inserisce anche la realizzazione di canalizzazioni a sistema separativo e il ristabilimento a cielo aperto della Roggia di Cremignone.
Attualmente il lago è alimentato da fonti sotto-lacustri, dalle precipitazioni atmosferiche e da scorrimento superficiale. L'unico emissario, situato sulla riva sud-est, si riversa nel golfo di Agno.

Fig. 2 - Il lago di Muzzano visto dal monte San Salvatore (1998).

Per ciò che concerne il bilancio idrico, le sole misure trovate nella letteratura sono quelle effettuate dal professor Gygax dell'Università di Berna (TORONI, 1969). La media sulle due misure effettuate nel giugno e nell'agosto 1962 era di 10.5 l s^{-1} per il regime d'entrata della Roggia di Cremignone e di 25.5 l s^{-1} per il regime d'uscita dell'emissario. Questo significa che il contributo medio delle fonti sotto-lacustri era di 15 l s^{-1}. A partire da questi dati, il tempo di ricambio teorico dell'acqua del laghetto era di 276 giorni quando la Roggia non era ancora stata deviata. Con il solo contributo delle fonti sotto-lacustri, il tempo di ricambio teorico sarebbe di 469 giorni (più di 15 mesi). Benchè si tratti di misurazioni effettuate più di trent'anni fa, questi valori sono estremamente elevati per un piccolo corpo d'acqua quale il laghetto di Muzzano e danno un'idea del regime stagnante che si viene a creare in particolare durante l'estate.

Il lago come ambiente naturale

Già nel 1945, la Pro Natura (già Lega Svizzera per la Protezione della Natura) aveva acquistato il laghetto al fine di assicurarne la protezione. Conformemente al piano urbanistico cantonale di protezione del laghetto di Muzzano, adottato nel 1982 e modificato nel 1992, il lago e le sue rive sono oggi definiti come zone protette. Nella fascia più esterna, definita come zona di protezione del paesaggio, l'agricoltura è permessa; a Cremignone un'azienda locale coltiva dei campi di mais in maniera intensiva. Sulla collina che sale verso Breganzona l'agricultura ha subito un'importante regressione con l'abbandono di frutteti e vigneti. In questa zona l'estesa parcellazione dei terreni ha comunque contribuito al mantenimento dei caratteri agricoli e naturali fino ai nostri giorni (GEROSA *et al.*, 1993).

Nel secolo scorso il Pavesi (PAVESI, 1889) rilevava già l'aspetto fangoso delle acque, che negli ultimi decenni, nel periodo estivo, si presentavano di colore verde per la presenza massiccia di alghe, indicando il notevole grado di eutrofizzazione raggiunto.

Il plancton è particolarmente abbondante e nel 1928 Huber-Pestalozzi individuò nelle acque del laghetto ben 68 tra specie, varietà e forme di alghe tra le quali 9 nuove specie per la scienza e 16 nuove specie per la Svizzera (HUBER-PESTALOZZI, 1928).

MATERIALI E METODI

Condizioni meteorologiche

I dati utilizzati per caratterizzare le condizioni meteorologiche durante il periodo di studio (ottobre 1996 - settembre 1997) sono stati forniti dall'Istituto Svizzero di Meteorologia (dati non mostrati). I differenti parametri sono stati rilevati dalla stazione climatologica di Lugano. Solo i parametri che più influenzano l'ecosistema lacustre sono stati presi in considerazione:

temperatura atmosferica, pluviometria, radiazione solare e velocità media del vento.

Le medie mensili della temperatura atmosferica e della pluviometria sono state confrontate con i valori medi del periodo climatologico di referenza 1961-1990 (SPINEDI, 1991). Per la la velocità media del vento i dati sono disponibili solamente a partire dal 1980 e per la radiazione solare solamente a partire dal 1981.

Batimetria

La batimetria del fondo del lago è stata ottenuta misurando la profondità ogni 25 m lungo un filo di nylon teso sulla superficie, campionando quattro sezioni paral-

lele tra loro per quanto riguarda la larghezza del lago e un'unica sezione per la lunghezza.

Utilizzando la carta batimetrica così ottenuta sono stati calcolati la superficie, il volume, la profondità massima, la profondità media e la profondità relativa. Per ciò che concerne invece la lunghezza e la larghezza massima sono stati considerati i valori trovati nella letteratura.

Campionamento

Il campionamento è stato effettuato mensilmente, nel punto più profondo e centrale del lago, utilizzando una bottiglia del tipo Ruttner dalla capacità d'un litro (Aquarius, Hamburg, D).

Lungo la colonna d'acqua sono stati effettuati campionamenti a 0 m, 0.5 m, 1 m, 1.5 m, 2 m, 2.5 m e 3 m per la raccolta:

- In provette di polistirene sterili da 50 ml (Greiner GmbH, Frickenhausen, D), per misurare l'alcalinità, gli ortofosfati, i nitrati e l'ammonio.
- In provette contenenti 100 ml di HCl 30% per l'analisi del ferro e del manganese, in 10 ml di campione.
- In provette (volume totale 12.8 ml) contenenti 0.8 ml d'acetato di zinco (4% $ZnAc_2$ in acido acetico 2%) quale fissativo per la determinazione dell'idrogeno solforato grazie ad un piccolo tubo collegato direttamente alla bottiglia.
- In bottiglie sterili in vetro da 500 ml Duran (Schott Glaswerke, Mainz, D) per le analisi microbiologiche dei coliformi.

Misura della trasparenza dell'acqua

Questa misura è stata ottenuta mensilmente utilizzando il metodo di Secchi. Per questo metodo si utilizza un disco di color bianco e di 20 cm di diametro, che si immerge orizzontalmente nell'acqua grazie ad un peso attaccato sotto al disco. La trasparenza corrisponde quindi alla profondità alla quale il disco non è più distinguibile dall'acqua circostante.

Misure ottenute con la sonda Hydropolitester HPT-C e Aqua-check

La misura simultanea del pH (in unità pH), della conduttività (in µS cm^{-1}), della temperatura (in °C), dell'ossigeno disciolto (in mg l^{-1}) e della torbidità (in FTU) è stata ottenuta utilizzando la sonda multiparametrica HPT-C (Züllig AG, Rheineck, CH) collegata all'argano fornito di profondimetro meccanico. Le misure dei parametri fisico-chimici sono state lette, grazie ad un display superficiale, ogni 20 cm lungo tutta la colonna d'acqua.

A partire dal mese di giugno è stata utilizzata contemporaneamente un'altra sonda Aqua-check (Perstorp Analytical Environmental, Wilsonville, USA). Questa sonda permette di misurare la temperatura (in °C), la conduttività (in µS cm^{-1}), l'ossigeno disciolto (in mg l^{-1}) e il pH dell'acqua (in unità pH).

Luce trasmessa

Il profilo della luce trasmessa è stato misurato grazie all'apparecchio LiCor Li-1000 Datalogger (Li-Cor, Lincoln, USA), grazie a due differenti sensori:

- il primo sensore piatto (LI-190SA) posto permanentemente in superficie, misura in µE m^{-2} s^{-1} il 100% della luce fotosinteticamente attiva (400 nm e 700 nm) che raggiunge la superficie del lago.
- il secondo, un sensore sferico (LI-193SA) che scende lungo la colonna d'acqua e misura la luce fotosinteticamente attiva (400 nm e 700 nm) trasmessa alle diverse profondità in µE m^{-2} s^{-1}.

Analisi chimiche

Tutte le analisi chimiche (alcalinità [mmol l^{-1}], ortofosfati [mg l^{-1}], nitrati [mg l^{-1}], ammonio [mg l^{-1}], ferro disciolto [mg l^{-1}], manganese disciolto [mg l^{-1}] e idrogeno solforato [mg l^{-1}]) sono state effettuate utilizzando i kit colorimetrici Aquamerck e Spectroquant secondo le indicazioni del fabbricante (Merk, Darmstadt, D) ed uno spettrofotometro portatile Photometer SQ 300 della stessa ditta munito di celle di vetro (Hellma, Mullheim, D).

Analisi quantitative dei batteri coliformi termotolleranti e fecali

I batteri sono stati coltivati su Nutrient Agar (Difco) e sul terreno agarizzato al lattosio con T.T.C. (T.T.C. = 2-3-5 trifeniltetrazolio) e tergitolo (Sanofi Diagnostics Pasteur, Marnes-La-Coquette, F).

Per la filtrazione dei campioni sono state utilizzate rampe di filtrazione in PVC a 3 posti, filtri in cellulosa da 5 cm di diametro e 0.45 µm di porosità (Micron Separation INC, Westboro, USA), imbuti di vetro da 100 ml e porta filtri pyrex (Millipore), il tutto collegato ad una pompa ad acqua.

Sono quindi state filtrate 3 diverse quantità (1 ml, 10 ml, 100 ml) d'acqua, sempre in doppio. L'acqua peptonata è stata aggiunta per le filtrazioni da 1 ml e 10 ml per avere un volume di filtrazione adeguato, così da ottenere una distribuzione omogenea dei batteri sul filtro.

I filtri sono stati posizionati sui terreni in modo che le particelle fossero mantenute verso l'alto. Le piastre di Petri sono quindi state incubate a 37 °C per una durata di 4 ore. I filtri sono poi stati trasferiti sul terreno agarizzato al lattosio con T.T.C. e tergitolo. Una serie di piastre è stata incubata a 44 °C per 24 ore al fine di mettere in evidenza i Coliformi fecali mentre l'altra serie è stata incubata a 41 °C per 24 ore al fine di mettere in evidenza i Coliformi termotolleranti.

L'enumerazione delle colonie gialle con alone profondo giallo dà il numero di Coliformi fecali o termotolleranti presenti nel volume d'acqua filtrata. Il risultato è espresso in UFC (= unità formanti colonie) per 100 ml.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Batimetria del lago di Muzzano

Le misure effettuate sui cinque transetti hanno permesso la costruzione di una carta batimetrica (Fig. 3).

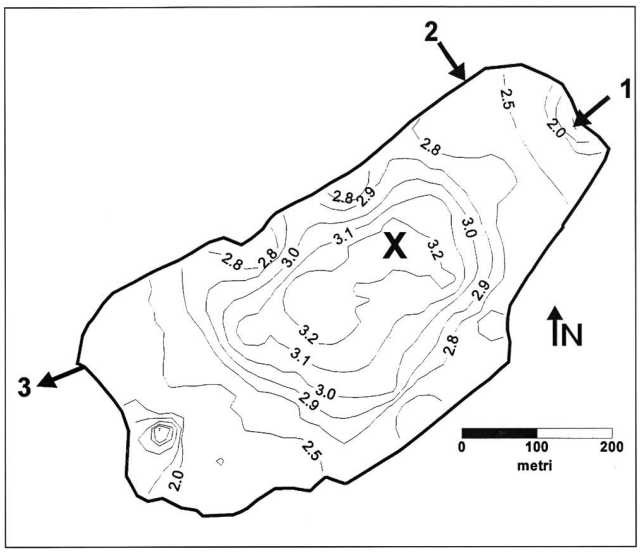


Fig. 3 - Carta batimetrica del lago di Muzzano
1) Vecchia canalizzazione della Roggia di Cremignone
2) Uscita acque di stramazzo
3) Emissario
X) Punto di prelievo

Il bacino lacustre risulta essere abbastanza regolare e caratterizzato da una forte pendenza del fondo nei pressi delle rive della zona a nord-ovest, per diventare poi abbastanza pianeggiante al centro del lago.

La zona a nord-est del lago mostra una pendenza meno pronunciata, dovuta all'afflusso in passato di materia organica da parte dell'affluente, ed in un secondo tempo da parte delle acque di stramazzo che hanno formato un piccolo delta. Inoltre la riva nord-ovest presenta una pendenza maggiore essendo la costa erosiva più importante. La profondità massima misurata durante la nostra campagna è stata di 3.35 m, valore che variava a seconda delle condizioni climatiche. Questa carta batimetrica ha permesso d'identificare la regione più profonda del lago dove svolgere mensilmente le analisi sulla colonna d'acqua (campagna di prelievi e misurazioni 1996-1997) e di definire le caratteristiche morfologiche del lago.

Caratteristiche morfologiche del lago:

lunghezza massima	780 m
larghezza massima	337 m
superficie	206543 m^2
volume	608739 m^3
profondità massima	3.35 m
profondità media	2.95 m
profondità relativa	0.88

Evoluzione annuale dei diversi parametri misurati

Trasparenza dell'acqua

Le fluttuazioni stagionali di questo parametro (dati non mostrati) riflettono principalmente le variazioni di concentrazione del plancton nel corso dell'anno.

La trasparenza dell'acqua del laghetto di Muzzano aumenta infatti progressivamente nei mesi autunnali e raggiunge il suo massimo in gennaio. A partire da marzo questo parametro diminuisce fortemente a causa del forte sviluppo di fitoplancton primaverile. L'ulteriore diminuzione nel corso dei mesi estivi traduce un nuovo aumento della produttività primaria. In settembre lo sviluppo massiccio dei cianobatteri contribuisce a mantenere una scarsa trasparenza dell'acqua.

Temperatura

A causa della scarsa profondità del laghetto di Muzzano, questo ecosistema acquatico presenta delle importanti variazioni annuali di temperatura (dati non mostrati). La colonna d'acqua risulta termicamente omogenea in autunno e in primavera, periodi in cui le acque del lago possono rimescolarsi. Tra le campagne di dicembre e di gennaio il lago era ghiacciato (stratificazione inversa). Nei mesi estivi si può notare la formazione di una importante stratificazione termica: le acque superficiali del lago, che possono raggiungere i 26 °C, possiedono una temperatura omogenea mentre più in profondità esse risultano progressivamente sempre più fredde.

pH

L'analisi dell'evoluzione annuale dei valori di pH sulla colonna d'acqua permette di ottenere delle buone indicazioni sui processi biologici che si svolgono nel lago. Un aumento di pH corrisponde ad una aumento dell'attività fotosintetica mentre una sua diminuzione si traduce con una maggiore attività di decomposizione della biomassa. In effetti si può notare come il pH delle acque superficiali aumenti in gennaio, in aprile e in maniera considerevole nel corso dei mesi estivi, quando la densità del fitoplancton è importante.

Sul fondo del lago invece, durante il periodo estivo, l'ambiente risulta più acido a causa dell'intensa attività di degradazione della materia organica da parte dei microorganismi (Fig.4).

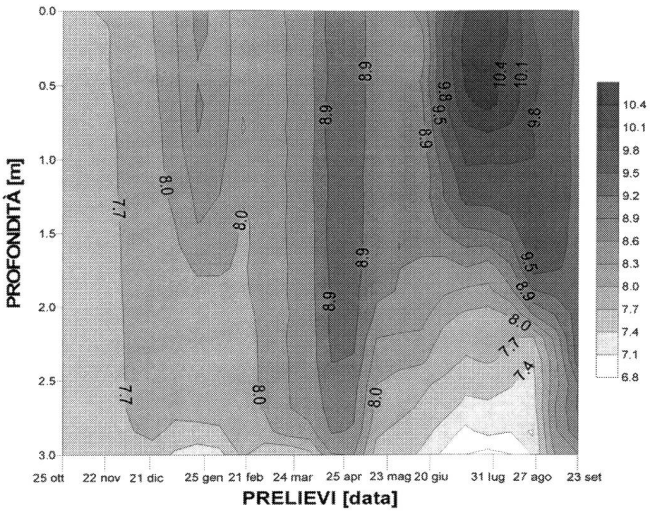


Fig. 4 - Evoluzione del pH sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

Ossigeno disciolto

L'evoluzione annuale dell'ossigeno disciolto nella colonna d'acqua riflette l'attività biologica nell'ecosistema. L'ossigeno è prodotto dalla fotosintesi ed è invece consumato dai processi di respirazione e di decomposizione. L'ossigeno disciolto aumenta in maniera importante a partire da aprile e questa tendenza si rafforza nei mesi estivi con un notevole sviluppo del fitoplancton. Durante l'estate si forma inoltre un gradiente di concentrazione di questo elemento. In particolare nel mese di agosto l'ultimo metro del lago risulta essere in condizioni completamente anossiche a causa dell'intensa attività di degradazione della biomassa da parte dei microrganismi (Fig. 5).

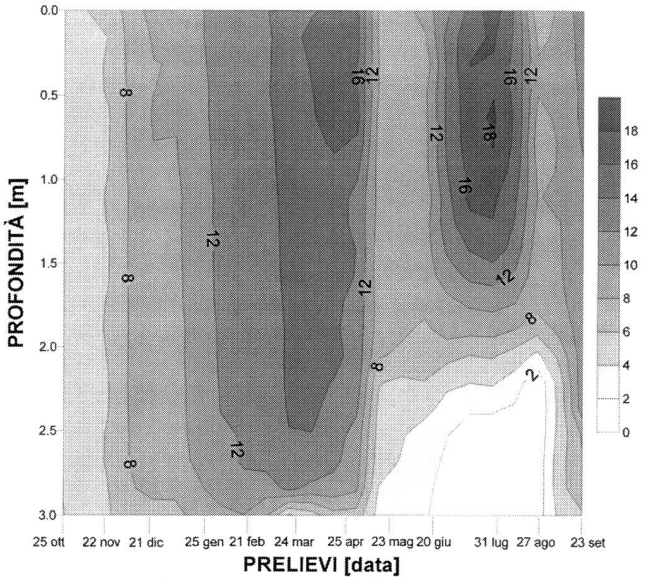


Fig. 5 - Evoluzione dell'ossigeno disciolto [mg l^{-1}] sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

Conducibilità

La conducibilità elettrica è proporzionale alla quantità delle specie ioniche disciolte nell'acqua (dati non mostrati). Anche per questo parametro si osserva un'importante diminuzione in aprile e nel corso dei mesi estivi. La diminuzione di sali disciolti nelle acque superficiali è imputabile all'attività del fitoplancton che utilizza parte di questi sali per la fotosintesi. In particolare nel mese di luglio il minimo di conducibilità elettrica è misurato a 1 metro di profondità. Alcuni cianobatteri, adattati a utilizzare una debole quantità di luce e capaci di modificare rapidamente la propria galleggiabilità, potrebbero assimilare preferenzialmente i sali minerali a questa profondità.

Trasmissione della luce

Osservando l'isoipsa in grassetto (1% della luce trasmessa) che per convenzione delimita la zona eufotica da quella afotica, si notano delle grandi variazioni stagionali. Nei mesi autunnali e invernali la penetrazione della luce è buona su tutta la colonna d'acqua. A partire da aprile la zona afotica sale progressivamente. La grande quantità di plancton si comporta infatti come filtro nei confronti della luce incidente. D'estate la luce diventa il fattore limitante per il fitoplancton in profondità e l'attività fotosintetica risulta quindi confinata alle acque superficiali (Fig. 6).

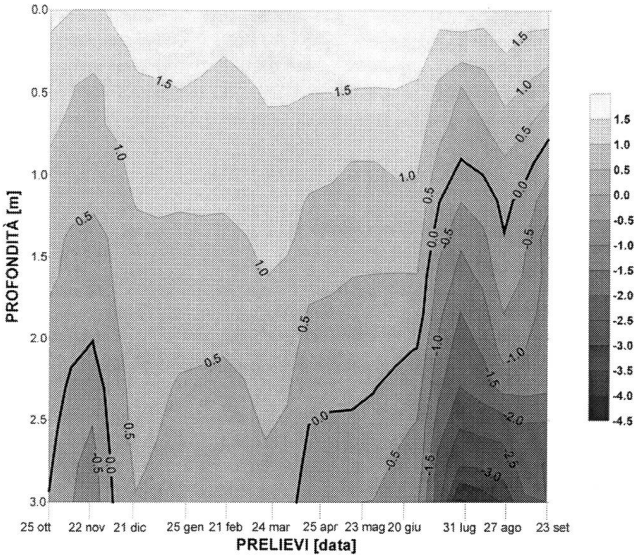


Fig. 6 - Evoluzione della trasmissione della luce (log_{10}% luce trasmessa) sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

Ortofosfati

Rispetto agli altri nutrimenti, il fosforo rappresenta normalmente il fattore limitante per la produzione primaria negli ecosistemi acquatici. Nel laghetto di Muzzano le concentrazioni in ortofosfati diminuiscono nei mesi autunnali e invernali e rimangono molto basse durante la primavera, quando si produce un forte sviluppo del fitoplancton. Nei mesi estivi i fosfati, con delle concentrazioni piuttosto elevate misurate nel corso della campagna di agosto (0.03 a 0.04 mg l^{-1}), non rappresentano più il fattore limitante per lo sviluppo algale. Il forte aumento misurato in profondità durante questo mese, quando le acque più profonde risultano anossiche, suggerisce inoltre una ridissoluzione dei fosfati che erano precipitati nel sedimento (Fig. 7).

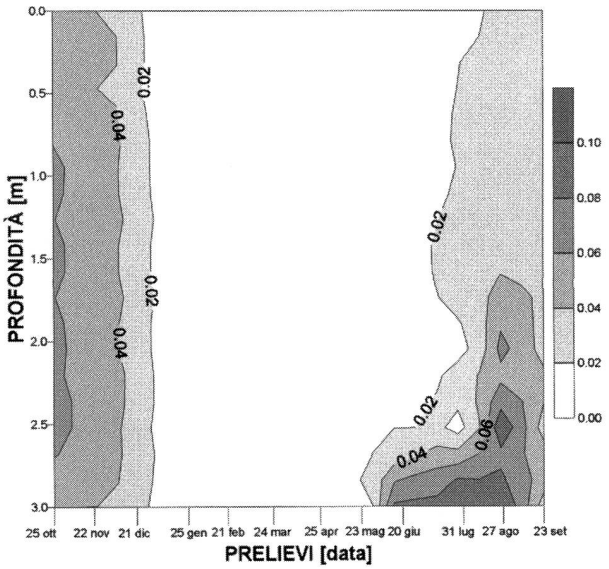


Fig. 7 - Evoluzione degli ortofosfati [mg l^{-1}] sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

Nitrati

I nitrati, come i fosfati, sono sali minerali necessari allo sviluppo del fitoplancton e possono quindi comportarsi nei confronti di quest'ultimo come fattore limitante. Nel laghetto di Muzzano, durante i mesi invernali e primaverili, le concentrazioni dei nitrati risultano costanti (dati non mostrati). A partire da aprile le concentrazioni diminuiscono progressivamente. La concentrazione minima in nitrati è misurata nel corso del mese di agosto, quando tutti i valori risultano tra 0.7 e 0.8 mg l^{-1}. Sul fondo del lago, in condizioni anossiche, i nitrati sono rapidamente trasformati in particolare in azoto molecolare disciolto (N_2) dalla denitrificazione batterica. Questo azoto può essere perso nell'atmosfera o essere fissato da cianobatteri.

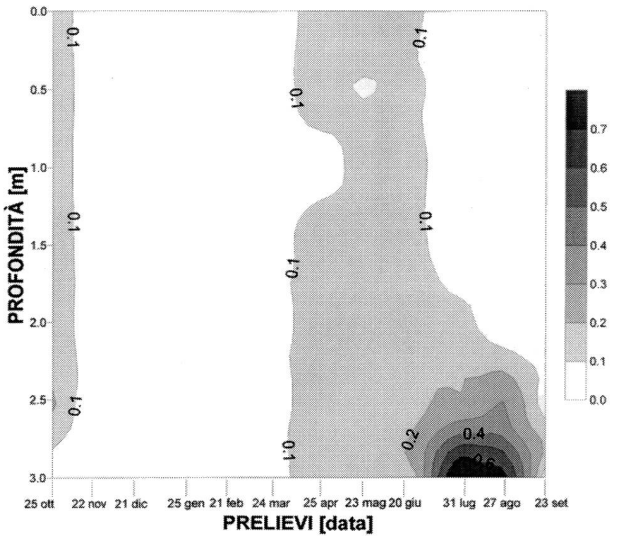
Ammonio

Nel corso dei mesi autunnali e invernali l'ammonio diminuisce progressivamente su tutta la colonna d'acqua (dati non mostrati). La nitrificazione batterica, che ossida l'ammonio a nitrito e successivamente a nitrato, è la causa principale di questa diminuzione. A partire dal mese di maggio si osserva un aumento di questo composto in profondità dovuto alla decomposizione della materia organica. In giugno l'ammonio aumenta su tutta la colonna d'acqua. Questo incremento è dovuto alle acque di stramazzo, ricche di ammonio, del collettore di acque usate dei comuni vicini che si riversano direttamente nel lago in caso di forti precipitazioni. I giorni prima del prelievo di giugno sono stati caratterizzati infatti da violenti temporali. In luglio e in agosto l'ammonio è misurato in forti concentrazioni sul fondo del lago: in condizioni prive di ossigeno la nitrificazione non è più possibile. Durante questo periodo è la mineralizzazione anaerobica della biomassa che conduce alla formazione di questo composto.

Ferro e manganese

Ferro e manganese si trovano normalmente sotto forma di ossidi e idrossidi negli ecosistemi acquatici. Le forme ridotte e solubili (Fe^{2+} e Mn^{2+}) sono presenti nella colonna d'acqua solo quando le condizioni dell'ambiente

Ferro disciolto



Manganese disciolto

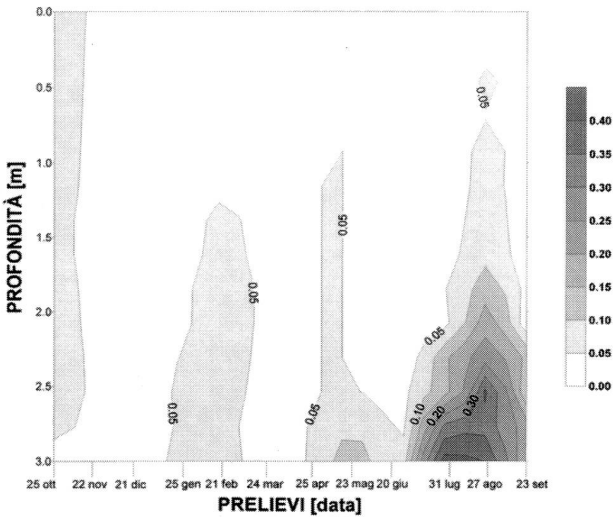


Fig. 8 - Evoluzione del ferro disciolto [mg l^{-1}] e del manganese disciolto [mg l^{-1}] sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

sono riduttrici. Le concentrazioni di queste forme solubili sono infatti nettamente più importanti rispetto al resto dell'anno nei mesi di luglio e di agosto sul fondo del lago. È l'ambiente anossico che permette la diffusione delle forme ridotte di ferro e manganese nella colonna d'acqua. Anche la decomposizione anaerobica della materia organica contribuisce a rimettere in soluzione questi metalli (Fig.8).

Idrogeno solforato

L'idrogeno solforato è misurato solamente in agosto a profondità maggiori di 2 metri (dati non mostrati). Le condizioni anossiche e dunque estremamente riduttrici del fondo del lago favoriscono la riduzione dei solfati in idrogeno solforato da parte di batteri solfatoriducenti. Essi sono attivi nella decomposizione anaerobica della materia organica utilizzando i solfati quale agenti ossidanti. L'idrogeno solforato si può quindi accumulare nelle acque anossiche e risulta particolarmente tossico per l'ittiofauna.

Coliformi totali (termotolleranti) e fecali

Durante le campagne di novembre e di giugno sono state misurate le più importanti concentrazioni in coliformi totali e fecali (Fig.9). L'origine di questa contaminazione è correlabile alle intense precipitazioni avvenute nei giorni antecedenti questi prelievi. Infatti, in caso di forti pioggie, le acque di stramazzo del collettore delle acque usate dei comuni vicini si riversavano nel lago, deteriorandone seriamente le condizioni igieniche. Possiamo quindi affermare che durante tutto l'anno i valori di questi batteri gram-negativi rimangono bassi, e solo nei mesi di novembre e giugno superano i valori di balneazione definiti per i coliformi fecali ad una concentrazione massima di 100 UFC in 100 ml (regolamento d'igiene delle acque di balneazione del Consiglio di Stato del Canton Ticino del 13 aprile 1994).

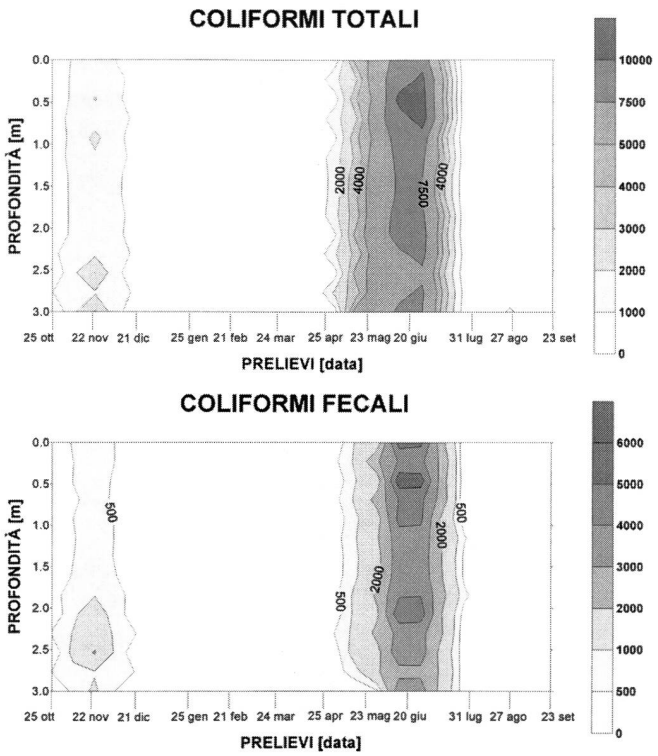


Fig. 9 - Evoluzione dei coliformi totali (termotolleranti) e fecali [UFC per 100 ml] sull'arco di un anno (1996-1997) nel laghetto di Muzzano.

La stratificazione estiva del laghetto di Muzzano

In un lago basso delle deboli precipitazioni e un vento moderato nella stagione estiva costituiscono le condizioni favorevoli allo stabilirsi delle diverse forme di stratificazione. Questo tipo di condizioni meteorologiche si è prodotto nel corso del mese di agosto 1997 e le misure effettuate durante la campagna del 27 agosto mostrano come in quel momento dell'anno il laghetto di Muzzano fosse stratificato (Fig. 10).

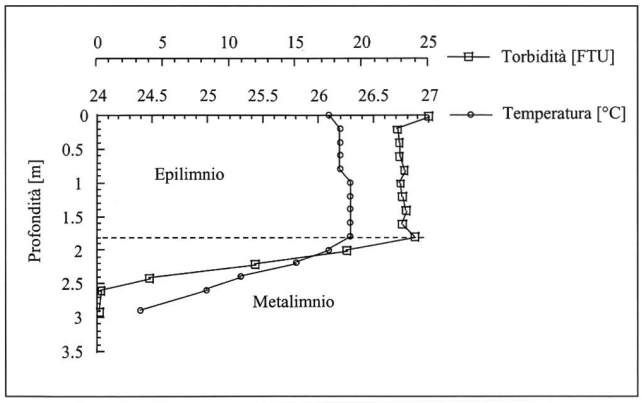


Fig. 10 - Profili della temperatura e della torbidità durante la campagna del 27 agosto 1997.

Dal profilo della temperatura, si distingue uno strato d'acqua calda superficiale abbastanza omogeneo (epilimnio) e, a partire da 1.8 metri, uno strato profondo caratterizzato da un forte gradiente termico (metalimnio). La scarsa profondità del laghetto di Muzzano non permette l'esistenza di un ipolimnio freddo e omogeneo. Questa struttura termica verticale è principalmente determinata dalla biomassa planctonica che riduce la profondità della penetrazione della radiazione solare. Il profilo della torbidità (Fig. 10) mostra in effetti come il plancton sia confinato allo strato d'acqua superficiale. A partire da 1.8 metri di profondità la torbidità diminuisce bruscamente. Nelle acque più profonde è la luce che si comporta come fattore limitante per lo sviluppo del fitoplancton. L'importante biomassa gioca il ruolo di filtro per la radiazione solare e ciò impedisce alle acque più profonde di raggiungere la stessa temperatura delle acque superficiali. Lo stabilirsi di questa parziale stratificazione termica conduce alla separazione delle acque superficiali da quelle più profonde da un gradiente di densità che si oppone al loro rimescolamento. Il profilo dell'ossigeno disciolto (Fig. 11) mostra come le acque superficiali siano ossigenate uniformemente, principalmente grazie all'attività fotosintetica e agli scambi con l'atmosfera. Solamente in superficie la concentrazione dell'ossigeno disciolto è leggermente più debole, probabilmente a causa dell'effetto inibitore dei raggi ultravioletti sulla fotosintesi. A partire da 1.8 metri di profondità le concentrazioni diminuiscono drasticamente e solamente 40 cm più in basso le acque sono completamente sprovviste d'ossigeno. L'intensa attività di degradazione della materia organica consuma tutto l'ossigeno disciolto disponibile e il fondo del lago si trova così in condizioni anossiche. Lo strato d'acqua superficiale, dove la produzione primaria è il processo dominante, è chiamato «trofogeno». Al contrario, lo strato inferiore, dove dominano le reazioni di decomposizione, è chiamato strato «trofolitico». I due strati sono separati da una zona di transizione, caratterizzata da un forte gradiente di concentrazione dell'ossigeno, chiamata «ossiclino». Questa zonazione verticale è estremamente evidente in questo momento dell'anno ed è legata intimamente alla zonazione luminosa.

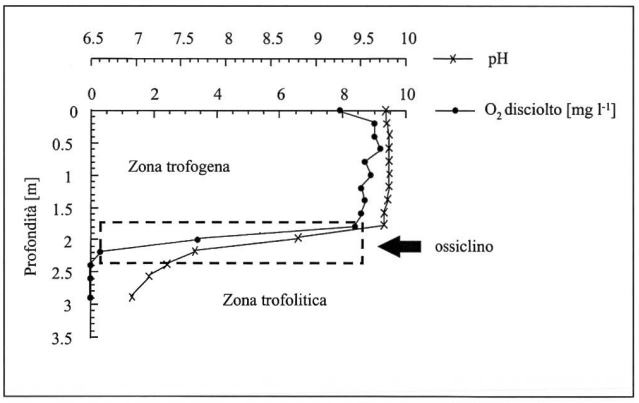


Fig. 11 - Profili dell'ossigeno disciolto e del pH durante la campagna del 27 agosto 1997.

Nel corso della campagna del 27 agosto, il profilo del pH (Fig. 11) è simile a quello dell'ossigeno. Nelle acque superficiali il pH è di circa 9.7 e rimane costante fino a 1.8 metri. A partire da questa profondità il pH diminuisce bru-

scamente e sul fondo del lago raggiunge dei valori vicini alla neutralità (6.9). Come per l'ossigeno, si riesce nuovamente a distinguere la zona trofogena da quella trofolitica. La presenza di ossigeno determina lo stato redox di numerosi elementi (ad esempio il ferro e il manganese) e ne influenza quindi la solubilità e perciò la mobilità (Fig.12).

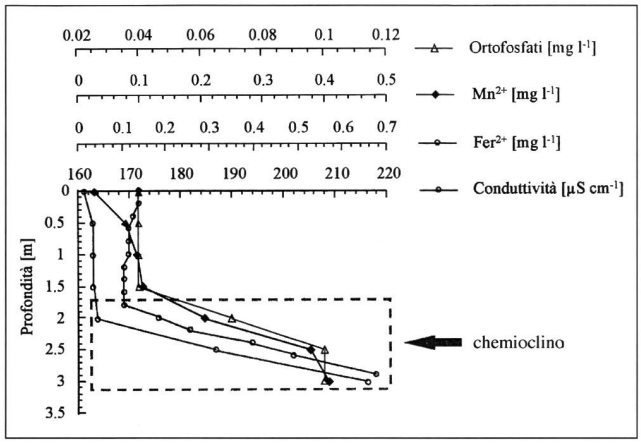


Fig. 12 - Profili degli ortofosfati, del ferro, del manganese e della conduttività durante la campagna del 27 agosto 1997.

In condizioni anossiche i composti particellati precipitati nel sedimento, quali gli ossidi di ferro e manganese (FeOOH, $Fe(OH)_3$, MnO_x), vengono ridotti e le forme ridotte (solubili) di questi metalli possono diffondere nella colonna d'acqua. Inoltre i fosfati ed i metalli-traccia che sono assorbiti selettivamente alla superficie di questi composti solidi possono rimobilizzarsi (POURRIOT & MEYBECK, 1995). Gli ossidi di ferro e di manganese sono pure utilizzati come accettori di elettroni durante l'ossidazione anaerobica della materia organica. I profili di ferro (Fe^{2+}) e manganese (Mn^{2+}) evidenziano in effetti delle concentrazioni nettamente più elevate a partire da 2 metri di profondità (Fig. 12). Questa accumulazione è quindi il risultato delle reazioni di dissoluzione riduttiva e delle reazioni di decomposizione della materia organica operate dai processi batterici (STONE, 1987). Tra le reazioni che conducono alla formazione di Fe^{2+}, è importante citare la reazione degli ossi-idrossidi di Fe^{3+} con i sulfuri. Questi ultimi provengono da processi catalizzati da batteri solfato-riducenti. Il Fe^{2+} reagisce in seguito con S^{2-} per formare un precipitato colloidale di FeS che conferisce al sedimento superficiale del laghetto di Muzzano quel caratteristico colore nero.

Delle condizioni anossiche, e quindi riduttrici, favoriscono anche il rilascio dei fosfati a partire dal sedimento, ciò che rappresenta una fonte interna di nutrimenti all'ecosistema («internal loading»). Inoltre, se in un sedimento in condizioni ossigenate diversi microrganismi assimilano molti fosfati che vengono stoccati sotto forma di granuli di polifosfati, in condizioni anossiche questi microgranuli sono utilizzati come fonte di energia (formazione di ATP) per la sintesi e lo stoccaggio di poli-ß-idrossibutirato (PHB). Questa via metabolica anaerobica ha come risultato un accumulo di ortofosfati nel citoplasma e un susseguente trasporto di questi composti fuori dalla cellula (BOSTRÖM *et al.*, 1989). Il rapido passaggio fra condizioni anossiche e ossiche nei sedimenti causa anche una forte mortalità per autolisi dei batteri aerobici stretti e anaerobici stretti con un conseguente rilascio di fosforo. Boström *et al.* sottolineano come questa quantità di fosforo possa costituire una parte non trascurabile del flusso totale a partire dai sedimenti.

Le concentrazioni di ortofosfati sono piuttosto elevate nell'epilimnio (0.04 mg l^{-1}). Questo è probabilmente dovuto a diversi fattori che agiscono in sinergia tra di loro. Lo strato metalimnetico è caratterizzato da un forte gradiente termico. In profondità l'acqua possiede quindi una viscosità più importante che in superficie, e questo diminuisce la velocità di sedimentazione. In queste condizioni, la mineralizzazione della biomassa facilmente degradabile e la liberazione di nutrimenti avvengono nella zona eufotica, ciò che impedisce la perdita di nutrimenti dall'epimnio (GLIWICZ, 1980). Questo fenomeno, associato ad una ridotta capacità dei popolamenti algali ad aumentare la loro densità, potrebbe spiegare quest'importante concentrazione di ortofosfati nelle acque superficiali. Il profilo degli ortofosfati (Fig. 12) mostra ancora una volta come le acque superficiali siano omogenee, mentre in profondità c'è l'apparizione di un forte gradiente di concentrazione.

Il profilo della conducibilità elettrica (Fig. 12) è omogeneo fino a 1.8 m. A partire da questa profondità, i valori di questo parametro aumentano progressivamente, ciò che significa un aumento delle specie ioniche in soluzione. Lo strato d'acqua superficiale è relativamente omogeneo dal punto di vista della sua composizione chimica. Al contrario, in profondità, i sali nutritivi rimessi in soluzione dall'attività microbica di degradazione e dalla diffusione a partire dai sedimenti si accumulano e conferiscono all'acqua una densità più importante. Questo gradiente di composizione chimica è chiamato «chemioclinio».

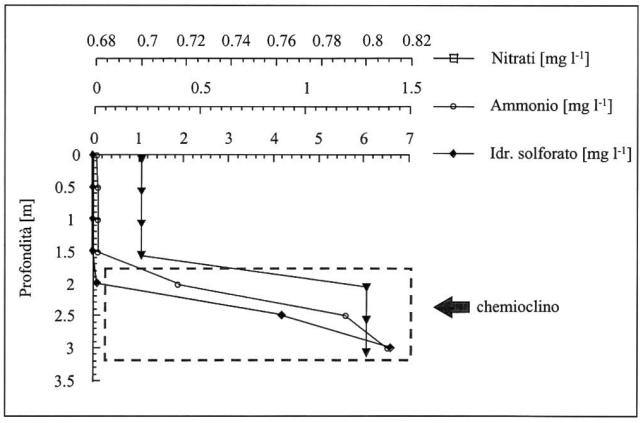


Fig. 13 - Profili dei nitrati, dell'ammonio e dell'idrogeno solforato durante la campagna del 27 agosto 1997.

Nel corso della campagna del 27 agosto, i tenori in nitrati sono molto deboli rispetto al resto dell'anno (Fig. 13). In condizioni anossiche la denitrificazione batterica

trasforma i nitrati in azoto molecolare disciolto (N_2) che può disperdersi nell'atmosfera. Nello strato d'acqua superficiale la concentrazione dei nitrati è di 0.7 mg l^{-1} e in profondità è di 0.8 mg l^{-1}. L'equazione della fotosintesi di Redfield mostra che il plancton vegetale necessita di 1 atomo di P per 16 di N, ossia 1 grammo di fosforo per 7 grammi d'azoto. A questo momento dell'anno il rapporto è di 1 grammo di fosforo per 12.5 grammi d'azoto. Con il prosequio della denitrificazione, l'azoto diventerà il fattore limitante per lo sviluppo del fitoplancton nelle acque superficiali. La struttura della comunità planctonica cambia sensibilmente: delle deboli concentrazioni di nitrati favoriscono lo sviluppo dei cianobatteri. Questi microrganismi possiedono infatti una maggior forza competitiva nell'assimilazione dell'azoto rispetto alle alghe verdi. Come fonte d'azoto i cianobatteri utilizzano l'ammonio (NH_4^+) oppure fissano l'azoto molecolare (N_2). In effetti a partire dalla metà del mese di settembre si è prodotto uno sviluppo massiccio di cianobatteri (BOTTINELLI *et al.*, 2000).

Per ciò che concerne l'ammonio, le concentrazioni nello strato superficiale sono estremamente deboli (Fig. 13). Al contrario, nello strato anossico profondo, l'ammonio si accumula. Questo accumulo è il risultato della decomposizione anaerobica della materia organica e del rilascio d'ammonio in condizioni anossiche a partire dal sedimento.

Le condizioni riduttrici favoriscono inoltre la riduzione dei solfati in idrogeno solforato (Fig. 13), composto tossico e molto reattivo che può accumularsi nelle acque senza ossigeno del fondo del lago. In effetti nello strato ossigenato del lago l'idrogeno solforato non è presente. Questo composto è misurabile a partire da 2 metri di profondità (0.1 mg l^{-1}) e la sua concentrazione aumenta progressivamente in profondità (4.2 mg l^{-1} a 2.5 metri e 6.6 mg l^{-1} a 3 metri). L'apparizione nella colonna d'acqua di questa sostanza è preoccupante poichè la formazione di idrogeno solforato è associata a ecosistemi ipertrofici (WETZEL, 1983).

CONCLUSIONI

Il laghetto di Muzzano è un ecosistema di modeste dimensioni. Un lago di questo tipo, caratterizzato da una scarsa profondità, è chiamato nella letteratura lago basso (dall'inglese «shallow lake»). La scarsa profondità, la superficie modesta, il particolare regime idrico e la posizione geografica sono fattori che contribuiscono a rendere particolarmente importante l'influenza delle condizioni meteorologiche su questo limnosistema.

Le precipitazioni atmosferiche influiscono fortemente sul regime idrico del lago. La portata dell'effluente diventa sempre più importante a seguito di diversi giorni di pioggia e di conseguenza il tempo di rinnovo dell'acqua diminuisce. Al contrario, nei periodi di siccità, il livello del lago diminuisce e l'acqua diventa stagnante. Delle precipitazioni troppo importanti erano anche la causa di scarichi diretti nel lago delle acque di stramazzo ricche di fosfati. Questi scarichi episodici contribuivano a fertilizzare ulteriormente l'ecosistema lacustre e di conseguenza ad aumentarne la biomassa algale. L'acqua che proveniva dal collettore di acque usate deteriorava inoltre la qualità igienica del lago. Nell'anno preso in considerazione durante questo studio, le concentrazioni più importanti di coliformi fecali e termotolleranti sono infatti state misurate dopo diversi giorni di forte pioggia (campagne di novembre '96 e giugno '97).

Il diretto assorbimento della radiazione solare è la principale fonte di calore per un lago e questo parametro meteorologico ne influenza direttamente il regime termico. Nel corso del periodo di studio è stata misurata una buona omeotermia nella colonna d'acqua in autunno e a inizio primavera. La scarsa profondità del laghetto di Muzzano permette infatti un completo rimescolamento delle acque prima e dopo la formazione del ghiaccio. Tra la campagna di dicembre e di gennaio il lago era infatti gelato; in questo momento dell'anno la radiazione solare raggiunge il proprio minimo. Dal punto di vista del regime termico, il laghetto di Muzzano sarebbe da considerare dimittico, vale a dire che le sue acque si rimescolano due volte nel corso di un anno. A partire dalla primavera il lago presenta una stratificazione termica: l'acqua superficiale è più calda dell'acqua in profondità. Le due masse d'acqua sono separate da un gradiente di densità. La radiazione solare è inoltre un fattore ecologico estremamente importante per la produzione primaria. L'attività fotosintetica delle alghe dipende tra l'altro anche dalla disponibilità di energia luminosa. Le concentrazioni più elevate di ossigeno disciolto sono state misurate nel corso di aprile e di luglio, mesi questi che hanno fatto registrare le medie mensili più importanti di radiazione solare nel corso del periodo vegetativo.

I laghi bassi sono inoltre molto sensibili all'energia eolica. I laghi di meno di 5 metri di profondità media sono generalmente ben mescolati da momenti di forte vento e le differenti forme di stratificazione possono svilupparsi solo temporaneamente (POURRIOT & MEYBECK, 1995). Se il lago si mescola bene con delle giornate di forte vento, come sembra essere il caso per il laghetto di Muzzano, non è da considerare un lago dimittico ma bensì un lago polimittico freddo discontinuo. Questo termine è utilizzato per descrivere un lago poco profondo a delle latitudini medie con clima continentale che gela in inverno e che, nel corso della stagione calda, può stratificarsi per dei giorni o per delle settimane in assenza di forti venti (LEWIS, 1983). La differenza di densità tra lo strato d'acqua superficiale e quello inferiore è all'origine della stratificazione permanente dei laghi detti «meromittici». In questi laghi si distinguono le acque superficiali mescolate almeno annualmente (mixolimnio) e quelle più profonde che non si mescolano più (monimolimnio). Il lago di Cadagno, situato nella Val Piora in Ticino, è un esempio di lago alpino meromittico. L'origine della sua stratificazione permanente è legata agli apporti di fonti sotto-lacustri ricche di sali: si tratta della meromissi crenogenica (TONOLLA *et al.*, 1998). Altri laghi presentano una stratificazione permanente dovuta a delle cause interne, principalmente al rilascio a partire dal sedimento di sostanze disciolte prove-

nienti dalla decomposizione della materia organica: è la meromissi biogenica. La stratificazione estiva del laghetto di Muzzano, favorita da particolari condizioni meteorologiche, è quindi di origine biogenica ed è solamente a causa della scarsa profondità che il fenomeno non risulta permanente.

L'azione di un forte vento può causare la frequente rimessa in sospensione dei sedimenti che causa un aumento della torbidità dell'acqua. Nel lago Balaton, in Europa centrale, profondo mediamente 3.2 metri, il flusso di sedimenti rimessi in sospensione è stato quantificato a 170 mg peso secco m^{-2} $giorno^{-1}$ con una velocità media del vento di 5 m s^{-1} (SOMLYÓDY, 1980). Il massimo di torbidità nel laghetto di Muzzano è stato misurato nel corso del mese di aprile, mese che è stato caratterizzato da diversi giorni di forte vento (più di 5 m s^{-1}) e dalla media mensile più elevata. Nei laghi bassi, la rimessa in sospensione provocata dal vento può essere significativamente più importante del fenomeno di ridiffusione dei nutrimenti a partire dal sedimento (LEE, 1970). Questo processo può condurre a delle condizioni ipertrofiche a corto termine se il sedimento risulta ricco di nutrimenti (RYDING & FORSBERG, 1978). La rimessa in sospensione di un sedimento ricco di materia organica, come è il caso per il laghetto di Muzzano, modifica anche la rete trofica dell'ecosistema acquatico. I frammenti organici ed i batteri ad essi associati possono rappresentare un'importante fonte di nutrimento per lo zooplancton. Il «grazing», fenomeno per il quale lo zooplancton limita spesso in maniera spettacolare gli effettivi dei popolamenti fitoplantonici, è molto ridotto a causa della disponibilità di quest'ulteriore fonte di nutrimento. La catena alimentare diventa una catena alimentare «detritica» (HERZIG, 1979). Molto probabilmente questo fenomeno contribuisce a mantenere nel laghetto di Muzzano una grande biomassa algale nel corso di tutto il periodo vegetativo.

In conclusione il laghetto di Muzzano è da considerare un ecosistema acquatico ipertrofico. Il lago è caratterizzato nei periodi vegetativi da un'elevata temperatura e da una importante biomassa algale. Nel periodo estivo questa grande quantità di plancton impedisce una buona penetrazione della luce e dunque lo sviluppo fitoplanctonico in profondità risulta limitato dalla disponibilità di luce. In effetti d'estate la trasparenza dell'acqua non supera i 50 cm. Durante questo periodo l'intensa attività microbica di degradazione della materia organica rende il fondo del lago completamente anossico. Le condizioni riducenti associate alla mancanza di ossigeno favoriscono la diffusione di diverse sostanze a partire dal sedimento. Inoltre la decomposizione anaerobica della biomassa conduce alla formazione di prodotti intermedi di degradazione quali l'ammonio e l'idrogeno solforato. A fine estate nel lago si sviluppa una massiccia fioritura di cianobatteri, organismi la cui proliferazione indica un elevato grado di trofia.

BIBLIOGRAFIA

BEATRIZOTTI G. & HANSEN J.W., 1975. Geologia. In: Dipartimento Economia Pubblica. Note illustrative delle carte idrogeologiche del Sottoceneri 1 : 25000, Bellinzona, 18-32.

BOTTINELLI M., TONOLLA M., FORLANI G., CRIVELLI C., SANANGELANTONI A.M. & PEDUZZI R., 2000. Fioriture di cianobatteri della specie *Microcystis wesenbergii* nel lago di Muzzano (Svizzera). Bollettino della Società ticinese di Scienze Naturali - 88, 2000 (1-2), pp. 53-61 (ISSN 0379-1254).

BOSTRÖM B., PETTERSSON A.-K. & AHLGREN I., 1989. Seasonal dynamics of a cyanobacteria-dominated microbial community in surface sediments of a shallow, eutrophic lake. *Aquatic Sciences* 51/2: 153-178.

GEROSA P. G., COTTI G., TORONI A., 1993. Lettura e protezione di un biotopo urbano: il laghetto di Muzzano. Dipartimento del Cantone Ticino, Bellinzona.

GLIWICZ Z. M., 1980. Metalimetic gradient and phosphorus loss from the epilimnion in stratified eutrophic lakes. In: Developments in Hidrobiology, Vol. 2. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague: 23-27.

LEE G. F., 1970. Factors affecting the transfer of material between water and sediments. Eutrophication Information Program. *Univ. Wisconsin Madison*, Literature Review No. 1.

LEWIS W. M., 1983. A revised classification of lake based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.

HERZIG A., 1979. The zooplancton of the open lake. In: Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague: 281-335.

HUBER-PESTALOZZI G., 1929. Algologische Mitteilungen: Algen aus dem Lago di Muzzano. Arch. Hydrobiol. 20: 413-426.

MÜLLER B., LOTTER A. F., STURM M. & AMMAN A., 1998. Influence of catchment quality and altitude on the water and sediment composition of 68 small lakes in Central Europe. *Aquatic Sciences* 60: 316-334.

PAVESI P., 1889. Notes physiques et biologiques sur trois petits lacs du bassin tessinois. Arch. Science Phys. Nat., Genève, 22: 353-360.

POURRIOT R. & MEYBECK M., 1995. Limnologie générale. Masson, Paris, 956 p.

RAMADE F., 1992. Eléments d'écologie. Ecologie appliquée. 4ème édition. Ediscience international, Paris, 578 p.

RYDING S. O. & FORSBERG, C., 1978. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Interactions between sediments and freshwater. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague: 227-234.

SOMLYÓDY L., 1980. Preliminary study on wind-induced interaction between water and sediment for Lake Balaton (Szemes Basin). In: Proc. 2nd joint MTA/IIASA task force meeting on Lake Balaton modelling, vol. II. Austria: 26-49.

SPINEDI F., 1991. Il clima del Ticino e della Mesolcina con accenni di climatologia generale. *Rapporti di lavoro dell'Istituto Svizzero di Meteorologia* 167, Zürich, 54 p.

TONOLLA M., DEMARTA A. & PEDUZZI, R., 1998. La chimica del Lago di Cadagno. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 63.

TORONI A., 1969. È in funzione l'impianto di depurazione delle acque del laghetto di Muzzano. *Il nostro paese* 77: 179-182.

TORONI A., 1984. Il laghetto di Muzzano (2). *Il nostro paese* 161: 194-199.

WETZEL R. G., 1983. Limnology, 2nd ed.. Saunders College Publishing, Philadelphia, 858 p.