

Condizioni e tendenze della qualità dell'acqua nel Laghetto di Muzzano, Svizzera, nel periodo maggio - ottobre 2007

Autor(en): **Hale, Barack W. / Hartman, Kyle J. / Schoenenberger, Nicola**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Bollettino della Società ticinese di scienze naturali**

Band (Jahr): **97 (2009)**

PDF erstellt am: **12.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-1003135>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Condizioni e tendenze della qualità dell'acqua nel Laghetto di Muzzano, Svizzera, nel periodo maggio–ottobre 2007

Brack W. Hale¹, Kyle J. Hartman¹, Nicola Schoenenberger²

¹ Department of Math and Natural Sciences, Franklin University Switzerland, CH – 6924 Sorengo

² ProNatura Ticino, CH – 6500 Bellinzona

Riassunto: I piccoli laghi poco profondi sono particolarmente vulnerabili all'eutrofizzazione poiché le loro acque si rimescolano molto più facilmente di quelle dei laghi più profondi. Il Laghetto di Muzzano ha una storia ben documentata di immissione di sostanze nutritive e di eutrofizzazione. Il presente studio esamina i cambiamenti nella qualità dell'acqua da maggio a ottobre 2007 per descrivere la situazione attuale in relazione alle sostanze nutritive e il ruolo, per la loro dinamica, della stratificazione delle acque. Sono stati trovati livelli elevati di nutrienti, specialmente fosforo, nelle acque profonde quando il lago era stratificato dal punto di vista sia chimico che termico.

La correlazione forte fra ortofosfato e ferro nell'ipolimnio indica che gran parte del fosforo deriva dal carico interno. Durante i campionamenti si sono verificati diversi eventi di circolazione delle acque i quali potrebbero aver contribuito a supplementari fioriture algali osservate durante tutta l'estate e all'inizio dell'autunno. Data l'importanza dei carichi interni del laghetto si ipotizza che misure per invertire l'eutrofizzazione mostreranno degli effetti solo a medio-lungo termine e che in primo luogo dovrebbero venir fortemente ridotti i carichi esterni.

Water quality status and trends in the Laghetto di Muzzano, Switzerland

Abstract. Small shallow lakes are particularly vulnerable to cultural eutrophication as they mix much more readily than do deeper lakes. The Laghetto di Muzzano is a lake with a well-documented history of anthropogenic nutrient loading and eutrophication. This study examined the trends in water quality over the course of a growing season to determine the current nutrient status of the lake and the role of stratification for nutrient dynamics. It found high levels of nutrients, particularly phosphorus in the bottom waters of the lake after the establishment of both chemical and thermal stratification. Much of the phosphorus appears to result from internal loading, judging from the strong correlation between orthophosphate and iron in the hypolimnion. Further, several mixing events occurred during the sampling period, which might have contributed to additional algal blooms observed through the summer and early fall. The important role of internal loading in the Laghetto indicates that management actions to reverse eutrophication will take time and must first achieve a significant reduction in external loading.

Keywords: Laghetto di Muzzano, eutrophication, phosphorus, stratification, shallow lakes

INTRODUZIONE

I piccoli laghi poco profondi forniscono agli esseri umani molti benefici, compresi l'acqua potabile, una fonte di alimentazione, e le occasioni di svago. Tuttavia, tali laghi possono spesso evolvere da uno stato con acqua limpida dominato da macrofite a uno stato dominato da fitoplankton con acqua torbida (DOKULIL & TEUBNER 2003). La progressione di un lago verso uno stato eutrofico è un processo complesso che dipende essenzialmente dalla quantità di sostanze nutrienti disponibili nell'acqua. Carichi elevati di sostanze nutrienti limitanti, in particolare i composti dell'azoto e del fosforo, conducono a un aumento drammatico della biomassa fitoplanctonica

(SØNDERGAARD *et al.* 2003). Eccessive fioriture algali privano le macrofite acquatiche della luce necessaria. Dopo la morte delle alghe, la decomposizione della biomassa consuma grandi quantità di ossigeno e genera condizioni ipossiche nei livelli più profondi del lago. I processi nella parte inferiore dei laghi poco profondi, vicino all'interfaccia con il sedimento, possono giocare un ruolo critico nel bilancio globale dei nutrienti (PADISÁK & REYNOLDS 2003, SØNDERGAARD *et al.* 2003). Un ipolimnio ipossico genera un ambiente riduttore in cui il fosforo si libera dal ferro e rientra in soluzione nella colonna d'acqua (caricamento interno). Il fosforo diviene disponibile per l'assimilazione delle alghe quando un evento di circolazione delle acque lo trasporta negli strati superficiali del lago. Le

acque di piccoli laghi poco profondi sono più soggette a rimescolamenti repentini e quindi più sensibili alla fertilizzazione che deriva dal carico interno. La fertilizzazione eccessiva dovuta al carico esterno o interno, può avere effetti nocivi sugli organismi del lago, in particolare sui pesci, a causa delle variazioni di pH e di concentrazione di ossigeno disciolto fra gli strati nei laghi stratificati (NOVENTY & OLEM 1994). L'eutrofizzazione inoltre, spesso pregiudica i molteplici benefici forniti da questi sistemi dei quali godono gli esseri umani. Le immissioni di nutrienti da diverse fonti antropiche sono responsabili dell'eutrofizzazione di molti ecosistemi lacustri poco profondi in Europa (NÖGES *et al.* 2003).

Il presente studio esamina le tendenze estive di parametri della qualità dell'acqua in un piccolo lago eutrofico poco profondo vicino a Lugano, Svizzera, il Laghetto di Muzzano. L'elevata produttività del lago risale a parecchio tempo fa. Segnalazioni di fioriture algali, ricondotte ai livelli elevati di scarichi domestici non trattati che finivano nel lago, risalgono al 1903 (SCHMASSMANN 1951, EAWAG 1968). Il lago è stato definito molto inquinato, una situazione che ha condotto a diverse morie di pesci, ad esempio negli anni 1960 e 1967 prima della costruzione, nel 1969, di una piccola stazione di depurazione presso l'immissario principale del lago (ISENBURG *et al.*, 2000). Malgrado questa misura e la deviazione degli scarichi domestici al di fuori del bacino del Laghetto nel 1978, i problemi di eutrofizzazione e le morie di pesci sono rimasti. Tre studi più recenti hanno trovato livelli elevati di sostanze nutritive e di alghe nel lago (BRAUN & BACHOFEN, 1998; BOTTINELLI *et al.*, 2000; ISENBURG *et al.*, 2000). Inoltre, si sono verificate nuove morie dei pesci nel 1994 e 2003 (AQUARIUS 1999), evidenziando la vulnerabilità del lago ad eventi estremi. Diversi studi hanno discusso la probabilità di eventi multipli di circolazione che contribuiscono all'ipertrofia del lago, pur non descrivendo indagini più accurate della stratificazione del lago. Questo studio esamina lo stato attuale della qualità dell'acqua nel Laghetto e studia il ruolo della stratificazione nelle dinamiche dei nutrienti del lago.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il Laghetto di Muzzano è un piccolo lago di origine glaciale, situato vicino a Lugano in Svizzera a un'altitudine di 337 m slm. Il lago è lungo 780 m e largo 337 m, con una profondità media di 2,9 m e una profondità massima di 3,3 m, ha una superficie di 0,22 km² e un volume di circa 600'000 m³, mentre il suo bacino imbrifero copre un'area di 2 km² (ISENBURG *et al.* 2000, PRO NATURA TICINO 2008). Il lago ha un emissario che defluisce nel Lago di Lugano. La zona è caratterizzata da un clima temperato con temperatura annuale media di 11,6°C, che varia da 2,6°C in media in gennaio a 21,1°C in luglio. Le precipitazioni medie annuali ammontano a 1545 mm: maggio è il mese più piovoso con una media di 194 mm

mentre dicembre è il più asciutto con una media di 63 mm (METEOSCHWEIZ, 2005a, b). Durante gli ultimi 30-40 anni il paesaggio attorno al lago ha subito notevoli cambiamenti, fra i quali la canalizzazione dell'immissario principale del lago, la Roggia di Cremignone (ISENBURG *et al.* 2000). Fino agli anni '60 nel corso d'acqua venivano immesse le acque di scarico non trattate delle zone circostanti. La moria di pesci del 1967 ha annientato 2500 kg di biomassa piscicola del lago (ISENBURG *et al.* 2000). Nonostante le riduzioni di immissioni di acque luride grazie alla stazione di depurazione provvisoria, la deviazione finale di queste ultime al di fuori del bacino e la costruzione, nel 1999, di un bypass che devia le acque di stramazzo verso l'emissario da uno scaricatore di piena situato a monte, presso la Roggia di Cremignone, continuano a riversarsi nel lago acque mescolate a scarichi domestici durante gli eventi di forte pioggia.

Il lago è inoltre circondato da una matrice di zone agricole e suburbane in piena edificazione che possono contribuire agli apporti di nutrienti. Il lago stesso e i suoi dintorni immediati sono una riserva naturale protetta, gestita dal cantone Ticino, dai comuni rivieraschi (Muzzano, Collina d'Oro, Sorengo e Lugano) e da Pro Natura, che ha acquistato il luogo nel 1945 (PRCP-LM, 2002).

Campionamenti

Campionamenti della colonna d'acqua del Laghetto sono avvenuti da metà maggio a ottobre 2007, con una scadenza quasi settimanale. I campioni sono stati prelevati nel centro del lago in corrispondenza di un punto precedentemente identificato come la parte più profonda del lago (ISENBURG *et al.* 2000). Durante i campionamenti, effettuati sempre in tarda mattinata, la totalità dei parametri (descritti nel paragrafo seguente) è stato rilevato in superficie e a una profondità di 3,0 m, immediatamente al di sopra del fondale. Inoltre, un sottoinsieme dei parametri (pH, ossigeno disciolto e temperatura) è stato rilevato lungo tutta la colonna d'acqua ad intervalli di 0,5 m. Ogni misura è stata effettuata tre volte.

Tutte le analisi chimiche sono state effettuate in situ in un cilindro da campionamenti standard (Carolina Biological Supply). I campioni d'acqua dalla superficie sono stati raccolti direttamente secondo i protocolli standard di campionamento di acqua (WETZEL & LIKENS 1991). Per raccogliere i campioni in profondità è stato usato un campionario tipo VanDorn (LaMotte Water Sampler Model JT-1). Per effettuare le analisi di temperatura e pH è stata utilizzata una sonda Hanna (tipo HI 98129). L'ossigeno disciolto (DO)¹ è stato misurato con una sonda portatile Milwaukee (tipo SM600) mentre le concentrazioni di ammonio (NH₄⁺), ferro, nitrato (NO₃⁻) e ortofosfato (PO₄³⁻) sono state misurate tramite un kit chimico di AQUANAL (Sigma-Aldrich). I limiti di quantificazione e gli intervalli di graduazione dei test sono elencati nella

¹ A causa di un problema con la sonda, l'ossigeno disciolto è stato quantificato chimicamente a partire dal 26.7.2007.

tabella 3. A partire dal 26 luglio 2007 questo kit è anche stato usato per misurare l'ossigeno disciolto. La profondità di Secchi è stata stabilita mediante un disco di Secchi standard (Carolina Biological Supply). Ogni dispositivo o kit è stato adoperato seguendo le istruzioni d'uso fornite dal produttore.

Analisi dei dati

Per ogni campione prelevato alla stessa profondità e data è stata calcolata una media dei valori ottenuti. Al fine di stabilire la significatività delle differenze fra questi valori medi, dato che suggerirebbe una stratificazione delle acque del lago, sono state applicate diverse analisi statistiche.

Le differenze significative fra le diverse profondità sono state determinate tramite un'analisi della varianza (ANOVA) usando i test di Sidak. Per valutare le differenze statistiche relative alle sostanze nutritive fra i campioni di superficie e quelli di profondità, è stato effettuato un *Wilcoxin matched pairs signed-rank test* poiché i dati non erano normalmente distribuiti. Il rapporto fra ortofosfato e ferro nell'ipolimnio è stato esaminato mediante un *Spearman rank correlation test*. Tutte le analisi statistiche sono state effettuate con il programma STATA 9.0, con $\alpha = 0.05$.

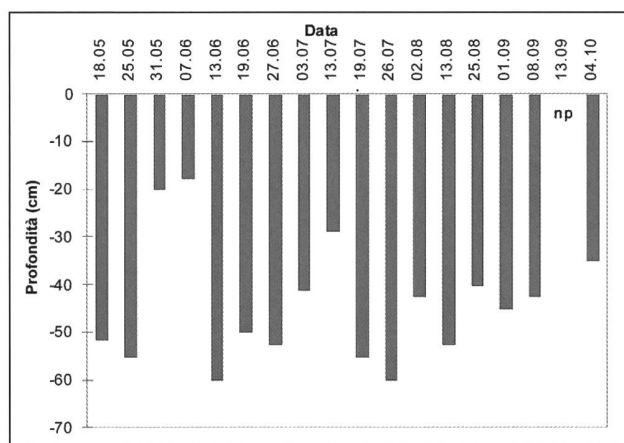


Fig. 1 – Profondità di Secchi nel 2007 (in cm).

RISULTATI

Profondità di Secchi

La profondità di secchi del lago durante il periodo di campionamento raggiungeva in media 44,1 cm (SD = 12,4), una profondità relativamente ridotta. Durante la stagione i valori misurati variavano tra 17 e 60 cm (fig. 1).

Temperatura

In generale la temperatura dell'acqua variava in funzione della profondità; i valori medi si situavano tra 24,4°C alla superficie e 21,5°C a 2,5 m di profondità. (tab. 1). I risultati dell'ANOVA evidenziano differenze significative tra le differenti profondità ($F = 3,05$; $p = 0,008$). Un'analisi post hoc rivela tuttavia che questo risultato è da attribuire soprattutto a differenze significative tra due strati: quello superficiale e quello sul fondale a una profondità di 3

Tab. 1 – Medie (e deviazioni standard) dei parametri rilevati a ogni profondità nel 2007. * Valori dell'ossigeno disciolto dal 13 maggio al 13 settembre 2007.

Profondità (m)	O ₂ disciolto (mg/l)*	Temperatura (°C)	pH
0,0	10,8 (1,35)	24,4 (2,46)	9,7 (0,36)
0,5	10,7 (1,43)	24,1 (2,41)	9,7 (0,34)
1,0	9,5 (1,91)	23,8 (2,47)	9,5 (0,35)
1,5	7,3 (1,43)	23,2 (2,35)	9,2 (0,39)
2,0	4,1 (2,10)	22,6 (2,10)	8,6 (0,53)
2,5	2,7 (1,95)	21,5 (0,03)	8,2 (0,60)
3,0	1,9 (1,60)	21,9 (1,86)	7,9 (0,58)

m ($t = -2,51$; $p = 0,02$). All'inizio del periodo di campionamento il lago era completamente rimescolato con una temperatura costante di 22°C sulla colonna d'acqua (fig. 2). A partire da quel momento il lago ha incominciato a stratificarsi termicamente, con una situazione stratificata nella seconda metà di maggio che temporaneamente è sparita a fine mese. Da giugno ad agosto, gli strati indipendenti del lago si sono continuamente scaldati. Il livello di stratificazione (differenza termica tra epilimnio e ipolimnio) durante questo periodo variava tra 1,3 e 4,3°C. La stratificazione termica ha cominciato a svanire verso la fine di agosto e le temperature generali hanno cominciato ad abbassarsi. I valori presentati si riferiscono alla tarda mattinata, variazioni giornaliere della temperatura dell'acqua non sono state analizzate nel presente studio.

pH

Similmente alle variazioni di temperatura, anche il pH cambiava in funzione della profondità con una media di 9,7 alla superficie e 7,9 alla profondità di 3 m. (tab. 1). La significatività della stratificazione è dimostrata dalle differenze rivelate dall'ANOVA ($F = 44,30$, $p < 0,001$).

I test di Sidak hanno evidenziato un'interfaccia tra gli strati attorno alla profondità di 2 m. Non c'erano differenze significative fra i valori alle profondità di 0 – 1,5 m, né fra i 2 m e i 3 m. I valori all'interno di questi gruppi divergevano significativamente dai valori nell'altro gruppo ($p \leq 0,01$). I valori di pH erano relativamente uniformi all'inizio del periodo di campionamento (fig. 3). Nel corso dell'estate, i valori in superficie sono aumentati (acque più basiche), mentre nello strato inferiore sono diminuiti (acque meno basiche). Risulta che la stratificazione chimica si è mantenuta fino a inizio settembre. La differenza fra gli strati durante questo periodo variava tra 1,2 e 2,6 unità di pH.

Ossigeno disciolto

Parallelamente all'evoluzione del pH e dalla temperatura i livelli dell'ossigeno disciolto variavano con la profondità durante il periodo di campionamento, da una media di 10,8 mg/l in superficie a 1,9 mg/l a una profondità di 3 m. L'ANOVA ha rivelato una variazione significativa tra i gruppi ($F = 84,79$; $p < 0,001$). I test di Sidak indicano una stratificazione più graduale rispetto al pH. Le profondità 0 - 1m e le profondità 2,5 - 3 m differivano significativamente ($p < 0,001$), la profondità 1,5 m era significativamente diversa da tutti gli altri gruppi ($p \leq 0,01$), mentre 2 m era significativamente diversa dal resto ad eccezione

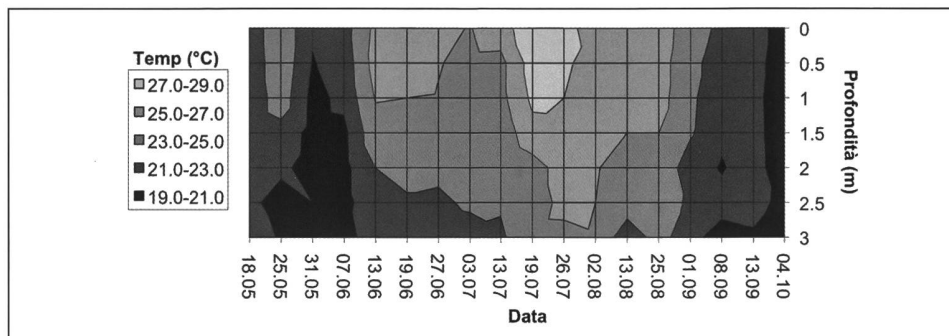


Fig. 2 – Profilo della temperatura nel 2007.

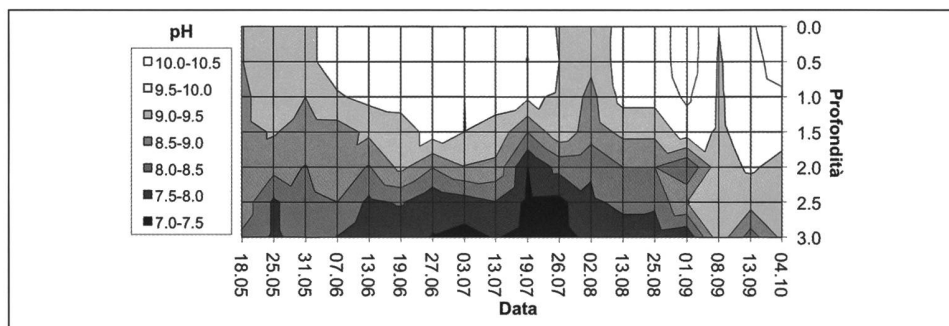


Fig. 3 – Profilo del pH nel 2007.

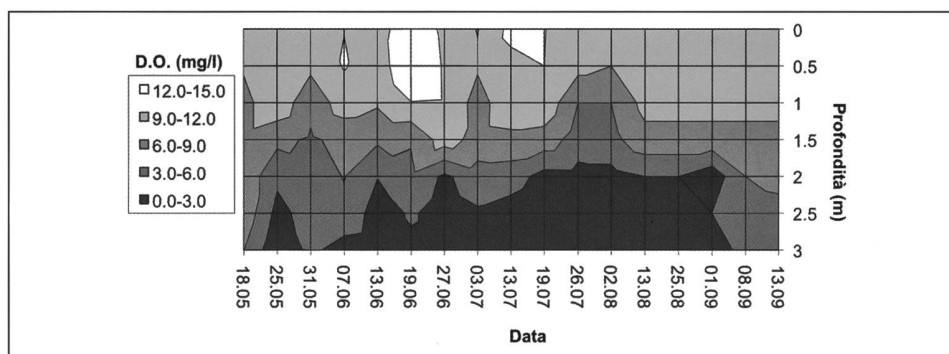


Fig. 4 – Profilo dell'ossigeno disciolto nel 2007.

di 2,5 m. ($p \leq 0,01$ e $p = 0,317$ rispettivamente). I livelli di ossigeno disciolto erano relativamente uniformi all'inizio del periodo di campionamento, con una variazione da 6 mg/l sul fondo a 9,3 mg/l in superficie (fig. 4). Più tardi i livelli di ossigeno disciolto nei campioni del fondo sono diminuiti notevolmente e l'ipolimnio è diventato ipossico. Lo spessore dello strato ipossico ha subito qualche variazione ma è generalmente cresciuto durante l'estate. Nonostante il cambiamento nella modalità di campionamento limiti le possibilità di confronto nel tempo, la differenza fra la superficie e il fondo era approssimativamente di 10+ mg/l O_2 fino alla prima settimana di settembre. Più tardi la differenza tra le profondità è diminuita e lo strato ipossico è sparito.

Sostanze nutritive e relative variabili

I livelli di nitrato ammontavano in media a 7,8 mg/l durante il periodo di campionamento (tab. 2) e non differivano significativamente tra la superficie ed i campioni dal fondo ($z = 0,519$; $p = 0,60$). In maniera generale durante la stagione i livelli sono evoluti da 0 mg/l a quasi 18 mg/l (fig. 5). I valori di ammonio ammontavano in media a 0,04 mg/l in superficie e a 0,49 mg/l a 3 m. Sulla

base del *signed-rank test* questa differenza era significativa ($z = -3,07$; $p = 0,002$). Durante la stagione i valori variavano tra 0 – 0,3 in superficie e tra 0 – 0,87 a 3 m (fig. 6).

Gli ortofosfati e il ferro mostravano differenze significative fra la superficie e gli strati profondi del lago ($z = -3,44$; $p < 0,001$ e $z = -3,42$; $p < 0,001$, rispettivamente). In media la concentrazione di ortofosfati era di 0,03 mg/l in superficie e 0,47 mg/l a 3 m, mentre quella del ferro 0,03 mg/l in superficie e 0,45 mg/l a 3m. Entrambi i parametri sono evoluti durante il periodo di campionamento. Lo strato profondo mostrava livelli elevati di ortofosfati e ferro durante i periodi d'ipossia (cfr. figg. 4, 7 e 8) ad eccezione di una marcata diminuzione in entrambi a metà agosto (una diminuzione simile si è anche presentata nell'ammonio). I due parametri erano correlati positivamente ($\rho = 0,847$; $p < 0,001$) il che indica un rapporto forte fra i livelli di ortofosfati e ferro nelle acque profonde.

DISCUSSIONE

I nostri risultati indicano che il Laghetto di Muzzano

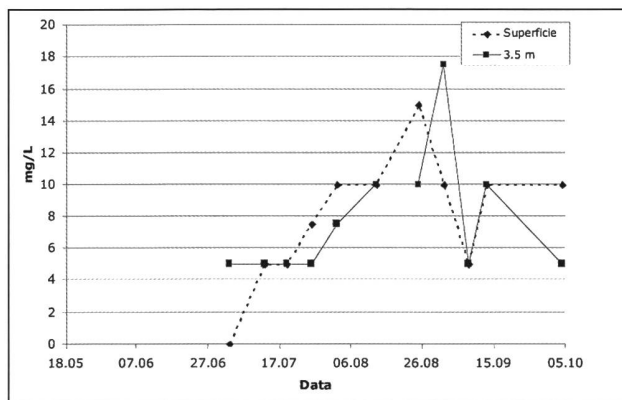


Fig. 5 – Nitrato nel 2007.

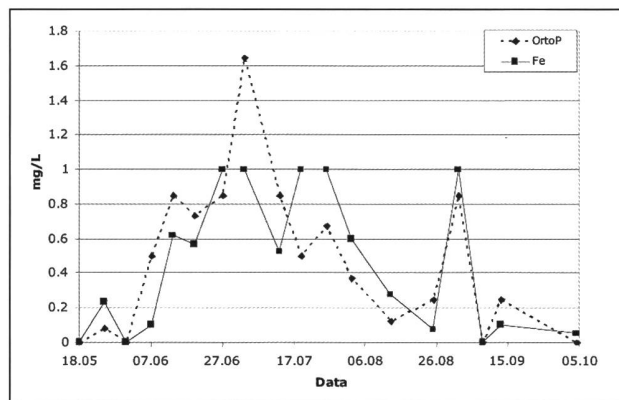


Fig. 7 – Ortofosfato e ferro alla profondità di 3 m nel 2007.

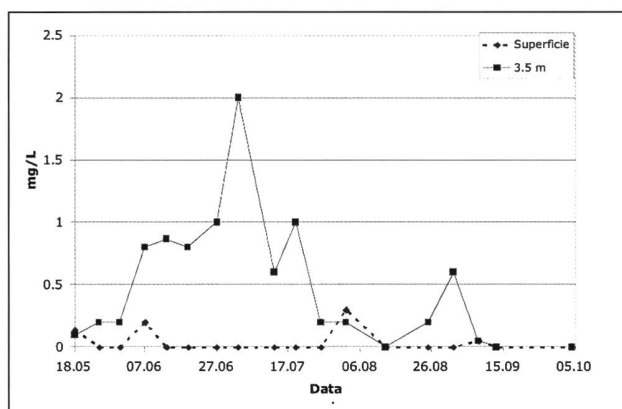


Fig. 6 – Ammonio nel 2007.

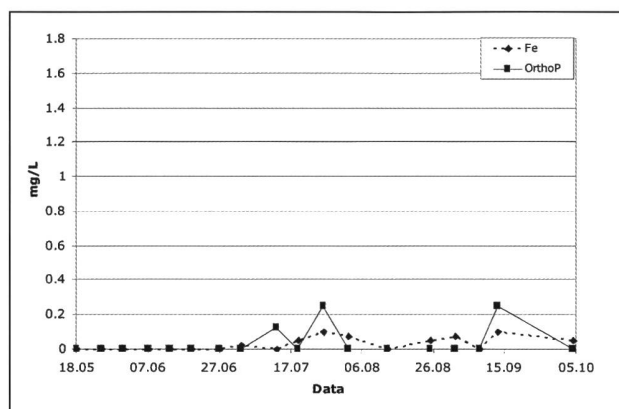


Fig. 8 – Ortofosfato e ferro in superficie nel 2007.

rimane un lago fortemente eutrofizzato, caratterizzato da livelli eccessivi di sostanze nutritive che possono alimentare le frequenti fioriture algali durante l'estate e i primi mesi autunnali. I laghi eutrofici tipicamente mostrano un livello totale del fosforo maggiore a 20 µg/l, profondità di secchi inferiori a 2 m e una saturazione di ossigeno disciolto inferiore a 10% nell'ipolimnio (NOVOTNY & OLEM 1994). Malgrado non avessimo quantificato il fosforo totale, le misure dell'ortofosfato nell'ipolimnio, che rappresenta solo una parte del fosforo totale, ammontavano generalmente in media a 0,47 mg/l (470 µg/l), parecchio superiori al livello descritto da NOVOTNY & OLEM (1994). Pure le profondità di secchi e livelli di ossigeno disciolto hanno superato i criteri menzionati precedentemente.

Pure i singoli parametri della qualità dell'acqua rivelano i problemi del Laghetto. NOVOTNY & OLEM (1994) indicano che i livelli di ossigeno disciolto nei laghi dovrebbero superare i 6 mg/l. Livelli inferiori a 3 mg/l che si mantengono per più di parecchie ore potrebbero innescare una moria di pesci. Durante il periodo di campionamento le concentrazioni di ossigeno nelle acque profonde del Laghetto non garantivano la sopravvivenza dei pesci e correva il rischio di una moria se si fossero sviluppate appropriate condizioni di circolazione delle acque. Anche i valori medi di 0,5 mg/l di ammonio erano problematici.

Il loro livello nei laghi è generalmente inferiore a 0,1 mg/l, poiché l'ammonio viene rapidamente metabolizzato in nitrati in presenza di ossigeno. A basse concentrazioni di ossigeno, quando la nitrificazione non è possibile, l'ammonio prodotto dalla continua decomposizione della materia organica si accumula (HORNE 1989). Livelli superiori a 0,2 mg/l possono essere tossici per alcune specie di pesci; per certe specie di *Dafnia* la tossicità si esprime a livelli superiori agli 8 mg/l. Meno preoccupanti erano i valori dei nitrati con una media di circa 8 mg/l. Horne (1989) suggerisce che livelli inferiori a 10 mg/l non rappresentano solitamente problemi di tossicità per gli organismi acquatici. I valori relativi ai nitrati sono probabilmente sopravvalutati; le ragioni sono discusse in seguito.

Tab. 2 – Medie (e deviazioni standard) dei parametri rilevati alla superficie e sul fondo nel 2007.

* Valori di NO₃ dal 3 luglio al 4 ottobre 2007.

Parametro	Superficie	Fondo (3 m)
NO ₃ mg/l *	7,95 (4,00)	7,73 (3,95)
NH ₄ + mg/l	0,04 (0,09)	0,49 (0,52)
PO ₄ mg/l	0,03 (0,08)	0,47 (0,44)
Fe mg/l	0,03 (0,04)	0,45 (0,41)

Tab. 3 – Limiti di quantificazione e intervalli di graduazione delle analisi mediante kit chimico AQUANAL.

Parametro	Limiti di quantificazione	Intervalli di graduazione
DO	0 - 10 mg/l	0/ 1/ 3/ 6/ 10 mg/l
Fe	<0,05 - 1,0 mg/l	<0,05/ 0,1/ 0,3/ 0,6/ 1,0 mg/l
NH ₄ ⁺	<0,05 - 10,0 mg/l	<0,05/ 0,2/ 1,0/ 3,0/ 10,0 mg/l
NO ₃ ⁻	0 - 80 mg/l	0/ 10/ 25/ 50/ 80 mg/l
PO ₄ ³⁻	0 - ≥6,0 mg/l	0/ 0,5/ 1,2/ 3,0/ ≥6,0 mg/l

Nei sistemi acquatici il fosforo è considerato generalmente la sostanza limitante per la crescita del fitoplancton. I livelli elevati derivano tipicamente dallo scorrimento superficiale (carico esterno) o dalla rilascio dai sedimenti del lago (carico interno). Capire il contributo relativo di ogni fonte è importante per le misure di gestione future. Questo studio non ha esaminato i livelli di fosforo negli immissari; tuttavia i risultati di uno studio recente indicano che alcuni degli immissari del Laghetto continuano a trasportare il fosforo al lago (PEDROTTA 2009). Una volta nel lago, il fosforo viene assimilato rapidamente dal fitoplancton; risulta dunque difficile misurarlo nella forma dell'ortofosfato (SCHEFFER 1998). I risultati dalla parte profonda del lago indicano un contributo importante del carico interno, siccome sorgono livelli elevati di ortofosfato durante le fasi ipossiche dell'ipolimnio. In condizioni ossidanti, il ferro (Fe III) nei sedimenti tipicamente lega i fosfati, il che impedisce il loro assorbimento dalle alghe (SØNDERGAARD *et al.* 2003). Tuttavia, quando si sviluppano condizioni ipossiche o anossiche, lo stato riducente induce il ferro a cambiare forma (Fe II) e libera nuovamente il fosfato nella colonna d'acqua (SCHEFFER 1998, SØNDERGAARD *et al.* 2003). La correlazione forte tra ortofosfato e ferro nell'ipolimnio suggerisce che una grande quantità di fosforo si sta liberando dai sedimenti e diventa così disponibile per l'assorbimento da parte del fitoplancton quando il lago si rimescola. Non sorprende i livelli notevoli del carico interno vista la lunga storia di immissioni di acque luride e di scolo agricolo.

Comparazione con studi precedenti

I nostri risultati dimostrano la presenza all'interno del lago di una stratificazione termica e chimica significativa durante il periodo di campionamento, con uno strato superficiale ricco di ossigeno dallo spessore di due metri e uno strato profondo di circa un metro che frequentemente diventa ipossico. La stratificazione non era tuttavia stabile. Gli eventi di circolazione del lago avvengono probabilmente alcune volte durante l'estate e l'inizio dell'autunno. I dati raccolti indicano possibili eventi di circolazione verso la fine di maggio e all'inizio di agosto che si aggiungono alla circolazione autunnale tipica di tali laghi. Nei laghi poco profondi come il Laghetto di Muzzano, la stratificazione è generalmente più debole rispetto a laghi più profondi. Un eventuale raffreddamento notturno degli strati superficiali potrebbe indebolire il livello di stratificazione rispetto ai valori presentati qui. Questi laghi sono molto più vulnerabili a disturbi, come ad esempio forti

venti o piogge torrenziali che possono causare una circolazione parziale o completa. Questi eventi provocano il rimescolamento di acque dai fondali ricche di fosforo, con le acque superficiali ricche di alghe e luce, innescando le fioriture algali. Gli eventi di circolazione portano anche in superficie livelli elevati di ammonio e di solfuro di idrogeno, sostanze che nuocciano ai pesci (il solfuro di idrogeno pur non essendo stato quantificato, era presente nei campioni di profondità, visto l'odore tipico di questa sostanza marcatamente apparente durante i periodi di ipossia). Durante le circolazioni, la combinazione di solfuro di idrogeno e i livelli bassi di ossigeno possono causare una moria di pesci nel peggiore dei casi.

I dati raccolti da ISENBURG *et al.* (2000) negli anni 1996–97 in occasione di una precedente ricerca pubblicata sul Laghetto, permettono di valutare alcuni cambiamenti avvenuti nel lago durante l'ultima decade. La costruzione nel 1998 di un collettore o bypass sul fondale del lago che convoglia stramazzi di acque fognarie e miste dalla zona dell'immissario direttamente verso l'emissario, rende particolarmente interessante questo confronto. La tutela del lago dall'impatto negativo derivato dall'immissione di acque inquinate fu lo scopo principale dell'opera. Prima di comparare i due studi, è tuttavia necessario evidenziare alcune differenze metodologiche: furono utilizzati dei kit analitici diversi, con diversi livelli di quantificazione delle sostanze chimiche.

Inoltre, il quadro temporale dei campionamenti fu ineguale: campionamenti mensili nello studio di ISENBURG *et al.* (2000) e campionamenti settimanali nella presente ricerca. Come discusso in precedenza il lago si rimescola svariate volte durante l'estate, ne consegue una variabilità importante di certi parametri, come ad esempio dell'ortofosfato.

I valori della maggior parte dei parametri analizzati nei due studi presentano variazioni simili. Risaltano due parametri: nitrato e ortofosfato. Le concentrazioni di nitrati riportati da ISENBURG *et al.* (2000) e dall'EAWAG (1968), si situano al di sotto dell'intervallo più piccolo rivelato dal kit. Se i livelli di nitrati rimanessero in quell'ordine di grandezza, la precisione del kit per questo parametro non sarebbe soddisfacente. I risultati di PEDROTTA (2009) dimostrano il perdurare delle immissioni di nitrati attraverso diversi immissari, seppur non a livelli estremi. Comparando le concentrazioni di ortofosfato negli strati profondi del lago, si notano concentrazioni attuali molto più elevate rispetto a quelle di dieci anni fa. La frequenza più elevata dei nostri campionamenti aumenta la possibilità di monitoring degli ortofosfati che possono accumularsi durante periodi prolungati di condizioni ipossiche. I livelli maggiori potrebbero anche derivare dall'alterazione delle condizioni idrologiche dovuta alla costruzione del Bypass, che ha l'effetto di ridurre la quantità di acqua che si immette nel lago. Ne consegue un maggiore tempo di permanenza dell'acqua nel lago, che potrebbe permettere l'accumularsi di maggiori quantità di fosforo rilasciato dai sedimenti, in uno strato profondo ristagnante e ipossico. Le piene degli immissari rappresentano inoltre un potenziale meccanismo di rime-

scolamento del laghetto; rimuovendole è ipotizzabile che le acque stratificate si rimescolino meno frequentemente che in precedenza, permettendo anche qui l'accumulo di maggiori quantità di fosforo nello strato profondo delle acque. L'analisi dettagliata delle condizioni meteorologiche verificatesi durante le due serie di campionamenti permetterebbe uno sguardo sulle influenze esterne che determinano la stratificazione e gli eventi di rimescolamento, tuttavia una tale analisi oltrepassa gli obiettivi di questo studio. Ad ogni modo, ciò sottolinea l'importanza del caricamento interno di fosforo nel Laghetto.

Fattori congiunti

Le fioriture algali in massa dominate da cianobatteri rappresentano un problema congiunto. Queste ultime sono una fonte di nutrimento più povera per i livelli trofici superiori e possono rilasciare delle tossine nell'acqua (DE BERNARDI & GIUSSANO 1990, SCHEFFER 1998, BOTTINELLI *et al.* 2000). Malgrado il presente studio non avesse esaminato le specie di fitoplancton, la presenza di cianobatteri nel Laghetto è stata documentata in precedenza (SCHMASSMANN 1951, BOTTINELLI *et al.* 2000, BRAUN & BACHOFEN 2004). I nostri risultati indicano che le condizioni nel Laghetto rimangono favorevoli alle fioriture di cianobatteri. La proprietà di poter fissare l'azoto atmosferico rende i cianobatteri competitivi anche quando le fonti di azoto per altri organismi si esauriscono. Una meta-analisi del ricupero di laghi compromessi (JEPPESON *et al.* 2005) non ha trovato nessun effetto significativo di misure gestionali finalizzate a rompere la dominanza dei cianobatteri durante la ripresa di un lago. Uno studio invece descrive una diminuzione della dominanza di cianobatteri nelle comunità di fitoplancton (PHILLIPS *et al.* 2005).

Anche i cambiamenti climatici rappresentano un fattore importante. Dal 1900, le temperature in Svizzera sono aumentate in media di quasi 1,5° C (UFAM 2007), mentre le temperature superficiali medie di alcuni laghi sono aumentate di 2° C dal 1950 (UFAM 2001). Si prevede che le temperature aumenteranno ulteriormente. Il riscaldamento induce un tasso più elevato di decomposizione della materia organica, il che comporta una domanda biologica di ossigeno maggiore e una disponibilità più grande di sostanze nutritive mineralizzate provenienti dalla materia organica (NOVTONY & OLEM 1994, SØNDERGAARD *et al.* 2003). In un'analisi specifica di laghi poco profondi in Canada e Danimarca, JACKSON *et al.* (2007) ipotizzano che le temperature invernali elevate possono condurre ad una minore copertura di ghiaccio e a un carico crescente di fosforo. In relazione alle comunità algali, uno studio realizzato con microcosmi ha evidenziato che le comunità di piante in piccoli laghi in buona salute non sarebbero soggette a mutamenti dovuti agli aumenti di temperatura derivati dai cambiamenti climatici (MOSS *et al.* 2003). I cianobatteri non dovrebbero dunque essere favoriti in futuro. Gli autori suggeriscono tuttavia che nei laghi eutrofici dominati dalle alghe, i cianobatteri potrebbero assumere un'importanza maggiore con un clima più caldo. La crescente frequenza delle siccità estive

prevista per il Sud delle Alpi (OcCC 2007) può influenzare il recupero degli ecosistemi lacustri (BEKLIÖGLU & IL TAN, 2008) perché le concentrazioni di nutrienti aumenteranno con i livelli più bassi delle acque. Questo effetto potrebbe essere tuttavia attenuato dalla presenza di macrofite acquatiche, in grado di ristabilirsi nel Laghetto di Muzzano durante un possibile ricupero. Una riduzione rapida dell'eutrofizzazione del lago rispetterebbe dunque negli interessi a lungo termine dell'ecosistema, aumentando l'elasticità rispetto agli impatti dei cambiamenti climatici preannunciati.

CONCLUSIONI

Il Laghetto di Muzzano è un lago fortemente eutrofico che soffre di eccessiva fertilizzazione e di frequenti fioriture algali. I risultati di questo studio indicano che il carico interno di fosforo contribuisce notevolmente alle dinamiche dei nutrienti del lago. In queste circostanze, un miglioramento nella qualità dell'acqua del lago sarà lento e potrà solo iniziare quando le fonti esterne di fosforo non contribuiranno più al problema (SØNDERGAARD *et al.* 2003). Gli studi specifici a laghi poco profondi sintetizzati da SCHEFFER (1998), e quelli di ANDERSON *et al.* (2005) mostrano che il carico interno potrebbe fare ritardare miglioramenti significativi nella qualità dell'acqua di 10 - 20 anni una volta cessate le immissioni esterne. PHILLIPS *et al.* (2005) descrivono un ritardo simile prima del ri-insediamento delle macrofite acquatiche in un lago poco profondo nel Regno Unito. Ciò nonostante, tutti questi studi narrano delle storie di successo a proposito dell'inversione dell'eutrofizzazione in piccoli laghi poco profondi.

Fino a quando il problema dell'eutrofizzazione non sarà risolto, il Laghetto continuerà a soffrire di frequenti fioriture algali e di un rischio elevato di morie di pesci durante l'estate e l'inizio dell'autunno. I mutamenti climatici aggraveranno lo stato attuale solamente se non vengono prese delle misure a favore della qualità dell'acqua. L'accumularsi di materia organica sul fondo del lago continuerà a farne diminuire la profondità, aumentando la probabilità di eventi di circolazione. Qualche studio tuttavia fornisce la prova che laghi simili al Laghetto possono riprendersi da gravi situazioni di eutrofizzazione. La combinazione fra sforzi finalizzati a ridurre il carico di nutrienti e altre misure gestionali potrebbero ricondurre il Laghetto ad uno stato meno inquinato e migliorerebbero la qualità della riserva naturale del Laghetto di Muzzano. SØNDERGAARD *et al.* (2003) suggeriscono di aspettare fino a che il carico esterno di fosforo non sia diminuito prima di iniziare qualsiasi altra gestione attiva finalizzata ad invertire l'eutrofizzazione.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano Jared Smith e Megan Richardson per la loro ottima assistenza durante i campionamenti,

l'Ufficio della natura e del paesaggio del Cantone Ticino per l'accesso al Laghetto di Muzzano e la Franklin University Switzerland per il suo supporto alla ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON N.J., JEPPESEN E. & SØNDERGAARD M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. *Freshwater Biology*, 50: 1589–1593.
- AQUARIUS 1999. Lago di Muzzano Analyse des Causes des Mortalités de Poissons. Aquarius: Environnement & Sciences Aquatiques, Neuchâtel, Switzerland.
- BEKLIOGLU M. & TAN C.O. 2008. Restoration of a shallow Mediterranean lake by biomanipulation complicated by drought. *Fundamental and Applied Limnology*, Archiv für Hydrobiologie: 171/2: 105–118.
- BRAUN E. & BACHOFEN R. 2004. Homoserine-lactones and microcystin in cyanobacterial assemblages in Swiss lakes. *Hydrobiologia*, 522: 271–280.
- BUNDESAMT FÜR METEOROLOGIE UND KLIMATOLOGIE METEOSCHWEIZ 2005. Normwerte 1961–1990 der Lufttemperatur. <<http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/klima/klimanormwerte/tabellen.Par.0004.DownloadFile.tmp/temperaturmittel.pdf>>.
- BUNDESAMT FÜR METEOROLOGIE UND KLIMATOLOGIE METEOSCHWEIZ 2005. Normwerte 1961–90 der Niederschlagssumme. <<http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/klima/klimanormwerte/tabellen.Par.0011.DownloadFile.tmp/niederschlagssummen.pdf>>.
- DOKULIL M.T. & TEUBNER K. 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes – the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia*, 506/509: 26–35.
- DE BERNARDI R. & GIUSSANO G. 1990. Are blue green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia*, 200/201, 29–44.
- EIDGENÖSSISCHE ANSTALT FÜR WASSERVERSORGUNG, ABWASSERREINIGUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ AND DER ETH ZÜRICH [EAWAG] 1968. Bericht über den gegenwärtigen Zustand des Laghetto di Muzzano und die Möglichkeiten einer Sanierung. Auftrag No. 3951.
- FEDERAL OFFICE FOR THE ENVIRONMENT [FOEN] 2001. Vulnerability assessment, impacts and adaptation. In: 3rd National Communication. <<http://www.bafu.admin.ch/climate-reporting/00551/00553/index.html?lang=en>>.
- UFFICIO FEDERALE DELL'AMBIENTE [UFAM] 2007. Il cambiamento climatico in Svizzera: indicatori riguardanti cause, effetti, e misure. Disponibile a: <http://www.ambiente-svizzera.ch/uz-0728-i>
- FREI C., SCHÄR C., LÜTHI D. & DAVIES H.C. 1998. Heavy Precipitation Processes in a Warmer Climate. *Geophysical Research Letters*, 25 (9): 1431–1434.
- HORNE A.J. & GOLDMAN C.R. 1989. Nitrogen. In: *Limnology*, 2nd ed. New York: McGraw-Hill. pp. 133–151
- ISENBURG C., BOTTINELLI M., TONOLLA M. & PEDUZZI R. 2000. Aspetti limnologici e microbiologici del laghetto di Muzzano (TI). *Bolettino della Società di Scienze naturali*- 88, 2000 (1–2) pp. 41–51 (ISSN 0379-1254).
- JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., JENSEN J. P., HAVENS K. E., ANNEVILLE O., CARVALHO L., COVENEY M. F., DENEKE R., DOKULIL M. T., FOY B., GERDEAUX D., HAMPTON S. E., KANGUR K., KÖHLER J., HILT S., LAMMENS E. H. H. R., LAURIDSEN T. L., MANCA M., MIRACLE M. R., MOSS B., NÖGES P., PERSSON G., PHILLIPS G., PORTIELJE R., ROMO S., SCHELSKE C. L., STRAILE D., TATRAI I., WILLÉN E. & WINDER M. 2005a. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50: 1747–1772.
- MOSS B., MCKEE D., ATKINSON D., COLLINGS S. E., EATON J. W., GILL A. B., HARVEY I., HATTON K., HEYES T. & WILSON D. 2003. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. *Journal of Applied Ecology*, 40: 782–792.
- NÖGES, P. NÖGES T., TUVIKERE L., SMAL H., LIGEZA S., KORNIJÓW R., ECZULA W. P., BÉCARES E., GARCIA-CRIADO F., ALVAREZ-CASRERA C., GERNANDEZ-ALAEZ C., FERRIOL C., MICRACLE R. M., VICENTE E., ROMO S., VAN DONK E., VAN DE BUND W., JENSEN J. P., GROSS E. M., HANSSON L.A., GYLLSTRÖM M., NYKÄNEN M., DE EYTO E., IRVINE K., STEPHEN D., COLLINGS S. & MOSS B. 2003. Factors controlling hydrochemical and trophic state variables in 86 shallow lakes in Europe. *Hydrobiologia*, 506–509: 51–58.
- NOVONTNY V. & OLEM H. 1994. Receiving Water Impacts. In: *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold. pp. 735–817.
- [OCC] ORGANE CONSULTATIF SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES 2007. Klimaänderung und die Schweiz 2050. OcCC and ProClim. Available at: http://www.occ.ch/products/ch2050/CH2050_d.html.
- PADISÁK J. & REYNOLDS S. 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*, 506–509: 1–11,
- PIANO REGOLATORE CANTONALE DI PROTEZIONE DEL LAGHETTO DI MUZZANO [PRCP-LM] 2002. Consiglio di Stato della Repubblica e Cantone del Ticino, Bellinzona.
- PEDROTTA T. 2008. Bachelor's thesis submitted to the Università dell'Insubria.
- PHILLIPS G., KELLY A., PITT J., SANDERSON R. & TAYLOR E. 2005. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. *Freshwater Biology*, 50: 1628–1638.
- PRO NATURA TICINO. 2008. Il laghetto di Muzzano. <<http://www.pronatura.ch/ti/riserve/Muzzano.php>>. Accessed 14 September 2008.
- SCHEFFER M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London. 69–78.
- SCHMASSMANN W. 1951. Orientierender Bericht über den Eutrophierungszustand des Lago di Muzzano. Manuskript 171. Unpublished study, ProNatura, Basel.
- SØNDERGAARD M., JENSEN J.P. & JEPPESEN E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506/509: 135–145.
- WETZEL R.G. & LIKENS G.E. 1991. *Limnological Analyses*. Springer Verlag, New York.