

## SEZIONE 3. CONCLUSIONI E PROPOSTE GESTIONALI

### 3.1 LE PRINCIPALI CRITICITA' DEL LAGO DI PUSIANO E DEL SUO BACINO IDROGRAFICO

#### 3.1.1 Conclusioni sullo stato di qualità e sulla condizione ecologica delle acque del Lago di Pusiano

La principale causa di degrado del Lago di Pusiano, nonostante i segni di miglioramento manifestati nell'ultimo quindicennio, è dovuta al persistere di una condizione di debole eutrofia. Dai dati a nostra disposizione è emerso, infatti, che il lago si trovava in questa condizione già agli inizi degli anni '70, quando sono state svolte le prime campagne (integrate) sulla qualità delle acque di questo ambiente. Nel successivo quindicennio (1970-1985) sono disponibili pochissime informazioni sulla qualità delle acque dalle quali emerge, però, un quadro di netto peggioramento. Alla fine degli anni 80" l'ambiente mostrava, infatti, chiari segni di ipertrofia. Da quel momento si è, però, assistito a una progressiva riduzione delle concentrazioni di fosforo che trova due principali spiegazioni: il progressivo allacciamento della popolazione residente a collettori fognari di nuova costruzione e la riduzione del fosforo nei preparati per lavare sino al limite dell'1 per cento (L. 7/1986), valore più recentemente articolato (Art. 5 D.Lsg. 21/2009) in: «coadiuvanti del lavaggio», 0,5 per cento; «preparati da bucato in macchina lavatrice, preparati da bucato a mano e per comunità e preparati per piatti a mano», 1 per cento; «preparati da lavastoviglie», 6 per cento. Nelle ultime due decadi, quindi, le concentrazioni di fosforo (elemento limitante la crescita algale) nel Lago di Pusiano si stanno progressivamente avvicinando a una condizione mesotrofica, tipica degli ambienti di medie e piccole dimensioni della fascia morenica a sud delle Prealpi.

La condizione attuale di debole eutrofia di questo ambiente lacustre è determinata da un elevato apporto di nutrienti dal bacino idrografico, imputabile principalmente al persistere di carichi esterni dovuti a sorgenti puntiformi, identificati negli scolmatori di piena lungo il collettore consortile, e a sorgenti diffuse dovute al dilavamento superficiale (Salerno, 2005; Ricchiuti, 2011), mentre solo in parte è ascrivibile al carico interno di nutrienti (Ferrari, 2005). In particolare, per quanto concerne gli scolmatori di piena, ad ogni afflusso piovoso di entità rilevante essi riversano i reflui civili nelle acque del Fiume Lambrone, principale immissario, che da questo vengono veicolati direttamente al lago.

Il perdurare di questo stato di eutrofia ha determinato una riduzione della diversificazione della comunità biologica ed un impoverimento della qualità del comparto biotico (Legnani et al. 2005). Nello specifico il fitoplancton risulta attualmente composto prevalentemente da cianobatteri che sono divenuti una componente sempre più presente nel popolamento algale in concomitanza con la diminuzione della trofia delle acque, dando origine a frequenti fenomeni di fioriture algali (con dominanza della specie *Planktothrix rubescens*) e formazione di schiume superficiali (Fig.3.1).



*Figura 3.1. Fioriture algali del cianobatterio *Planktothrix rubescens* in località Eupilio (CO).*

Nelle acque lacustri l'andamento del fosforo totale (TP), a partire dagli inizi degli anni '70, ha subito un progressivo incremento delle concentrazioni raggiungendo il massimo alla metà degli anni '80 (198 µg P/L nel febbraio 1984), per poi scendere a concentrazioni prossime ai 60-70 µg P/L nel triennio 2002-2005 (Fig.3.2).

La diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale nel lago osservata a partire dagli anni '80 è concomitante alla realizzazione di opere di collettamento (costruzione di due collettori consortili) che hanno portato alla deviazione fuori bacino del 70-80% degli scarichi civili ed industriali e alla drastica riduzione della percentuale di abitanti non allacciati alla rete fognaria. Inoltre, in tale periodo, l'emanazione di leggi volte a ridurre il contenuto di fosforo nei detersivi, hanno determinato una sensibile riduzione dei carichi di nutrienti afferenti al lago ed un progressivo miglioramento della qualità trofica delle acque lacustri, evidenziata da una riduzione di circa il 70% delle concentrazioni di fosforo alla circolazione invernale. Attualmente (2012) le concentrazioni di fosforo alla circolazione invernale sono pari a 42 µg P/L.

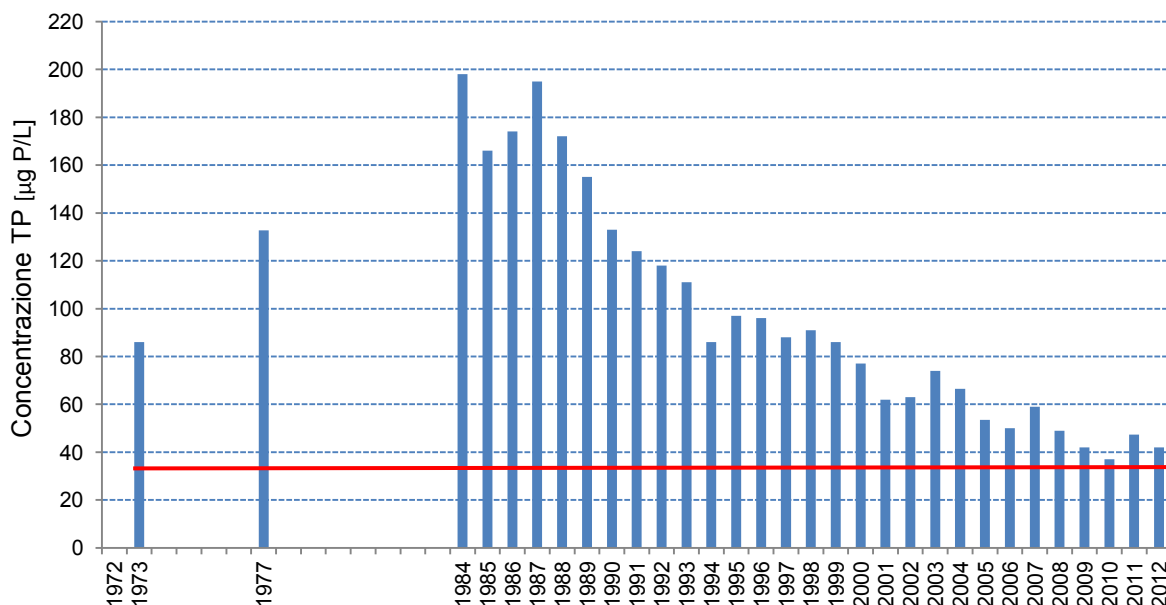


Figura 3.2. Trend storico della concentrazione di fosforo (TP, µg P/L) nel Lago di Pusiano alla circolazione invernale con indicazione della soglia (linea rossa) per la mesotrofia a 30 µg L<sup>-1</sup>.

Sebbene nell'ultimo quindicennio si sia assistito ad un progressivo miglioramento della condizione trofica delle acque del lago, persiste tuttavia una condizione di debole eutrofia a causa dei carichi eccessivi di nutrienti che ancora provengono dal bacino, ma anche a causa dell'instaurarsi di un nuovo equilibrio che regola gli attuali processi ecologici nel lago, risultato delle passate pressioni. Ciò mantiene a tutt'oggi il lago lontano dal raggiungimento degli obiettivi di qualità di uno stato ecologico "buono" secondo quanto espresso dalla Water Frame Directive (WFD 60/2000/CE), recepita in Italia dal D.Lgs 152/2006 e s.m.i., e da quelli previsti nel Piano di Tutela ed Uso delle Acque della Regione Lombardia (PTUA, 2006), il quale fissa a 30 µg P/L l'obiettivo gestionale di qualità per il lago (corrispondente alla condizione di mesotrofia).

Grazie all'avvio di un'attività di ricerca volta ad aumentare lo stato delle conoscenze del sistema idrologico (Salerno, 2005) e proseguita nel Progetto PIRoGA mediante uno studio dettagliato volto alla caratterizzazione integrata degli impatti antropici prodotti nel bacino e diretti al Lago di Pusiano, è stato possibile identificare non solo la condizione attuale della qualità chimica e dello stato ecologico delle acque lacustri, ma anche di individuare le sorgenti specifiche del suo inquinamento. Ciò ha permesso di elaborare delle soluzioni gestionali per giungere nel breve periodo ad una condizione di semi-naturalità del corpo lacustre.

### 3.1.2 L'utilizzo delle analisi paleolimnologiche per la ricostruzione dell'evoluzione storica del corpo lacustre

I sedimenti del Lago di Pusiano si sono confermati essere un utile strumento per ricostruire i cambiamenti cui è andato incontro questo ecosistema nell'arco di 200-300 anni da oggi. Le due stazioni campionate (par.2.2.2.2) hanno mostrato una buona coerenza delle strutture sedimentarie,

tanto che le carote risultano essere ben correlate sia all'interno della singola stazione sia tra le due stazioni campionate. Si è scelto pertanto, di identificare la stazione PUS10/2 come quella di riferimento e quindi riferire ad essa i cambiamenti osservati e riassunti nella Figura 3.3.

L'esame stratigrafico rileva nella parte più antica della carota sedimenti di colore più chiaro in cui non sono presenti laminazioni ma bande di matrice differente. In questa porzione di carota è da segnalare una netta variazione della litologia a 56 cm (1815 AD) periodo in cui risale la deviazione del Fiume Lambrone nel lago di Pusiano. A partire da circa 40 cm (1880 AD) il sedimento è ancora di colore chiaro ma laminato in modo irregolare a indicare condizioni di maggior stabilità idrogeologica, molto probabilmente attribuibili alla messa in funzione del Cavo Diotti avvenuta in quel periodo. A 19 cm (1963 AD) si osserva un ulteriore evidente cambiamento nelle condizioni dell'ecosistema. I sedimenti assumono una colorazione più scura, inizialmente con laminazioni irregolari e da 12 cm fino alla superficie con laminazioni fini (3-4 mm di spessore); le due zone sono separate da una banda scura, non laminata spessa 2 cm.

Il sedimento del lago di Pusiano è caratterizzato da un elevato contributo di carbonati, in prevalenza di origine alloctona, che rappresentano fino al 35 % p.s.. Questa componente determina una "diluizione" della la sostanza organica prodotta all'interno del lago ed è probabilmente questa la ragione per cui in questo lago, nonostante l'elevata produttività, i valori di sostanza organica sono piuttosto bassi a confronto con altri laghi italiani che pur hanno livelli di trofia inferiori. Tuttavia, la sostanza organica (LOI), il C org e l'azoto mostrano andamenti fra loro correlati e con valori abbastanza costanti dalla base della carota fino a 20 cm (1960). Da questa sezione fino alla superficie del sedimento si osserva un evidente incremento dei suddetti parametri che documenta il forte aumento della trofia del lago in questo periodo. Solo nelle sezioni più superficiali (0-5 cm) si osserva una tendenza alla diminuzione in accordo con l'evoluzione recente del lago che vede un progressivo miglioramento delle sue condizioni trofiche. Il rapporto C org:N dimostra come la frazione organica presente nel Lago di Pusiano sia prevalentemente autoctona per tutto l'intervallo temporale rappresentato dalla carota. Tuttavia, va sottolineato che in tre periodi: a 55-32 cm (1815-1900 AD), 15 cm (circa 1968 AD) e 8 cm (circa 1980 AD) cm si osserva un incremento degli apporti alloctoni. Il cambiamento fra 55 e 32 cm potrebbe essere stato determinato dal maggior apporto di materiale di origine terrestre a seguito della diversione del Fiume Lambrone, mentre i due eventi successivi sembrano esser e più legati a fenomeni meteorologici quali ad esempio piogge intense.

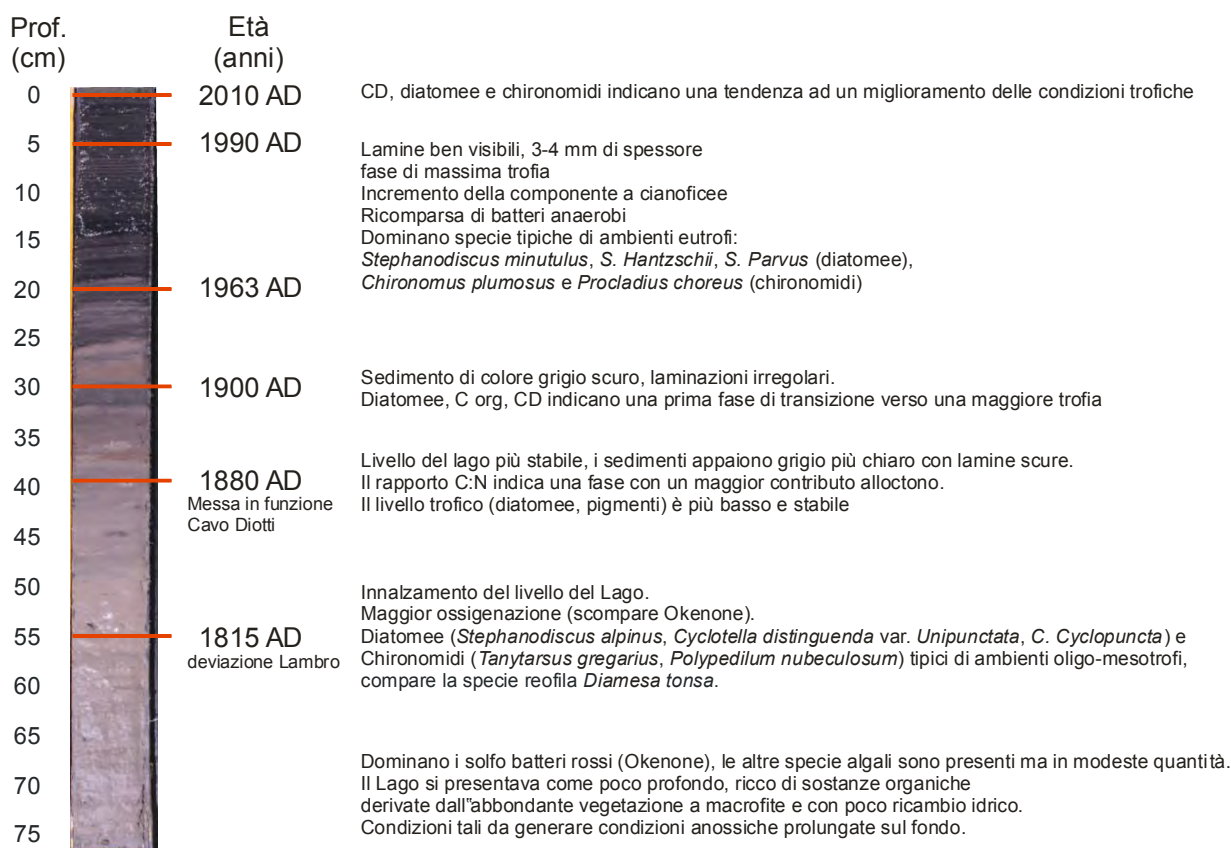


Figura 3.3. Rappresentazione schematica delle principali vicende ricostruite attraverso lo studio paleolimnologico nel Lago di Pusiano. Le date sono riferite alla carota PUS10/2/3.

Le analisi dei *proxies* biologici (pigmenti, diatomee e chironomidi) evidenziano il succedersi di quattro distinti periodi nell'evoluzione dell'ambiente lacustre. Dalla base della carota sino a una profondità di circa 55 cm (1815) il popolamento algale è dominato da solfo batteri rossi, identificati dal carotenoide Okenone, le altre specie algali sono presenti ma in modeste quantità. Probabilmente in questo periodo il lago si presentava come poco profondo, ricco di sostanze organiche, derivate dall'abbondante vegetazione a macrofite e con poco ricambio idrico, caratteristiche tali da generare condizioni anossiche prolungate sul fondo, favorevoli allo sviluppo dei solfo batteri rossi. Con l'immissione del Lambrone è seguita una fase in cui tutti i principali gruppi algali erano ben rappresentati, ma con valori indicanti un ambiente oligotrofo e ossigenato. La comunità di diatomee è caratterizzata da specie tipiche di acque oligotrofe quali *Stephanodiscus alpinus* ed è dominata dal genere *Cyclotella* e principalmente dalle specie *C. distinguenda* var. *unipunctata*, e *C. cyclopuncta*. Sono presenti in questa fase anche piccole fragilariaceae bentoniche quali *Staurosirella pinnata* e *Pseudostaurosira brevistriata* e, sebbene in percentuale assai ridotta, anche specie perifitiche, tipiche di ambienti paludosi, poco profondi, caratterizzati dalla presenza di macrofite. Queste ultime scompaiono quasi completamente in concomitanza con l'intervento di deviazione del Lambrone, probabilmente a causa di un innalzamento delle acque del lago. Anche la composizione dei resti di chironomidi, benché le variazioni siano da interpretare con una certa cautela, dato l'esiguo numero di resti ritrovato, è caratterizzata da una maggiore diversità di taxa e dalla presenza di specie mesotrofe quali *Tanytarsus gregarius*.

Da 40 cm (circa 1880) fino alla superficie della carota si osserva invece un progressivo arricchimento di nutrienti nelle acque fino a livelli meso-eutrofi, indicato dall'incremento nelle concentrazioni dei pigmenti algali e da una progressiva transizione nella comunità a diatomee verso specie tipiche di ambienti sempre più produttivi (*Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa*, *Fragilaria crotonensis*). Questa alterazione del livello trofico potrebbe esser determinata dall'effetto combinato di due eventi: l'attivazione del Cavo Diotti che stabilizzando il livello del lago avrebbe determinato un aumento del tempo di ricambio e quindi una maggior disponibilità dei nutrienti; e un generalizzato processo di urbanizzazione dell'area che, come riportato da numerosi studi, ha comportato un aumento della trofia in diversi laghi del nord Italia.

Dalla seconda metà degli anni settanta del XX secolo si osserva infine non solo la comparsa di solfo batteri verdi, identificati dal carotenoide Isorenieratene, indicanti nuovamente condizioni di anossia spinta, conseguenti all'elevato grado di eutrofizzazione, ma soprattutto si evidenzia un forte cambiamento nella composizione specifica del fitoplancton dominato ora dai Cianobatteri. Per quanto riguarda le diatomee si assiste ad una netta riduzione di *C. cyclopuncta* e si osserva una maggior diversificazione della comunità. Da circa 16 cm (1970) compaiono infine *Stephanodiscus minutulus*, *S. hantzschii* e *S. parvus* che diventano quindi dominanti alla profondità di 5 cm (1990) specie tipicamente presenti in ambienti molto produttivi. Parallelamente anche nelle biocenosi dei chironomidi sono presenti solamente specie opportuniste e tipiche di ambienti eutrofi, come *Chironomus plumosus* e *Procladius choreus*.

Nel periodo più recente, da circa 5 cm (1990 AD) fino ad oggi, si osserva una tendenza al miglioramento con una diminuzione dei Cianobatteri, che tuttavia restano la componente dominante del fitoplancton. Per quanto riguarda le diatomee si osserva un progressivo ritorno verso una comunità algale caratteristica di ambienti mesotrofi con un'iniziale abbondanza di *A. formosa* e *F. crotonensis* e un ritorno del genere *Cyclotella*; dapprima con le specie *C. radiosa*, *C. krammeri*, *C. bodanica* var. *affinis* e negli ultimi 10 anni con *C. ocellata*. Questi segnali di una tendenza verso una condizione di minor trofia sono infine riscontrabili anche nella comunità di chironomidi. Infatti, in questa fase la comparsa di *Zavrelimyia marmorata* e *Isocladius sylvestris* determina una minore abbondanza relativa delle specie opportuniste.

I dati ricavati dal conteggio dei frustoli di diatomee e dall'analisi dei pigmenti fotosintetici sono stati inoltre utilizzati per identificare quali fossero le concentrazioni del fosforo totale nell'acqua in un periodo in cui la pressione antropica era certamente minore. L'approccio utilizzato ha permesso di ricostruire in modo quantitativo la concentrazione di fosforo totale mediante diversi modelli matematici. Per quanto il Lago di Pusiano, nonostante non sia il target ideale per l'applicazione del modello basato sulle concentrazioni dei pigmenti sedimentari (Guilizzoni et al. 2011), tuttavia, i dati ottenuti dai due parametri considerati (pigmenti e diatomee) sono fra loro sovrapponibili per la parte più antica della carota e concordano con una stima media della concentrazione di fosforo totale di 10-15  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Tale stima identificherebbe le condizioni di riferimento del Lago così come definite dalla Direttiva Quadro sulle Acque dell'Unione Europea (2000/60/CE). Entrambi i modelli concordano inoltre nell'identificare un primo, anche se modesto, scostamento dalle condizioni naturali verso la fine del XIX secolo e nell'indicare un netto incremento delle concentrazioni di fosforo a lago dalla fine degli anni '60. Nel

periodo di rapido cambiamento verso condizioni di massima eutrofizzazione, quando si è cominciato a studiare l'ambiente lacustre del Pusiano con misurazioni del carico di fosforo, i due modelli differiscono, ed in particolare quello basato sui pigmenti algali mostra un scarso potere predittivo, come ipotizzato da Guilizzoni et al. (2011), probabilmente dovuto a una variazione del rapporto N/P nella colonna d'acqua. Il modello basato sulle diatomee riesce a rappresentare meglio le variazioni di fosforo misurate pur con una tendenza a sottostimare i valori di TP. Esso ha inoltre ricostruito con buona approssimazione l'evoluzione del carico di fosforo nel Pusiano nel periodo più recente, stimando valori paragonabili a quelli misurati.

Le analisi delle concentrazioni di mercurio nei sedimenti hanno permesso di identificare i livelli di fondo di questo metallo e valutarne le variazioni nel corso degli ultimi tre secoli. L'andamento di questo elemento non risulta influenzato né dall'evoluzione trofica del Lago né dalle opere idrauliche, che ne hanno regolato il regime idrologico, né dall'entrata in funzione del cementificio di Merone, ma sembra semmai seguire il generale aumento di apporti atmosferici di Hg su scala globale rispetto al periodo pre-industriale. A partire da un valore di fondo di  $0,033 \text{ mg kg}^{-1}$ , si assiste solo a un lieve aumento ( $0,050 \text{ mg kg}^{-1}$ ) in seguito all'opera di diversione del Lambrone, ed è solo dal 1839 che si osserva un incremento di circa un fattore 3, probabilmente legato alla variazione delle emissioni globali di Hg in atmosfera nelle prime fasi della rivoluzione industriale. Se si eccettua un marcato ma temporalmente circoscritto picco tra il 1878 e il 1885 dovuto a un rapido rilascio di Hg accumulatosi in precedenza, le cui cause sono ancora da indagare, i valori si sono mantenuti costanti e al di sotto di  $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$  fino ai giorni nostri, con un'ulteriore riduzione nelle ultime decadi dovuta alle migliorate tecnologie energetiche ed industriali. Dal punto di vista gestionale, la contaminazione da Hg nei sedimenti del Lago di Pusiano è limitata. Tuttavia, è indispensabile valutare anche lo stato di contaminazione da mercurio delle componenti biotiche del Lago, che rispondono alla presenza nell'ecosistema del metilmercurio (forma organica altamente tossica) le cui concentrazioni non sono direttamente deducibili dalla misura di Hg totale.

I risultati di questo studio si sono rivelati importanti nel contribuire da un lato alla definizione degli obiettivi di qualità per una corretta gestione di questo ecosistema, e dall'altro hanno permesso anche di definire le condizioni di riferimento del Lago di Pusiano, come è stato descritto nel par 2.2.4. Infatti, grazie alla ricostruzione storica dell'evoluzione trofica del Lago di Pusiano mediante le indagini paleolimnologiche condotte si è contribuito all'individuazione delle condizioni originarie o "pristine" (definizione del livello trofico e della composizione del popolamento algale) dell'ecosistema lacustre relativo all'epoca preindustriale, in un periodo in cui la pressione antropica era sicuramente più bassa e il lago si trovava in condizioni prossime ad una condizione naturale. La conoscenza delle condizioni "pristine" di un corpo lacustre è molto importante in relazione alle misure di recupero, contenimento dell'inquinamento (carichi ammissibili) e miglioramento della qualità. Conoscere le condizioni "pristine" dei laghi consente infatti di evitare di porre obiettivi di qualità migliori rispetto alle condizioni naturali, destinati a rivelarsi irraggiungibili. Un lago può infatti presentare caratteri di elevata trofia anche per cause naturali, determinate sia dalla conformazione della cuvetta lacustre sia dalle caratteristiche morfometriche e geochimiche del bacino di drenaggio. La WFD cita la paleolimnologia come uno degli approcci metodologici che permettono di definire le condizioni di riferimento dei laghi. Questa

disciplina permette di definire le condizioni di riferimento dei laghi e valutarne la qualità delle acque e lo stato ecologico sulla base delle condizioni limnologiche (Kauppila, Moisis & Salonen 2002).

### 3.1.3 Le principali fonti di inquinamento dal bacino

Oltre alla definizione della condizione attuale della qualità chimica e dello stato ecologico del Lago di Pusiano e della sua evoluzione trofica, l'approccio integrato lago/bacino adottato nel Progetto PIRoGA ha permesso di giungere ad una comprensione delle criticità nel suo bacino idrografico e di individuare le sorgenti specifiche dell'inquinamento del corpo lacustre.

In particolare, le opere di drenaggio urbano ricoprono un ruolo rilevante nei confronti della qualità degli habitat dei corpi idrici recettori. Una delle principali ragioni di persistenza a lungo termine di scarsa qualità delle acque superficiali è l'esistenza di scarichi, incontrollati o poco controllati, provenienti da scolmatori fognari e da ruscellamento superficiale. L'impatto sui laghi e sui fiumi dovuto ad eventi di scolo dalle reti fognarie è comunemente riconosciuto come un'importante fonte di inquinamento (Suarez & Puertas, 2005). Nel caso del Lago di Pusiano, lo stato attuale delle conoscenze ha infatti individuato gli scolmatori di piena come la principale causa di compromissione dello stato di qualità delle sue acque (Salerno, 2005; Inneguale, 2007).

A questo proposito, l'intensa attività sperimentale di censimento completo degli scolmatori fognari presenti sul bacino del Lago di Pusiano condotta da CNR-IRSA (ampiamente descritta nel paragrafo 2.1.4.2), ha permesso di raggiungere una conoscenza di dettaglio, compatibile con la scala del bacino, del sistema fognario nel suo complesso e della posizione, geometria, attività degli scolmatori fognari presenti, nonché del contesto territoriale in cui essi si inseriscono. Da tale intensa indagine sul campo, è emerso che dei 99 scolmatori fognari presenti sul territorio, ben 95 risultano attivi durante eventi di pioggia, mentre solamente 4 sono inattivi (Fig.3.4). Inoltre, di circa 40 tra i manufatti censiti è stata identificato il funzionamento mediante l'utilizzo di in alcuni casi un tracciante colorato, mentre in altri attraverso l'installazione di sensori di attivazione (livellostati) (Fig.3.5): questi dispositivi, il cui assemblaggio è stato condotto interamente dal CNR-IRSA, hanno permesso di monitorare le attivazioni del 20% degli scolmatori nel bacino per oltre 100 eventi di pioggia.

A seguito di questa attività di monitoraggio durata oltre un anno si sono sviluppati due modelli di regressione (multivariato semplice e multilivello) in grado di comprendere (descrivere) la modalità di attivazione degli scolmatori monitorati nei diversi eventi di pioggia (per un totale di 85 eventi) in modo da poter predire il comportamento dei restanti scolmatori lungo l'asta fluviale (62). Mediante l'applicazione ed il confronto del modello concettuale globale di trasformazione afflussi/deflussi e del modello basato sull'utilizzo della caffeina (par.2.1.5.4) si è cercato così di effettuare una valutazione diretta della portata riversata nel Fiume Lambrone dagli scolmatori di piena durante gli eventi di precipitazione in modo da individuare gli interventi che permettano in futuro di diminuire la quantità di reflui riversati nei corpi recettori e, di conseguenza, migliorare lo stato trofico del lago.

Dai risultati dello studio sulle portate scolmate dagli scolmatori di piena del bacino descritto nella Sezione 2 (par.2.1.5.5), si è stimato un contributo quantitativo alla portata del fiume da parte degli scolmatori compreso tra 6-10% per gli eventi di pioggia monitorati a febbraio e marzo 2011.



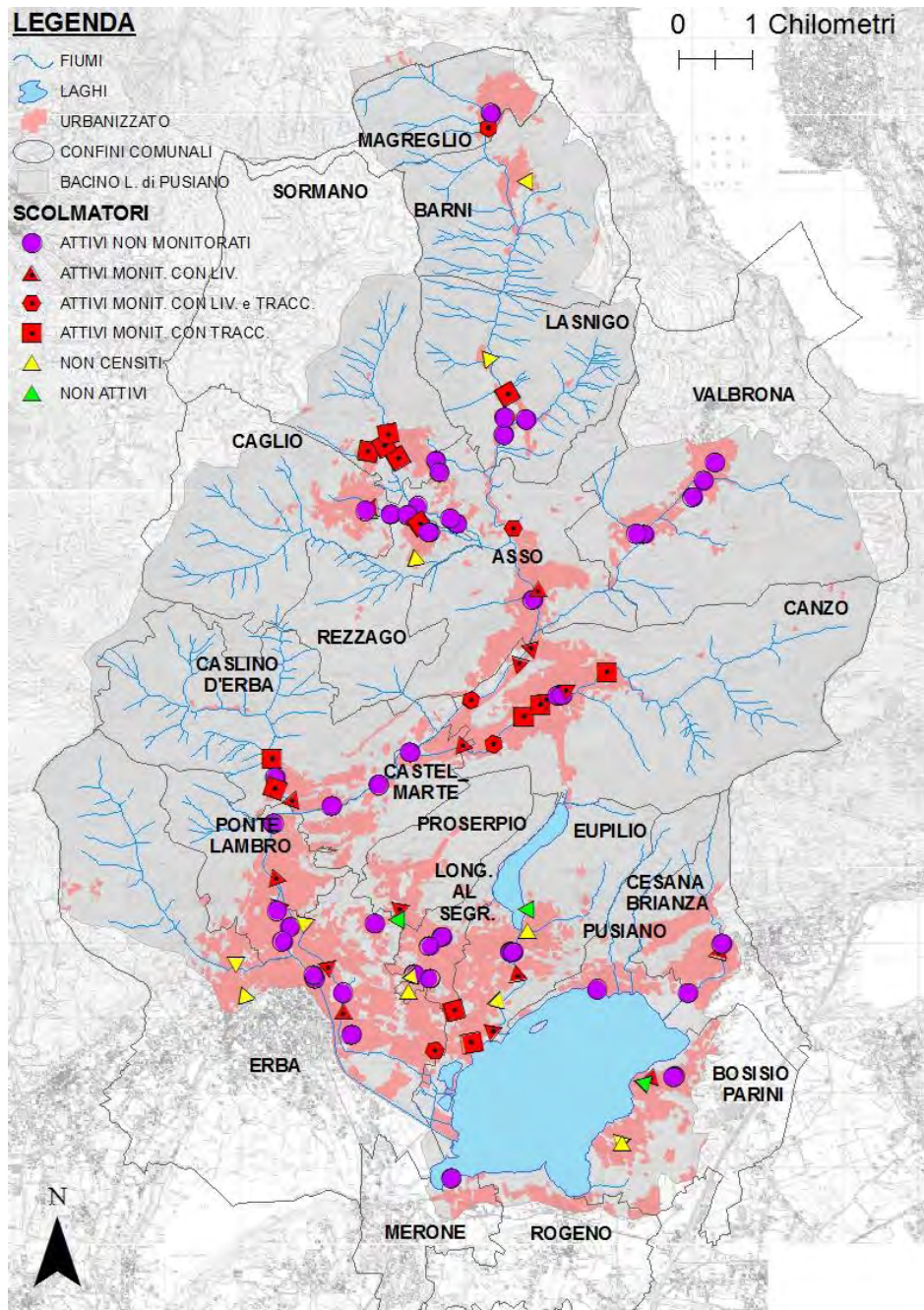


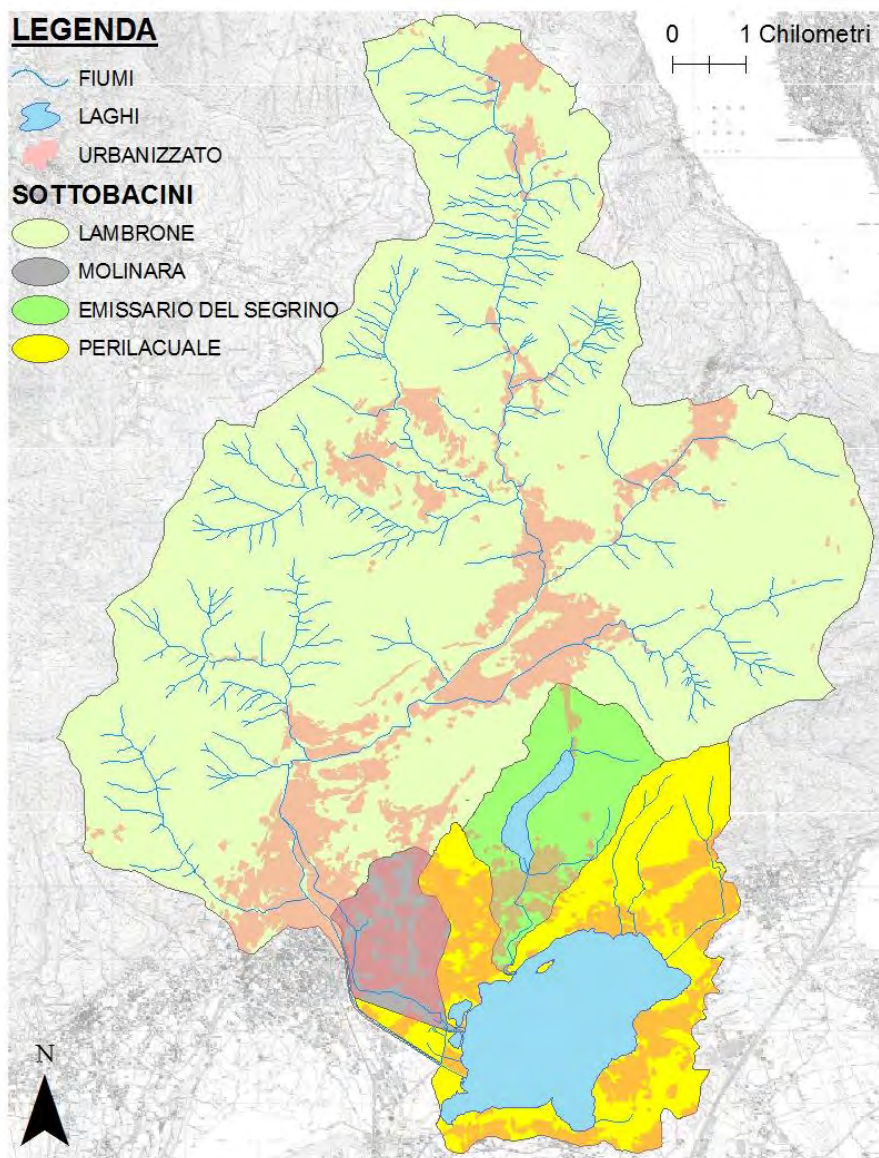
Figura 3.4. Localizzazione degli scarichi dei rispettivi scolmatori fognari presenti sul bacino del Lago di Pusiano: vengono evidenziati gli scolmatori attivi monitorati con livellostato o tracciante (simboli rossi) e non monitorati (simboli viola), quelli non censiti (simboli gialli) e quelli non attivi (simboli verdi).



*Figura 3.5. Dispositivo (livellostato) per la misura in continuo dell'attivazione dello scolmatore 1C7 di Eupilio (CO) (secondo la denominazione fornita dalla Provincia di Como).*

Con il progetto PIROGA è stato dunque possibile identificare non solo la condizione attuale del lago che si trova in una condizione non lontana dalla definizione di buono stato (paragrafo 2.2.1), essendo ormai prossimo al limite imposto dalla Direttiva Europea sulle Acque (WFD 60/2000/CE) e dal Piano di Tutela delle Acque della Regione Lombardia (PTUA, 2006), ma anche di individuare le sorgenti specifiche del suo inquinamento (paragrafo 2.1.9). Ciò ha dunque permesso di elaborare delle soluzioni gestionali per giungere nel breve a una condizione definitiva di semi-naturalità del lago.

Pertanto, nel paragrafo 3.2 sono illustrate le principali proposte gestionali individuate per il risanamento del Lago di Pusiano, concepite, da un lato, seguendo il principio che per migliorare il lago bisogna agire prima di tutto con la realizzazione di opere sul suo territorio circostante e solo dopo ed eventualmente con interventi diretti sul lago, e dall'altro in un'ottica costi e benefici. La Figura 3.6 mostra il bacino del Lago di Pusiano con indicazione dei sottobacini rispettivamente della Roggia Molinara (area grigia), dell'Emissario del Segrino (area verde) e della fascia perilacuale (area gialla), che costruiscono insieme al lago stesso il territorio d'interesse su cui sono state indirizzate le proposte gestionali individuate sulla base degli obiettivi del Progetto PIROGA e in un'ottica di costi/benefici sul breve periodo. E' stato stimato che il contributo del carico di nutrienti trasportato al lago dalla Roggia Molinara, dall'Emissario del Segrino, e dalla fascia perilacuale è rispettivamente del 13%, 13% e 16%, ossia complessivamente ben il 42% del carico totale che giunge al lago, laddove il carico veicolato dal Lambrone rappresenta il 58%.



*Figura 3.6. Mappa del bacino del Lago di Pusiano con indicazione delle aree urbanizzate (rosa) e dei sottobacini rispettivamente della Roggia Molinara (area grigia), dell'Emissario del Segrino (area verde) e della fascia perilacuale (area gialla).*

Gli interventi gestionali includono dunque sia azioni volte ad abbattere gli effetti dell'inquinamento, mediante interventi principalmente sul territorio direttamente circostante il lago, sia agendo sulle cause, ossia intervenendo direttamente sulla riduzione delle concentrazioni di fosforo nelle acque lacustri.

### 3.1.4 Conclusioni sull'uso di un approccio modellistico integrato lago/bacino per la valutazione dell'evoluzione ecologica del Lago di Pusiano

Lo studio svolto nell'ambito del Progetto PIRoGA per la modellizzazione idrodinamica-ecologica del Lago di Pusiano, descritta nel paragrafo 2.2.3, ha avuto come principali obiettivi l'integrazione dei

modelli lacustri e dei modelli utilizzati per simulare i processi nel bacino, lo studio dell'evoluzione ecologica a breve termine e lungo termine per lo studio degli scenari e la valutazione dell'utilità di un sistema previsionale per fini gestionali.

Il sistema implementato nel corso dei tre anni si avvale in modo combinato delle strumentazioni di misura in continuo delle variabili meteorologiche, idrologiche e di qualità delle acque in ingresso e in uscita e degli strumenti modellistici per la simulazione matematica sia dei processi lacustri (codici DYRESM-CAEDYM, *dycd*, e ELCOM-CAEDYM, *elcd*) sia dei processi a scala di bacino (codice SWAT e modelli statistici multivariati).

La strumentazione di misura allestita nel lago e nel suo bacino si è dimostrata idonea al fine di integrare i dati tra loro e di trasformarli in input per i modelli scelti.

I dati raccolti con le campagne sperimentale hanno consentito la definizione degli input idrologici e dei carichi dal bacino, della distribuzione spaziale dei popolamenti planctonici e delle variabili idrochimiche ad essi legati, e sono stati utilizzati per indirizzare le simulazioni preliminari e calibrare convenientemente il modello ecologico per il Lago di Pusiano. In questa attività è stata testata la capacità di funzionamento, di predizione e di applicabilità gestionale dei software DYRESM e ELCOM (simulazione idrodinamica monodimensionale e tridimensionale rispettivamente) accoppiati al software CAEDYM (simulazione dei processi ecologici).

La ricostruzione delle serie storiche dei dati disponibili ha consentito di tracciare le tendenze evolutive del Lago di Pusiano, in relazione alle condizioni ambientali e alle pressioni antropiche. In particolare è possibile ad oggi affermare che lo stato trofico del lago, compromesso in passato da elevate concentrazioni di fosforo, è migliorato, come effetto della costruzione della rete di collettamento circumlacuale; ma al contempo lo squilibrio perpetuato nel tempo congiuntamente ad altri fattori globalmente estesi ha portato nell'ultimo decennio alla comparsa di massicce fioriture di cianobatteri, in particolare di *P. rubescens* una specie potenzialmente tossica e invasiva, in grado di ridurre notevolmente la biodiversità lacustre e di provocare forti squilibri nell'ecosistema.

I dati storici, le informazioni ricavate dalle indagini paleolimnologiche, il modello deterministico per il bacino (SWAT) insieme ad altri indici empirici per la valutazione delle condizioni di riferimento (o „pristine“) e alcune tecniche statistiche per lo studio del „trend“ delle temperature sono stati integrati in uno studio modellistico (*dycd*) a lungo termine per la valutazione dello stato ecologico nel corpo lacustre (par.2.2.3.2). L'utilizzo delle simulazioni di SWAT ha permesso di ricostruire i carichi naturali di fosforo dal bacino (quindi senza impatto antropico a livello locale) i cui valori medi sono stati confermati anche da altri metodi e dai risultati dell'indagine paleolimnologica riferiti al XIX secolo. La ricostruzione della pressione antropica nel bacino, ossia dei carichi reali di fosforo, è stata ricostruita invece utilizzando metodi basati sui coefficienti di asporto, dati relativi alla popolazione e altre informazioni validate poi con le misure storiche di concentrazione di fosforo totale nel lago alla circolazione, per mezzo del metodo di Vollenweider (OECD, 1982). L'impatto globale è stato valutato individuando il trend in aumento delle temperature dell'aria che in seguito è stato rimosso secondo una apposita metodologia statistica. La diversa combinazione dei driver locali e globali applicati al modello *dycd* ha permesso di simulare quattro diversi scenari che caratterizzano un gradiente di pressione sia a livello locale che globale consentendo di valutare le fluttuazioni giornaliere e stagionali

in un arco temporale di 50 anni, di sperimentare una nuova metodologia integrata per lo studio delle condizioni di riferimento (o „pristine“) e di dare una prima indicazione delle diverse risposte ecologiche che si potrebbero attuare nel lago moderando l’impatto antropico. I risultati dello studio indicano peraltro che le pressioni locali hanno determinato conseguenze ecologiche più marcate e cambiamenti duraturi nel lago rispetto all’impatto indotto dal riscaldamento globale. I risultati degli scenari modellistici individuano, infatti, nella riduzione dei carichi da bacino il principale fattore di miglioramento della qualità chimica delle acque. I risultati delle simulazioni caratterizzate da un impatto antropico locale realistico (CUR e LPS) in particolare indicano un netto abbassamento della produzione algale primaverile a partire dagli inizi degli anni '90, cioè a seguito dell’entrata in funzione dei depuratori consortili. Gli scenari caratterizzati da impatto antropico prossimo alla naturalità (UND e GPS) per contro mostrano concentrazioni sia di fosforo sia di clorofilla decisamente basse con valori vicini alle stime condotte per la definizione delle condizioni di riferimento per il Lago di Pusiano.

I risultati modellistici indicano inoltre che anche per il forte incremento della presenza del cianobatterio *P. rubescens* sia stata favorita più dalle variazioni dei carichi di nutrienti (e in primis di fosforo) che dal riscaldamento globale. In entrambi gli scenari caratterizzati da carichi di nutrienti realistici si nota, infatti, un netto incremento della popolazione di questa specie a partire dai primi anni 90' (CUR e LPS). Nei due scenari caratterizzati da carichi di fosforo prossimi alla naturalità (UND e GPS) la biomassa di questa specie rimane contenuta in particolare nello scenario completamente indisturbato (UND).

I risultati dello studio modellistico indicano quindi che un ulteriore abbattimento dei carichi di nutrienti dovrebbe portare a un grande beneficio per la qualità delle acque lacustri anche per la presenza di questa specie potenzialmente tossica. Un abbattimento completo di questa specie risulta tuttavia improbabile. Abbassare ulteriormente le concentrazioni di fosforo nel lago agendo in modo concertato nel bacino così da progredire verso carichi di origine naturale potrebbe quindi portare a benefici duraturi per la qualità ecologica, nonostante tempi di risposta lunghi e grandi investimenti.

Lo studio modellistico tridimensionale a breve termine (*elcd*) ha consentito di studiare la distribuzione spaziale ad alta risoluzione e l’evoluzione delle specie algali riscontrate nel lago nel 2010 e riprodotte all’interno del modello (par.2.2.3.2). Gli output del modello sono stati validati per confronto diretto con i profili misurati con la sonda fluorimetrica nella rete di monitoraggio del Lago di Pusiano, dopo il riconoscimento dei gruppi funzionali e delle risposte spettrali specifiche con il supporto delle tecniche di microscopia tradizionale e di riconoscimento ed enumerazione cellulare. La dinamica della popolazione algale è stata studiata in funzione dell’evoluzione dei fattori limitanti quali luce, nutrienti, e temperatura, della competizione interspecifica e dell’idrodinamica lacustre. Per la prima volta il modello è stato implementato per simulare i meccanismi di crescita, la posizione nel lago e le dinamiche specifiche della specie *P. rubescens* focalizzando l’attenzione sullo sviluppo nel metalimnio. I risultati dell’applicazione del modello tridimensionale evidenziano ancora una volta il ruolo chiave svolto dai processi idrodinamici nel guidare le dinamiche ecologiche e biogeochimiche che avvengono nel lago. I risultati delle simulazioni tridimensionali evidenziano in particolare che in condizione di forti afflussi da bacino, e particolarmente in condizioni di elevata portata del Fiume Lambrone, la crescita della specie *P. rubescens* viene disturbata e quindi inibita con una marcata

riduzione della biomassa associata a questa specie. Tali episodi portano a un temporaneo beneficio alla qualità delle acque del lago. I risultati modellistici indicano, peraltro, che un evento di piena controllato nel momento iniziale dell'inoculo metalimnico (in estate) e per una durata adeguata (più giorni) potrebbe portare a benefici più duraturi (almeno un ciclo annuale). Infine la metodologia implementata in questo studio è risultata adeguata per un possibile utilizzo del modello *e/cd* come strumento per prevedere e gestire i problemi ecologici del Lago di Pusiano.

### 3.1.5 Determinazione del carico di fosforo da abbattere per il raggiungimento della "qualità" delle acque del Lago

Un aspetto di primaria importanza nella gestione degli ambienti lacustri è la definizione delle concentrazioni di fosforo totale che devono essere raggiunte a seguito delle azioni di risanamento. Il fosforo rappresenta, infatti, il fattore limitante della maggior parte degli ambienti lacustri, compreso il Lago di Pusiano. Per questo ambiente le concentrazioni obiettivo sono definite dal Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA) in Lombardia che fissa una concentrazione obiettivo di fosforo totale pari a  $30 \mu\text{g L}^{-1}$ , a cui corrisponde una condizione mesotrofica dell'ambiente lacustre. Da un punto di vista applicativo le concentrazioni di fosforo nel lago devono poi essere legate, attraverso un modello matematico, ai carichi esterni al fine di poter stimare la porzione di carico che deve essere abbattuta al fine di ridurre le concentrazioni dalla situazione attuale alle concentrazioni obiettivo.

Un modello ampiamente utilizzato in tal senso è quello proposto da Vollenweider nell'ambito del programma OECD (1982). Sebbene molto semplificato tale modello rappresenta tutt'ora uno standard accettato dalla comunità scientifica e spesso conosciuto anche dai gestori ambientali. Tra le diverse versioni del modello in questo studio è stata applicata l'equazione di seguito riportata sviluppata per ambienti alpini:

$$[P]_{\lambda} = 1,58 * \frac{[P]_i}{(1 + \sqrt{\tau_w})^{0,83}}$$

dove:  $[P]_{\lambda}$  = concentrazione media attesa di fosforo totale nel lago (mg/l)

$[P]_i$  = concentrazione di fosforo totale negli apporti di acqua nel lago (=  $L_p/q_s$ )

$L_p$  = apporti annuali di P per unità di superficie (carico specifico,  $\text{mg/m}^2$  anno)

$q_s$  = apporti annuali d'acqua per unità di superficie (m/anno)

$\tau_w$  = tempo teorico di ricambio delle acque (anni)

In estrema sintesi quindi il modello OECD lega il carico di fosforo e l'idrologia lacustre, attraverso il tempo di ricambio, con la concentrazione di fosforo totale nel lago. L'applicazione di questo modello ha consentito di stimare i carichi di fosforo gravanti sull'ecosistema tra il 1984 e il 2012 periodo lungo il quale è disponibile una serie storica continua delle concentrazioni di fosforo totale alla circolazione invernale delle acque. Ritenendo che il tempo di ricambio non sia cambiato significativamente durante questo periodo, tale parametro è stato mantenuto costante, per l'intera serie storica, a circa un anno.

La serie storica dei carichi di fosforo, simulata attraverso l'applicazione del modello OECD, è riportata in Figura 3.7, dove viene anche riportato l'andamento del carico generato dalla popolazione non allacciata alla rete fognaria e le concentrazioni di fosforo nel lago alla circolazione invernale.

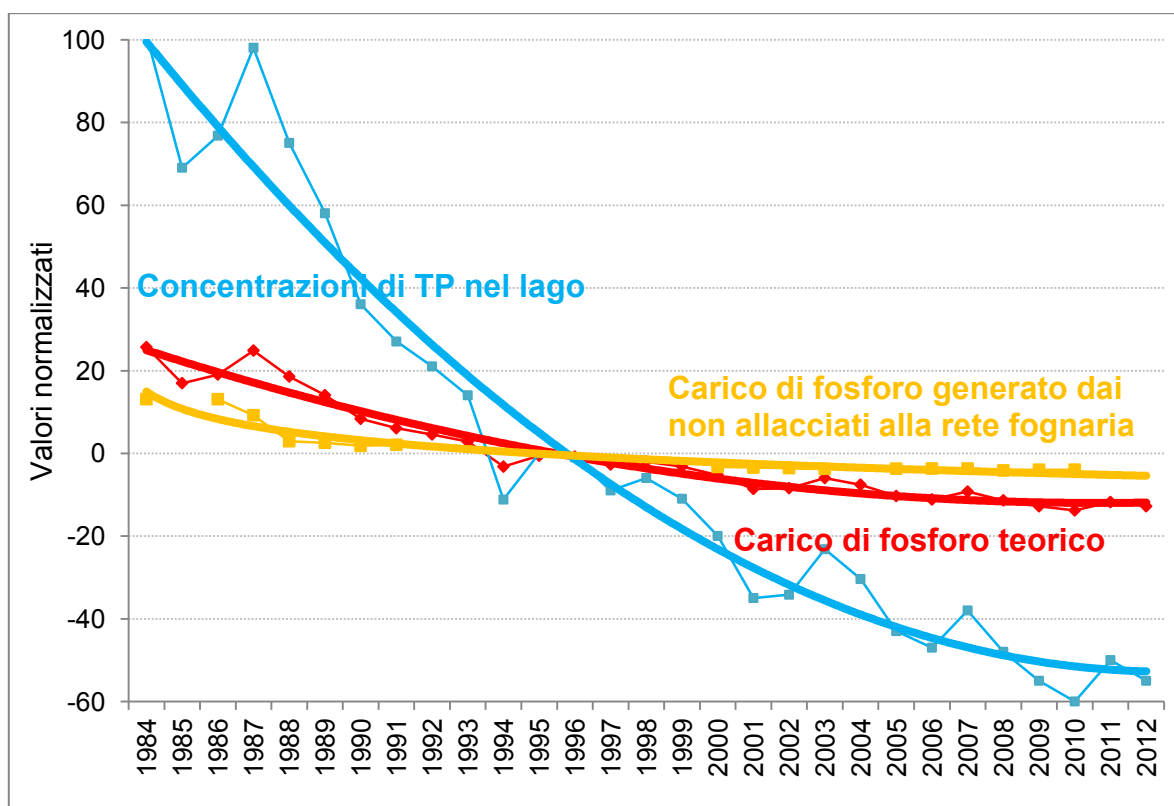


Figura 3.7. Andamento normalizzato delle concentrazioni di fosforo totale (TP) monitorate nel Lago di Pusiano, del carico di fosforo teorico e del carico di fosforo generato dalle utenze non allacciate alla rete fognaria su scala annuale.

A causa della non linearità del modello OECD è possibile notare come a piccole variazioni del carico di fosforo corrisponda una più forte diminuzione delle concentrazioni di TP nel corpo lacustre. In termini gestionali questo può essere tradotto dicendo che piccole azioni di risanamento nel bacino imbrifero determinano notevoli miglioramenti nello stato trofico del lago, avvallando in ultima analisi l'approccio delineato in PIRoGA volto alla realizzazione di piccole azioni di abbattimento dei carichi esterni.

Questa considerazione viene ulteriormente corroborata dall'andamento del carico generato dalla popolazione non allacciata, rimasto praticamente invariato negli ultimi 10 anni. Sebbene negli ultimi 10 anni non siano state svolte azioni gestionali significative nel bacino, il lago nel lago si è assistito a un continuo abbattimento delle concentrazioni del nutriente limitante la crescita algale. Il lago sembra quindi tendere a un progressivo miglioramento dello stato trofico, fino al raggiungimento di una nuova concentrazione di equilibrio. Anche queste considerazioni avvallano l'ipotesi che l'obiettivo di qualità proposto dal PTUA possa essere raggiunto con piccole azioni di risanamento nel bacino.

Da un punto di vista più quantitativo il carico associato (calcolato con modello OECD, 1982) a una concentrazione attuale di circa  $42 \mu\text{g P L}^{-1}$  è di  $7 \text{ t anno}^{-1}$ , mentre quello associato alla concentrazione

target del PTUA di  $30 \mu\text{g P L}^{-1}$  è di  $4,6 \text{ t anno}^{-1}$ . In base a questi risultati e alle considerazioni sopra riportate si ritiene quindi che un abbattimento di  $2,4 \text{ t anno}^{-1}$  del carico esterno dovrebbe garantire il raggiungimento degli obiettivi di qualità stabiliti nel PTUA.



## **3.2 AZIONI GESTIONALI PROPOSTE PER IL RISANAMENTO DEL LAGO DI PUSIANO**

### **3.2.1 Overview delle possibili azioni gestionali per la riqualificazione del corpo lacustre**

Come correttamente affermato nel Quaderno 3 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po (2001) e come evidenziato nei precedenti paragrafi del presente rapporto, i nutrienti che intervengono come fattori limitanti lo sviluppo dei popolamenti fitoplanctonici, che, pertanto, regolano l'insorgere di fenomeni di eutrofizzazione, sono il fosforo e l'azoto. La riduzione dei carichi di nutrienti di origine diffusa e puntiforme è quindi la misura prioritaria da intraprendere nei programmi di risanamento degli ambienti lacustri. Come indicato nel Quaderno 3 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po (2001), l'esperienza con diversi casi di studio ha dimostrato che non sempre gli interventi di abbattimento dei carichi esterni sono sufficienti per il conseguimento degli obiettivi di risanamento, poiché, spesso, generano unicamente un generale miglioramento delle condizioni del lago e perché spesso il carico interno dei sedimenti può vanificare i benefici ottenuti dalla riduzione del carico esterno. In questi casi gli interventi diretti possono avere un ruolo chiave nell'accelerare i processi di recupero. Gli effetti di tali interventi possono variare da lago a lago e devono quindi essere valutati sulla base delle specificità del lago.

Nel caso specifico del Lago di Pusiano l'agente limitante che ne regola lo stato trofico è il fosforo, che proviene principalmente da fonti antropiche e quindi controllabili. Studi pregressi hanno dimostrato che il carico interno contribuisce per circa il 10% del totale del carico di fosforo gravante sul corpo lacustre. Considerando, inoltre, che il lago si trova non lontano dal raggiungimento dello stato "buono" di qualità, è molto probabile che pochi e ben localizzati interventi indiretti o diretti possano portare al raggiungimento dell'obiettivo comunitario nei tempi stabiliti dalle normative.

Di seguito andremo a descrivere i principali interventi gestionali indiretti (a scala di bacino idrografico) e diretti (interventi sul lago) (Quaderno 3, Autorità di bacino del fiume Po, 2001; Klapper, 2003) volti al risanamento di un lago, sottolineando quelli che si adattano meglio al caso di studio del Lago di Pusiano.

#### **3.2.1.1. Interventi indiretti**

##### **Separazione delle reti fognarie**

La separazione della rete fognaria consiste nella differenziazione della rete fognaria ad oggi unitaria in una rete meteorica fornita di scolmatori e di una rete nera.

##### *Vantaggi*

Questa pratica permette la diminuzione consistente del carico di inquinanti scaricati nell'ambiente specialmente nei piccoli centri abitati con bassa densità abitativa, alta permeabilità media del territorio e attraversata dalla rete idrografica. In tal caso, è una valida alternativa poiché può non essere richiesta una vera fognatura pluviale se non per le strade principali; le acque meteoriche presentano

infatti basse concentrazioni di inquinanti e possono essere scaricate nei corpi idrici. Inoltre tale tecnica è utile per evitare inconvenienti dovuti al trasporto solido all'impianto di depurazione specialmente se affiancata dall'installazione di una vasca di prima pioggia per veicolare gli inquinanti generati dal dilavamento urbana all'impianto di depurazione.

#### *Limiti*

Per questo tipo di intervento è necessario l'accoppiamento con la separazione degli scarichi delle utenze con l'aggravio di ulteriori costi. Inoltre, avere un sistema di fognatura separata e non avere vasche di prima pioggia significherebbe portare ai recettori finali acque meteoriche fortemente inquinante a causa della loro azione di dilavamento urbano. Tale intervento implicherebbe un fortissimo sforzo, da parte degli enti gestori, di monitoraggio degli allacciamenti per evitare acque improprie nelle differenti reti. Inoltre, non da sottovalutare sono le problematiche legate alla realizzazione dell'opera specialmente nei centri storici.

#### *Costi*

I costi e la realizzazione dell'opera dipendono essenzialmente dalla lunghezza della rete da separare, dalle aree in cui esse si trovano e dal numero di nuovi allacciamenti da eseguire.

### **Costruzione collettore circumlacuale**

Questa tipologia di intervento consiste nella costruzione di un collettore che percorrendo il perimetro del lago raccoglie tutti gli scarichi per recapitarli al depuratore.

#### *Vantaggi*

Tale intervento sarebbe così in grado di proteggere il lago da scarichi diretti, limitando l'apporto di nutrienti di origine antropica al Lago.

#### *Limiti*

Tra i limiti di questa tecnica è da sottolineare che essa interviene unicamente sugli scarichi diretti. Spesso quindi è necessario affiancarla a interventi di separazione della rete fognaria affinché possa essere realmente efficiente nella diminuzione del carico di nutrienti.

#### *Costi*

I costi per la realizzazione di questa opera dipendono essenzialmente dalla lunghezza dell'opera, dal numero di allacciamenti, dal contesto idrogeologico della zona e dalla destinazione d'uso delle aree da attraversare.

### **Riabilitazione o sostituzione di reti ammalorate**

L'intervento di riabilitazione o sostituzione di reti ammalorate consiste nella loro identificazione preliminare in cui si evidenziano infiltrazioni o fuoriuscite. Successivamente si interviene su di esse riparandole o sostituendole.

#### *Vantaggi*

Nel caso in cui si verificasse l'infiltrazione di acque improprie nella rete, che va quindi a incrementare la portata media delle acque reflue, tale intervento permetterebbe la riduzione della frequenza di

attivazione degli scolmatori fognari. Nel caso in cui si identificassero delle perdite della rete fognaria, tale intervento, comporterebbe la riduzione del carico di nutrienti che in modo continuativo giunge al corpo idrico recettore.

#### *Limiti*

Tra i principali limiti di questo intervento vi è la difficoltà nell'identificazione accurata dei danneggiamenti nella rete.

#### *Costi*

I costi per la realizzazione di questa opera sono principalmente imputabili alla fase di ispezione e di monitoraggio della rete fognaria nonché alla sostituzione di interi tratti di rete con conseguente dipendenza dalla localizzazione del danno.

### **Allacciamento delle utenze non ancora allacciate**

L'intervento che prevede l'allacciamento delle utenze non ancora allacciate alla rete fognaria consiste nel censimento e nella messa a norma di alcune utenze che contribuiscono alla generazione di un carico diffuso che in modo pressoché continuo fluisce al corpo idrico recettore.

#### *Vantaggi*

Questa tipologia di intervento andrebbe a ridurre il carico di nutrienti che in modo pressoché continuo giunge nei corpi idrici superficiali. Il vantaggio correlato principale sta nel fatto che con pochi interventi strutturali si può ridurre il carico diffuso di inquinamento.

#### *Limiti*

Tale intervento ha tra i principali limiti la necessità di effettuare un censimento porta a porta.

#### *Costi*

I costi per tale intervento riguardano il censimento delle utenze non allacciate così come gli interventi strutturali necessari all'allacciamento.

### **Vasche di prima pioggia**

La proposta gestionale che prevede la costruzione di vasche di prima pioggia consiste nella predisposizione di vasche, in corrispondenza di scolmatori fognari, di capacità tale da contenere il volume d'acqua corrispondente ai primi 5 millimetri di pioggia caduta sulla superficie scolante di pertinenza, per poi riversarne il contenuto nuovamente nella rete fognaria al termine dell'evento precipitativo.

#### *Vantaggi*

Un intervento di questo tipo risulta essere efficace nell'ambito del controllo di qualità degli scarichi fognari in tempo di pioggia poiché consente di intercettare tutte le acque di prima pioggia che presentano le più alte concentrazioni di inquinanti.

#### *Limiti*

Tra i limiti che si possono identificare vi è la disponibilità di aree sufficientemente ampie nelle vicinanze della rete fognaria così come la non relazione diretta tra i parametri progettuali e l'efficienza

depurativa in termini di carichi. Inoltre tra i limiti identificabili di tale tecnologia vi è la difficoltà nella gestione dello svuotamento delle vasche.

#### *Costi*

I costi di tale intervento sono principalmente imputabili alla progettazione e alla costruzione dell'opera stessa.

### **Vasche di fitodepurazione**

La fitodepurazione è una moderna tecnologia che usa la capacità depurativa degli ecosistemi naturali mettendola al servizio delle attività umane. L'azione gestionale che prevede la realizzazione di vasche di fitodepurazione consiste nella predisposizione di un bacino impermeabilizzato riempito di materiale ghiaioso e vegetato da piante acquatiche che, attraverso l'azione combinata di microorganismi, refluo fognario e materiale ghiaioso, opera un'azione depurativa naturale sulle acque al suo interno. Questo tipo di intervento rappresenta una tecnica consolidata sia a livello nazionale che internazionale che ben si presta in particolare al trattamento di utenze sparse, corsi d'acqua e canali inquinati (che ad es. ricevono reflui civili in tempo di pioggia da scolmatori fognari), acque di dilavamento stradale, scarichi da attività turistiche ed industriali, e risulta adatto alla depurazione dei tributari di un lago.

#### *Vantaggi*

Tra i vantaggi da sottolineare per questa tipologia di intervento vi è la relativa semplicità costruttiva e gestionale dell'opera, le ottime rese depurative e la limitata produzione di fanghi, l'ottimo inserimento paesaggistico e la compatibilità ambientale dell'opera, i ridotti o nulli consumi energetici, un'ottima ossigenazione dell'effluente e la possibilità di accumulo e riutilizzo delle acque reflue depurate (ad es., per scopi irrigui). Va infine considerato che i sistemi naturali di fitodepurazione offrono la possibilità di riqualificare aree degradate di territorio aumentandone la fruizione e la biodiversità.

#### *Limiti*

Tra i limiti di questo intervento vi è l'identificazione di una opportuna area nei pressi dei tributari da trattare, nonché la necessità di sfalcio e di raccolta annuale della biomassa prodotta nonché il controllo e la manutenzione dell'opera di presa.

#### *Costi*

I principali costi implicati da questo intervento riguardano l'acquisizione dell'area dove collocare l'intervento nonché i costi di realizzazione dello stesso. In generale i costi gestionali risultano molto contenuti.

### **3.2.1.2. Interventi diretti**

#### **Asportazioni delle biomasse algali**

La tecnica di asportazione di biomasse algali consiste nella rimozione di biomassa attraverso la manipolazione del biota acquatico. Questo controllo della biomassa può avvenire agendo su una o più variabili ambientali che ne regolano lo sviluppo (luce, temperatura, nutrienti) oppure agendo

direttamente sugli organismi. Fra le tecniche più diffuse vi è l'impiego di algicidi, la limitazione dell'illuminazione, la raccolta di acqua con grande densità algale e la variazione di pH delle acque del lago.

#### *Vantaggi*

Tra i vantaggi di questa tecnica vi sono la buona efficienza a breve termine o per interventi urgenti.

#### *Limiti*

Affinché siano efficienti a lungo termine bisogna ripetere con buona frequenza gli interventi. Tra i limiti all'utilizzo di tale tecnica vi è la tossicità di algicidi se usati ai massimi dosaggi. La limitazione dell'illuminazione è efficiente unicamente in laghi di piccole dimensioni e una variazione di pH potrebbe portare alla formazione di sostanze oleose e allo sviluppo di alghe adattate alle nuove concentrazioni idrogenioniche.

#### *Costi*

Per questa tipologia di intervento i costi sono principalmente generati dall'utilizzo di sostanze chimiche e dalla ripetizione dell'intervento oppure per il caso della rimozione meccanica di acqua ad elevata densità algale i costi sono imputabili prettamente all'intervento meccanico di prelievo.

### **Biomanipolazione delle catene alimentari**

Gli interventi di biomanipolazione mirano a ridurre la biomassa algale prodotta nell'epilimnio ed a diminuire la quantità di sostanza organica che per sedimentazione raggiunge il fondo provocando un consumo delle riserve di ossigeno. Tale pressione sul popolamento algale può essere esercitata direttamente attraverso l'inserimento di pesci fitofagi o indirettamente aumentando la densità di specie ittiofaghe o riducendo la densità delle specie zooplanctofaghe o bentofaghe. Una diminuzione della pressione predatoria sullo zooplancton determina un aumento della pressione sul popolamento algale.

#### *Vantaggi*

Buona efficienza nel breve termine.

#### *Limiti*

Tra i principali limiti vi è le dimensioni del lago da trattare, la reperibilità degli organismi da introdurre e la loro capacità di sopravvivere in un ambiente nuovo.

#### *Costi*

Per l'implementazione di questa politica i fattori che maggiormente ne influenzano i costi sono il tipo e la quantità di organismi da introdurre, la loro reperibilità e le loro capacità di sopravvivenza in un nuovo ambiente, il volume d'acqua interessato e la durata dell'applicazione.

### **Regolazione della biomassa ittica**

La tecnica consiste nell'eliminazione dei nutrienti dal corpo idrico attraverso la rimozione della popolazione ittica. Le tecniche maggiormente utilizzate per la raccolta dei pesci sono le comuni reti per la pesca professionale. In alternativa si possono utilizzare prodotti tossici specifici per il controllo

dei popolamenti ittici, ma considerati gli effetti nocivi indotti sull'ambiente, l'intervento con questi metodi non viene consigliato in questa sede, tenuto conto anche della modesta efficacia.

#### *Vantaggi*

La rimozione dei nutrienti sotto forma di biomassa ittica tramite la pesca con le reti può rappresentare un ottimo intervento di biomanipolazione. Una gestione razionale della pesca che massimizza la produzione si traduce in una maggiore asportazione di nutrienti sotto forma di biomassa ittica.

#### *Limiti*

Gli interventi possono avere importanti implicazioni ambientali e richiedono pertanto un'attenta analisi della catena alimentare, dei benefici e degli effetti sull'ecosistema.

#### *Costi*

Il costo della tecnica di rimozione della fauna ittica varia in funzione dei mezzi impiegati e della tipologia di intervento.

### **Circolazione/Aerazione ipolimnica**

L'intervento di aerazione ipolimnica rappresenta un intervento diretto sul lago atto all'aumento delle concentrazioni di ossigeno disciolto nelle acque di fondo modificando così le condizioni ossidoriduttive del fondo del lago. Tale intervento è in grado di generare condizioni ossidate all'interfaccia tra acqua e sedimento e di ridurre, così, il carico interno. L'intervento vero e proprio consiste nel prelievo di acqua dall'ipolimnio, l'ossigenazione e la reimmissione oppure l'insufflazione di aria compressa.

#### *Vantaggi*

Tra i vantaggi di questo intervento vi è l'aumento di ossigeno disciolto, una riduzione del rilascio di fosforo da parte dei sedimenti e la creazione di un habitat favorevole alle specie ittiche pregiate.

#### *Limiti*

Un limite al prelievo di acqua e alla sua ossigenazione è lo scarso rapporto tra ossigeno trasferito e potenza impiegata a causa della lunghezza delle tubazioni. Nel caso di insufflazione di aria compressa il limite principale sta nell'effettuare tale insufflazioni in apposite camere per evitare che la turbolenza eroda il termoclino.

#### *Costi*

I costi di questa tipologia di interventi sono generati principalmente dai costi dell'impianto e dei costi di esercizio dell'impianto stesso.

### **Inattivazione dei sedimenti**

Il principio di inattivazione dei sedimenti ha lo scopo di ridurre il carico interno di fosforo attraverso la messa in opera di barriere costituite da materiali ad azione chimica, fisica o combinata. Tale intervento ha come scopo di fissare i nutrienti e di ridurre così il carico interno. I materiali ad azione fisica possono essere argille o calcari o sostanze organiche di sintesi.

#### *Vantaggi*

Tra i principali vantaggi vi è la probabile capacità di ridurre il carico interno di nutrienti.

### *Limiti*

Tra i principali limiti identificati vi è l'applicabilità a laghi di modeste dimensioni nonché la possibile scomparsa di invertebrati bentonici e/o fenomeni di tossicità dovuti ai prodotti impiegati.

### *Costi*

I costi di questa tipologia di intervento dipendono dal materiale utilizzato, dall'estensione del lago.

### **Precipitazione chimica del fosforo**

L'intervento che ha come obiettivo la precipitazione chimica del fosforo ha come obiettivi il cambiare la forma chimica del nutriente per renderlo non disponibile alla crescita algale e la prevenzione del rilascio dei nutrienti dai sedimenti. Questo intervento può essere effettuato attraverso l'utilizzo di sali quali il ferro poiché ha una buona capacità di adsorbimento del fosforo se presente nella forma trivalente. I composti di alluminio sono stati, comunque, i più largamente usati.

### *Vantaggi*

Tra i vantaggi di questa metodologia vi è la capacità di adsorbire i nutrienti mediante precipitazione chimica con sali di ferro, calcio o alluminio. Inoltre si può sottolineare il probabile aumento di trasparenza del Lago così come la diminuzione della durata e dell'intensità delle fioriture algali

### *Limiti*

Tra i limiti di tale intervento vi è la possibilità di ricoprimento del precipitato con un nuovo strato di sedimenti ricchi di fosforo, così come vi sono indicazioni in merito alla possibilità di effetti tossici su pesci e in merito alla possibile diminuzione dell'indice di diversità dello zoobenthos. Un ulteriore limite è dato, infine, dalle modificazioni che possono essere indotte nel pH, specialmente in casi di ridotta capacità tampone delle acque.

### *Costi*

La precipitazione chimica del fosforo può avere costi iniziali molto alti quando l'obiettivo è la riduzione del carico interno. La parte consistente dei costi riguarda l'acquisto dei reagenti, la sperimentazione e le analisi chimiche, la predisposizione di attrezzature a terra e di mezzi natanti.

### **Prelievo ipolimnico**

La tecnica si basa sulla constatazione che nei laghi eutrofici, durante il periodo di stratificazione, la concentrazione di ossigeno disciolto nell'ipolimnio tende a diminuire a causa dei processi di mineralizzazione del materiale che sedimenta e della riduzione della possibilità di scambio con le acque superficiali. L'intervento consiste nel prelevare acque dall'ipolimnio e di scaricarle a valle del lago.

### *Vantaggi*

Tra i vantaggi da sottolineare vi è l'aumento dell'uscita di nutrienti, l'abbassamento del termoclino, la rimozione di acqua con scarse concentrazioni di ossigeno, la riduzione del tempo di ricambio e la diminuzione della stabilità della stratificazione. Ulteriore punto di forza è rappresentato dall'efficacia dell'intervento sia a breve che a lungo termine.

### *Limiti*

Tra i limiti di tale intervento vi è l'immissione nell'effluente recettore di acqua povera di ossigeno e la formazione di odori dovuti allo strippaggio dell'idrogeno solforato.

### *Costi*

I costi di gestione modesti sono ritenuti il principale vantaggio di tale intervento.

### **Rimozione dei sedimenti**

La riduzione dei carichi interni può ottenersi anche a seguito della rimozione dello strato superiore di sedimenti. Lo spessore e l'estensione dello strato da asportare dipende dall'obiettivo dell'intervento. Per la rimozione dei sedimenti possono essere utilizzate draghe a secchie, draghe a cucchiaio e le draghe idrauliche.

### *Vantaggi*

Tra i vantaggi di tale intervento vi è la possibilità di eliminare anche sostanze tossiche dal lago, nonché la possibilità di utilizzo in agricoltura del materiale dragato qualora rispetti le caratteristiche chimiche imposte dalla normativa.

### *Limiti*

Tra i principali limiti di tale intervento è da sottolineare la risospensione dei sedimenti, e le difficoltà di dragaggio per laghi abbastanza profondi. Difficoltà si possono riscontrare nell'identificare aree di sedimentazione. Ulteriori problemi possono presentarsi durante le fasi di trattamento e di stoccaggio

### *Costi*

Se non sono disponibili aree agricole o superfici adeguate per lo smaltimento nelle vicinanze del lago, il costo del trasporto e dello stoccaggio può diventare la voce preponderante e rendere proibitivo l'intero costo dell'operazione.

Considerazioni più approfondite sull'efficacia di questi interventi diretti sono esposti nel Quaderno 3 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po (2001) in relazione agli usi delle acque, agli ecosistemi e alle caratteristiche morfologiche del lago, dimostrando la maggiore possibilità per l'intervento di biomanipolazione e di prelievo ipolimnico.

## **3.2.2 Azioni gestionali volte alla riqualificazione del Lago di Pusiano**

Tra gli interventi sopra descritti solo alcuni si adattano al caso di studio del Lago di Pusiano. In particolare, grazie agli studi condotti e ai risultati conseguiti durante il progetto PIRoGA, riteniamo sia più adatto intervenire sulle cause dell'inquinamento (interventi gestionali indiretti) piuttosto che sul corpo recettore finale di tale inquinamento, il Lago di Pusiano stesso (interventi gestionali diretti). Questo perché, agendo con interventi indiretti si andrebbe a ridurre il carico complessivo di fosforo generato nell'intero bacino idrografico e quindi trasportato al lago, laddove attraverso interventi diretti sulle acque del lago si andrebbe solamente a tamponare la problematica in un ambiente di per sé già impattato.



Per l'individuazione degli interventi indiretti di cui si è già accennato nel precedente paragrafo, abbiamo valutato i benefici che ciascuna tipologia di intervento avrebbe sul bacino idrografico in termine di riduzione complessiva del carico di fosforo veicolato al lago. Inoltre, poiché abbiamo analizzato le possibili azioni gestionali in un'ottica che andasse a minimizzare il rapporto tra costi e benefici, ciò ci ha indotti ad escludere la separazione delle reti fognarie. Per tale intervento abbiamo, comunque, stimato un probabile abbattimento dei carichi di circa 4 t/anno, pari al 30% del carico di fosforo veicolato tra il 2010 e il 2011 e pari sostanzialmente al carico di origine puntiforme a fronte di elevati costi di esecuzione.

Di contro, tra gli interventi indiretti parzialmente elencati nel precedente paragrafo abbiamo identificato come maggiormente fattibili in un'ottica di costi/benefici i seguenti:

- **Riabilitazione o sostituzione di reti ammalorate:** che consisterebbe **nell'identificazione e nella riabilitazione di scolmatori attivi in tempo asciutto** ottenendo così un beneficio pari al carico veicolato dagli stessi ovvero circa **1 t/anno (circa l'8% del carico totale annuo di fosforo)**; tale intervento potrebbe, inoltre, essere affiancato **dall'individuazione di acque improprie infiltrate nella rete fognaria** e nella riparazione o sostituzione dei tratti problematici in tal senso, contribuendo così alla diminuzione della frequenza di attivazione degli scolmatori fognari con una **riduzione probabile del carico di 1 t/anno di fosforo**.
- **Allacciamento delle utenze non ancora allacciate alla rete dei collettori:** tale intervento prevedrebbe l'allacciamento della **popolazione non ancora allacciata alla rete fognaria** e pari a circa **2900 utenze** con una conseguente **riduzione del carico di fosforo** veicolato dal bacino al lago di circa **0,6 t/anno, pari a circa il 5%** rispetto al carico stimato tra il 2010 e il 2011.
- **Riduzione dell'impermeabilizzazione delle aree urbanizzate:** tale intervento prevedrebbe la sostituzione di grandi aree attualmente impermeabili con autobloccanti drenanti, come nel caso di parcheggi di aziende o di supermercati. Come mostrato nel paragrafo 2.1.5.2, l'impermeabilità, insieme alla pendenza e alle caratteristiche della precipitazione su cui ovviamente non si è in grado di intervenire, è uno dei parametri maggiormente influenzanti la frequenza di attivazione degli scolmatori fognari. Un abbattimento dell'impermeabilità (Fig. 2.1.42, par. 2.1.5.2) porterebbe ad un abbattimento della frequenza di attivazione degli stessi.
- **Vasche di fitodepurazione o aree umide:** nell'ambito del Progetto PIRoGA abbiamo identificato 5 aree critiche di intervento dislocate lungo la fascia perilacuale del Lago di Pusiano (Fig.3.7). La prima è il tratto terminale della Roggia Molinara, nel Comune di Eupilio, che è il principale recettore di molti scolmatori fognari, mentre la seconda, sempre sul territorio di Eupilio, è rappresentata dal tratto terminale dell'Emissario del Segrino, anch'esso recettore di alcuni scolmatori fognari di cui uno importante posto a poche decine di metri dall'ingresso nel lago e spesso attivo anche in tempo asciutto. Le altre aree identificate riguardano zone critiche della fascia perilacuale —sponde ricadenti nei Comuni di Pusiano (CO), Bosisio Parini (LC), e Merone (CO)— in cui in particolare si identificano scarichi urbani di scolmatori che riversano le acque direttamente a lago.

Per quanto concerne invece gli interventi diretti abbiamo valutato come fattibili i seguenti:

- **Circolazione/Aerazione ipolimnica:** tale intervento consisterebbe nell'installazione di dispositivi atti ad areare la zona ipolimnica del lago modificando così le condizioni ossidoriduttive del fondo del Lago. Tale intervento è in grado di generare condizioni ossidate all'interfaccia tra acqua e sedimento e di ridurre, così, il carico interno.
- **Prelievo ipolimnico:** tale intervento era stato considerato nella fase iniziale del progetto come uno dei maggiormente fattibili in grado di risolvere a breve termine diversi problemi contingenti (anossia, rilascio di nutrienti dal fondo, insorgenza di specie cianobatteriche potenzialmente tossiche) che affliggono il Lago di Pusiano. L'intervento prevedeva il rimescolamento più o meno spinto delle acque durante il periodo di massima stratificazione estiva, sfruttando l'emunzione di acqua dal lago da parte del vicino inceneritore/cementificio di Merone (CO). Lo studio effettuato sul lago avrebbe permesso di indicare il nuovo punto di prelievo dell'acqua lacustre affinché si potessero riscontrare benefici "nel breve termine" per la qualità del corpo lacustre. Tuttavia, tale intervento è stato poi parzialmente escluso per le difficoltà operative che ne conseguivano e per via delle trattative con i gestori dell'impianto non andate a buon fine.

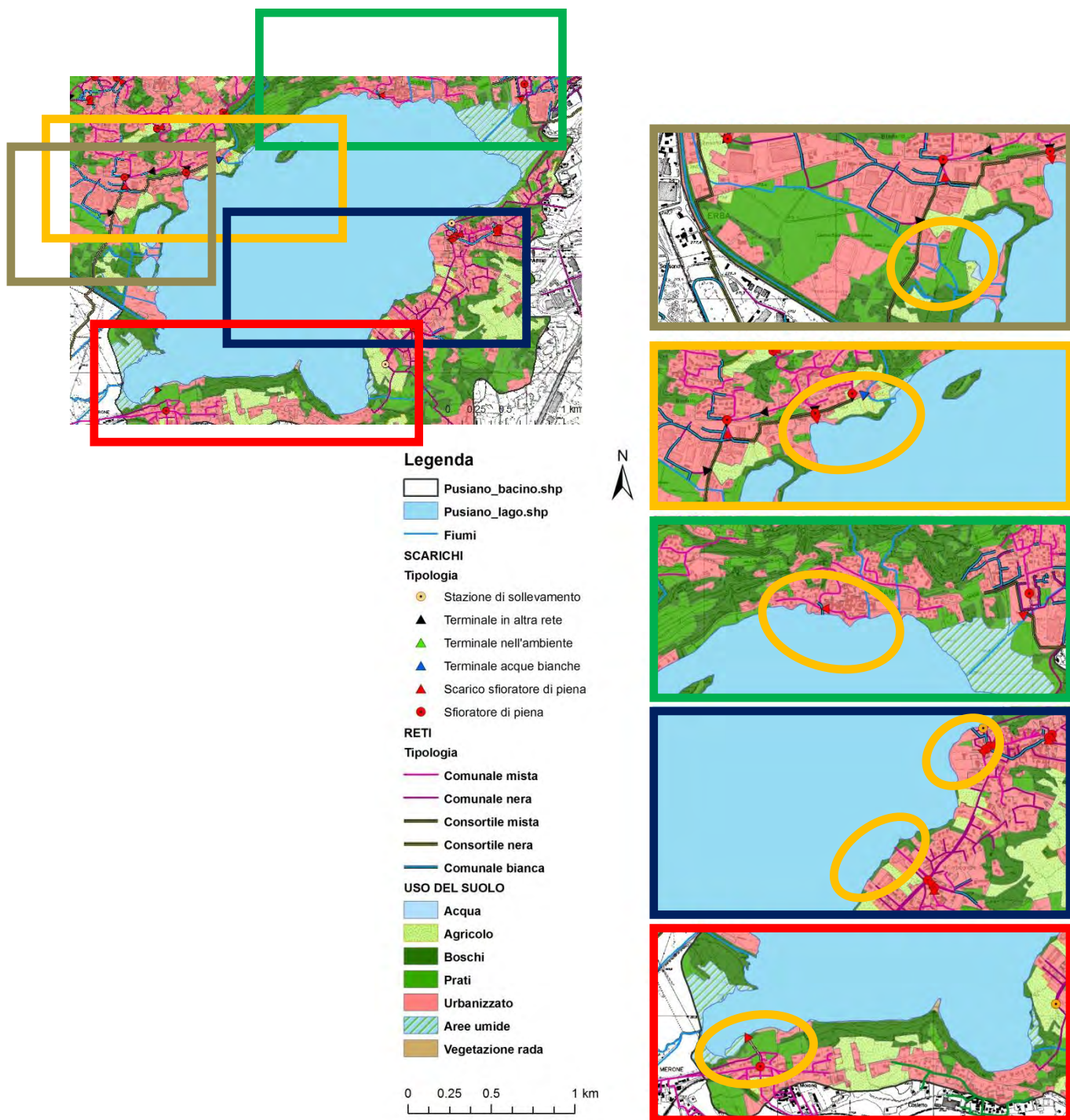


Figura 3.7. Aree identificate nella fascia perilacuale del Lago di Pusiano per il possibile sviluppo di vasche di fitodepurazione o di aree umide: Roggia Molinara (riquadro marrone), sponde ricadenti nei Comuni di Eupilio (riquadro giallo), Pusiano (riquadro verde), Bosisio Parini (riquadro blu), Merone (riquadro rosso)

- **Precipitazione chimica del fosforo:** tra gli interventi diretti sulle acque del lago la precipitazione chimica del fosforo mediante la tecnologia Phoslock® è stato quello maggiormente approfondito nell'ambito del Progetto PIRoGA e per il quale è stata condotta una sperimentazione preliminare (Allegato XX). La ragione di questa attenzione risiede principalmente nella novità della tecnica, che ha visto recentemente l'avvio in Lombardia di una prima sperimentazione sul Lago di Varese (Crosa, 2011) lasciando intravedere potenziali applicazioni anche in altri ambienti ma anche suscitando controverse domande sull'efficienza/efficacia e sulla tossicità di questo trattamento. In questo quadro il CNR-IRSA e la Phoslock®, in modo del tutto indipendente, hanno condotto due diverse sperimentazioni:
  - **Analisi dell'acqua e dei sedimenti del Lago di Pusiano per valutare gli aspetti tecnici legati ad un possibile trattamento diretto (Phoslock®).** I risultati delle analisi, effettuate in maniera del tutto autonoma e con fondi propri non imputabili al progetto PIRoGA, sono esposti nell'Allegato 3. Tali risultati dovrebbero costituire la base di discussione, in accordo con le Istituzioni competenti, per l'elaborazione di possibili scenari relativi a una applicazione del Phoslock® sul Lago di Pusiano. Le informazioni raccolte sono altresì apparse utili a completare il quadro delle risposte alla domanda di "attività sperimentale diretta per il risanamento del lago" posta da PRVL al momento della elaborazione del progetto PIRoGA.
  - **Valutazione sperimentale *in batch* dell'efficienza del prodotto Phoslock® sulle acque del Lago di Pusiano (CNR-IRSA).** Nell'Allegato 4 sono riassunti i risultati della sperimentazione sull'abbattimento delle concentrazioni di fosforo reattivo disciolto con un'argilla naturale e la bentonite arricchita con lantanio (Phoslock®). Tale sperimentazione è stata effettuata dal CNR-IRSA nell'ambito del finanziamento previsto nel progetto PIRoGA, in accordo con le richieste di sperimentazione di azioni dirette da parte del PRVL. L'inserimento di questi risultati, da considerarsi comunque preliminari, non implica che il CNR-IRSA proponga al PRVL di effettuare, soprattutto in tempi brevi, qualsiasi tipo di intervento diretto per il risanamento corpo lacustre, ma sta piuttosto ad indicare che, a seguito della realizzazione delle azioni individuate sul bacino, questa tecnica possa essere presa in considerazione dalle autorità competenti per accelerare il processo di recupero dell'ecosistema. Il CNR-IRSA considera, infatti, prioritarie le azioni di riduzione dei carichi da bacino, in pieno accordo con quanto sostenuto dalla Regione Lombardia, Direzione Generale - Ambiente, Energia e Reti. Qualsiasi intervento diretto dovrebbe essere preso in considerazione solo dopo aver realizzato tutte le possibili azioni di riduzione dei carichi esterni, e solo a seguito di una attenta valutazione dei possibili effetti ambientali collaterali, unite ad un congiunta analisi dei costi/benefici, il cui svolgimento non era previsto nell'ambito delle attività del Progetto PIRoGA, e che necessiterebbero studi dedicati.

Complessivamente gli interventi gestionali individuati sono stati, quindi, concepiti seguendo il principio che per recuperare il lago bisogna agire prima di tutto con opere sul bacino scolante e solo dopo con eventuali interventi diretti sul lago, ponendo sempre la massima attenzione ai costi/benefici delle azioni.

### **3.1 IL PROGETTO PIROGA: AZIONE 1. La fitodepurazione delle acque della Roggia Molinara**

In generale, il quadro emerso dall'analisi delle informazioni e delle conoscenze acquisite a scala sia di bacino sia di lago durante gli studi condotti nel Progetto PIRoGA, conferma che un ulteriore sforzo della comunità locale, concentrato su alcune azioni specifiche da programmare principalmente nella porzione del bacino più vicina al lago, la fascia perilacuale, può determinare un ulteriore abbassamento dello stato trofico del lago, portando questo ambiente ad una condizione prossima allo stato naturale.

Come già accennato nel paragrafo 3.2.2, fra le 5 zone critiche della fascia perilacuale per cui nel Progetto PIRoGA sono stati individuati interventi di realizzazione di sistemi di fitodepurazione permanentemente umidi (Fig.3.8), **quella che presenta il maggior rapporto in termini di costi/benefici risulta essere la Roggia Molinara la quale contribuisce per il 15-20% in termini di carico di fosforo al Lago di Pusiano**, un canale inquinato recettore di molti scarichi urbani e industriali non trattati a monte e immissario secondario del lago. Il risanamento della roggia da solo permetterà di ridurre il carico di fosforo in ingresso nel corpo lacustre, in un territorio idoneo alla realizzazione di questo tipo d'intervento.

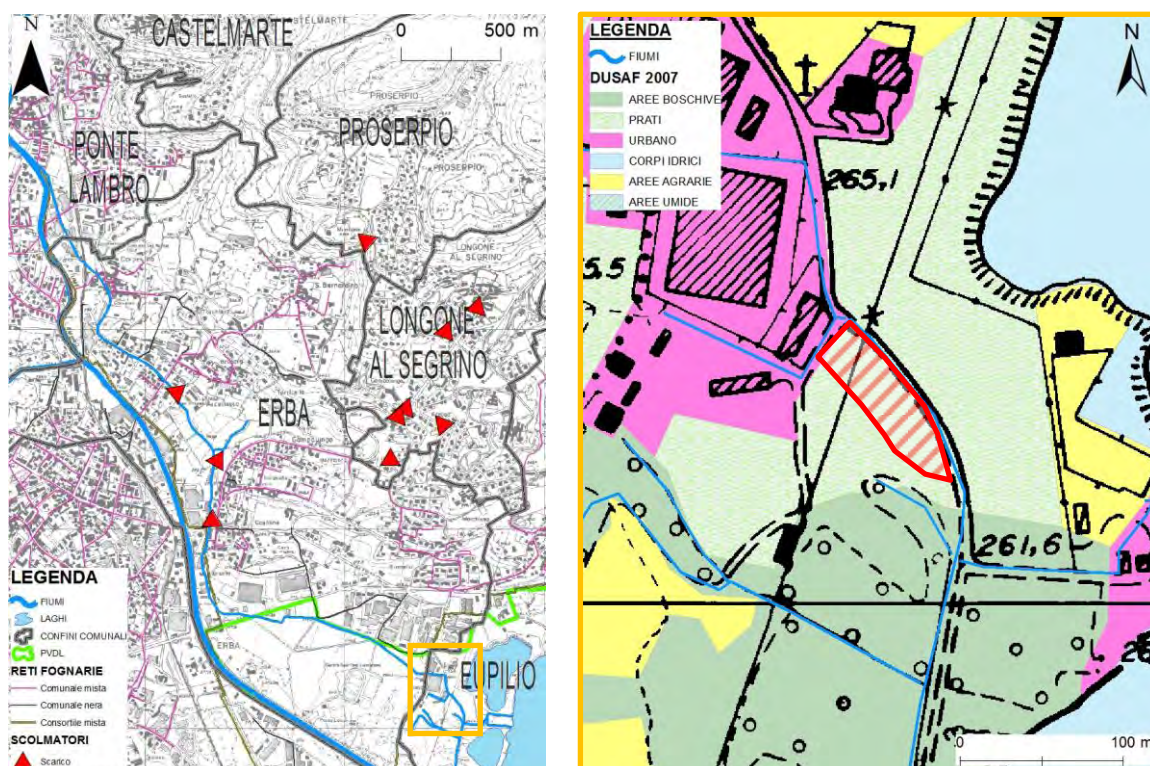
L'impatto derivante dagli scolmatori fognari presenti nei Comuni di Erba e Longone al Segrino nonché l'apporto di nutrienti provenienti dal bacino a monte di Ponte Lambro e Proserpio (dove vi sono scolmatori fognari attivi anche in condizioni di tempo asciutto) (mappa a sinistra in Fig.3.8), risultano la principale causa del progressivo peggioramento della qualità delle acque che negli ultimi decenni ha interessato la Roggia Molinara e, quale recettore ultimo delle sue acque, il Lago di Pusiano. Pertanto, la realizzazione di interventi atti ad abbattere le concentrazioni di nutrienti in ingresso al lago, risulta di fondamentale importanza.

Il "Progetto PIRoGA: AZIONE 1" consiste proprio nella realizzazione di un intervento finalizzato alla riqualificazione delle acque della Roggia Molinara mediante l'applicazione di tecniche di depurazione naturale (fitodepurazione) ed il loro monitoraggio.

Il progetto, avviato ad aprile 2012, è promosso dal Comune di Eupilio (CO) e verrà realizzato con il coordinamento per gli aspetti scientifici da parte di CNR-IRSA in partenariato con il Parco Regionale della Valle del Lambro (PRVL) e con il Consorzio del Lario e dei Laghi Minori. Il progetto, del costo complessivo di 140.000,00 Euro, verrà realizzato con il contributo di Fondazione Cariplo (Rif. Bando Fondazione Cariplo 2010/2011 - "Tutela della qualità delle acque"), che ne finanzia il 57% dei costi totali, e avrà una durata di 24 mesi.

Il progetto si articola secondo due aspetti operativi:

- i. la progettazione e realizzazione nel territorio del Comune di Eupilio di una zona permanentemente umida di fitodepurazione di circa 1000 m<sup>2</sup> di estensione, ricostruita fuori alveo per il trattamento di una quota della portata ordinaria della Roggia Molinara prima del suo ingresso nel Lago di Pusiano (mappa a destra in Fig. 3.8);
- ii. il monitoraggio sia della funzionalità dell'opera nella rimozione di nutrienti sia del sistema funzionale lago/bacino nel suo complesso, in modo da approfondire e tenere aggiornate le conoscenze sullo stato di qualità dell'acqua e sulla quantità dei carichi immessi nel corpo lacustre, e per poter finalizzare le opere di risanamento del lago, come è negli obiettivi generali di questo progetto.



*Figura 3.8. Sinistra: Mappa di dettaglio della Roggia Molinara con indicazione degli scolmatori fognari che contribuiscono direttamente e indirettamente all'inquinamento dell'acqua della roggia. Nel riquadro giallo è evidenziata l'area d'intervento. Destra: Mappa di dettaglio dell'area d'intervento, in cui è evidenziata in rosso la porzione di territorio in cui si intende realizzare il sistema di fitodepurazione.*

La proposta progettuale, per il contesto d'intervento e le finalità che intende perseguire, rientra tra le tipologie di progetti condivisi e replicabili, finalizzati al miglioramento della qualità ambientale dei corpi idrici superficiali che il bando Fondazione Cariplo 2011 "Tutelare la qualità delle acque" promuove per contribuire a sostenere e diffondere quegli aspetti della Direttiva Quadro sulle Acque (WDF 2000/60/CE) fondamentali per il raggiungimento di un'adeguata qualità ambientale dei corpi idrici, ancora poco recepiti nella pratica.

Le peculiarità che contraddistinguono il progetto si possono riassumere come segue:

- **rappresenta il primo esito concreto nonché la prima l'applicazione dei risultati del Progetto PIROGA per la riqualificazione del Lago di Pusiano;**

- si inserisce in un'ottica di bacino;
- **risulta replicabile ed esportabile in altri contesti con le medesime criticità dell'area d'intervento, possedendo quindi un significativo contenuto dimostrativo;**
- è caratterizzato da significatività e criticità dell'ambito di intervento (territorio fortemente urbanizzato, elevato impatto antropico, qualità dei corpi idrici alterata, alterazione delle comunità biologiche del corpo lacustre, fruibilità del corpo lacustre limitata, ecc.);
- l'elevato grado di condivisione in cui si sviluppa progetto;
- la presenza di un'elevata conoscenza del territorio grazie a studi pregressi;
- il contributo alla ricostituzione di reti ecologiche;
- il contributo al miglioramento della qualità naturalistica e paesaggistica del territorio.

Il progetto di riqualificazione delle acque della Roggia Molinara costituisce la prima di una serie di azioni gestionali individuate con il Progetto PIRoGA complessivamente volte al recupero della qualità ecologica e gestione idrologica delle acque del Lago di Pusiano mediante la creazione di aree umide artificiali di fitodepurazione. Queste tecniche di depurazione naturale rispondono egregiamente alle esigenze di rispetto dell'ambiente, e quindi di adeguate ed affidabili rimozioni degli inquinanti, e di contenimento ed ottimizzazione sia dei costi di investimento che, e soprattutto, dei costi di gestione, assai semplificata, non specializzata ed a basso consumo dal punto di vista energetico.

Questo piano d'intervento ha come principale **obiettivo** quello di **instaurare un meccanismo integrato che porti alla progettazione e realizzazione di cinque diversi interventi gestionali per la riduzione dell'inquinamento del Lago di Pusiano e il recupero della qualità delle sue acque, costituendo lo start-up di un programma di azioni strategiche già individuate sulla base delle conoscenze e dei risultati conseguiti nell'ambito del Progetto PIRoGA.**





## BIBLIOGRAFIA CITATA NEL RAPPORTO

- Adams M.S., Guillizzoni P., Adams. S., 1978. Sedimentary pigments and recent primary productivity in Northern Italian Lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 36: 267-285.
- Aitkin M. A., Francis B., Hinde J., 2009. *Statistical Modelling in R*. New York: Oxford University Press, Oxford XII, 576 pp.
- Anderson N.J., 1993. Natural versus anthropogenic change in lakes: The role of the sediment record. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 356-361
- Antenucci J., Imerito A., 2002. The CWR DYnamic Reservoir Simulation Model: DYRESM Science Manual - Centre for Water Research, University of Western Australia, Nedlands, Australia.
- APAT e IRSA-CNR, 2003. Manuali analitici per le acque. *Manuali e Linee Guida 29/2003*, Vol. I:177-182
- APAT, 2008. Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati negli ambienti lacustri, 18 pp.
- APHA, AWWA, WEF, 1995. Standard methods for the examination of water, sewage and industrial wastes. *Amer. Publ. Health Ass.*, New York (ed), 522 pp.
- Appleby P.G., 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last W.M. & Smol J.P. (Eds.) *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*, Kluwer Academic, pp171-203.
- Appleby P.G., Nolan P.J., Gifford D.W., Godfrey M.J., Oldfield F., Anderson N.J., Battarbee R.W., 1986.  $^{210}\text{Pb}$  dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia* 141:21-27.
- Appleby P.G., Oldfield F., 1978. The calculation of  $^{210}\text{Pb}$  dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment. *Catena* 5:1-8.
- Appleby P.G., Richardson N., Nolan P.J., 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B* 71: 228-233.
- Artale V., Calmanti S., Carillo A., Dell'Aquila A., Herrmann M., Pisacane G., Ruti P.M., Sannino G., Struglia M.V., Giorgi F., Bi X., Pal J.S., Rauscher S., 2010. An atmosphere-ocean regional climate model for the Mediterranean area: assessment of a present climate simulation. *Climate Dynamics* 35:721-740.
- ASCE: American Society of Civil Engineers, 1993. "Criteria for Evaluation of Watershed Models". *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 119(3): 429-442, ISSN 0733-9437.
- Autorità di Bacino del Fiume Po, 2001. 3° Quaderno - Gli interventi diretti per il risanamento dei laghi eutrofizzati. In: Autorità di Bacino del Fiume Po, Parma, 2010, *Valutazione dello stato trofico e tecniche di risanamento di laghi resilienti*, pp. 47-79.
- Balestrini R., Galli L., Tartari G., 2000. Wet and dry atmospheric deposition at prealpine and alpine sites in Northern Italy. *Atmospheric Environment* 34:1455-1470.

- Barbiero G., Caroni G., Cicioni G., Puddu A., Spaziani F.M., 1991. Valutazione dei carichi inquinanti potenziali per i principali bacini idrografici italiani: Adige, Arno, Po e Tevere. *Quaderni Istituto di Ricerca Sulle Acque* 90. 233 pp.
- Battarbee R.W., Juggins S., Gasse F., Anderson N.J., Bennion H., Cameron N.G., 2000. European Diatom Database (EDDI): an information system for palaeoenvironmental reconstruction. *In: European Climate Science Conference, Vienna City Hall, Vienna, 19–23 October 1998*, pp 1–10.
- Battarbee R. W., Charles D. F., Dixit S. S., Renberg I., 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity, *In: Stoermer E. F., Smol J. P. (Eds.), The diatoms: Applications for the environmental and earth Sciences*. Cambridge University Press: Cambridge, U.K., pp 85 – 127.
- Battarbee R.W., Jones V.J., Flower R.J., Cameron N.G., Bennion H., Carvalho L., Juggins S., 2001. Diatoms. *In: Tracking Environmental Change using Lake Sediments. Volume 3 :Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*, pp.155-202.
- Belloni S.,1975. *Il clima delle province di Como e Varese in relazione allo studio dei dissesti idrogeologici*. CNR Milano. Pubblicazione n. 99. Ed. Ramponi, Sondrio.
- Bennion H., Fluin J., Simpson G.L., 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41:124–138.
- Birks H.J.B., Line J.M., Juggins S., Stevenson A.C., ter Braak C.J.F., 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B.*, 327: 263-278.
- Blenckner, T. ,2008. Models as tools for understanding past, recent and future changes in large lakes. – *Hydrobiologia* 599: 177-182.
- Bonomi G., Bonacina c. ferrari i.,1967 - Caratteristiche chimiche plancton e benton nel quadro evolutivo recente dei laghi briantei. *Mem. Ist.ital. Idrobiol.* 21:241-287.
- Braioni M.G., Gelmini D., 1983. *Rotiferi Monogononti*. CNR AQ/1/200: 180 pp.
- Bright D.I., Walsby A. E., 2000. The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zürich. *New Phytologist* 146: 301–316.
- Brooks S.J., Langdon P.G., Heiri O., 2007. The identification and use of Palaeartic Chironomidae larvae in palaeoecology. *Quaternary Research Association Technical Guide* 10: 276 pp.
- Broomhead, D.S. & King, G.P., 1986. Extracting qualitative dynamics from experimental data. *Physica D* 20, 217–236
- Bruce L.C., Hamilton D., Imberger J., Gal G., Gophen M., Zohary T., Hambright K. D., 2006. A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling* 193: 412–436.
- Bruno M., Messineo V., Mettei D., Melchiorre S., 2004. Dinamica di specie algali tossiche nei laghi di Albano e Nemi. *Rapporti ISTISAN* 04/32: 55 pp.

- Buerge I.J., Poiger T., Müller M.D., Buser H., 2006. Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science & Technology* 40(13):4096-4102. Doi:10.1021/es0525531
- Buzzi F., 2002. Phytoplankton assemblages in two sub-basins of Lake Como. *J Limnol.* 61: 117-28
- Carraro E., Guyennon N., Hamilton D., Valsecchi L., Manfredi E.C., Viviano G., Salerno F., Tartari G., Copetti D., 2012. Coupling high-resolution measurements to a three-dimensional lake model to assess the spatial and temporal dynamics of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in a medium-sized lake. *Hydrobiologia* 685(1), DOI: 10.1007/s10750-012-1096-y
- Carraro E., Guyennon N., Viviano G., Manfredi E., Valsecchi L., Salerno F., Tartari G. & Copetti D. Chapter 6: Impact of global and local pressures on the ecology of a mid-size South-Alpine lake. *In: Ferenc Jordán and Sven Erik Jørgensen (Eds.), Models of the ecological hierarchy from molecules to the ecosphere*, Elsevier (in press).
- Cassidy R., Jordan P., 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: comparison with near-continuous phosphorous time-series data. *Journal of Hydrology* 405:182-193.
- Casulli V., R.T. Cheng, 1992. Semi -implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow. *Computers & Mathematics with Application* 27:99–112.
- Ceriani M., e Carelli M., 2000. Carta delle precipitazioni medie, massime e minime annue del territorio alpino della Regione Lombardia. *Servizio Geologico – Ufficio Rischi Geologici Regione Lombardia*.
- Chiaudani G., Premazzi G., 1992. I laghi briantei. Situazione trofica e soluzioni scientifiche per il risanamento. EUR 14548 IT. 211 pp.
- Chiaudani G., Vighi M., 1974. The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Wat. Res.* 8:1063-1069.
- Christensen V.G., Rasmussen P.P., Ziegler A.C., 2002. Real-Time Water Quality Monitoring and Regression Analysis to Estimate Nutrient and Bacteria Concentrations in Kansas Streams. *Water Science and Technology* 45:205-211.
- Ciaponi, C., Mutti M., Papiri S., 2002. A conceptual model for the estimation on loadographs in sewer networks during meteorological events. *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Conference “New Trends in Water and Environmental Engineering”*, Capri (Italy), June, 24-28, CSDU Milano, ISBN: 88-900282-2-X
- Copetti D., Guzzella L., Valsecchi L., Palumbo M. T., Guyennon N., Ghislanzoni L., Carraro E., Mingazzini M. and Tartari G. 2010. Late winter bloom of *Planktothrix rubescens* population in a South Italy reservoir devoted to multiple uses. *The 8th International Conference on Toxic Cyanobacteria (ICTC8)*. Abstract Book.
- Copetti D., Carraro E., Tartari G., Vignati D., Manfredi E.M., Valsecchi L., Guyennon N, Viviano G., Foroni M., Sardi B., Salerno F., Lami A., Oggioni A., Austoni M., Morabito G., Maierna M., Ricci D., Buzzi F., Seminara M., Celletti C., 2011. Risultati della campagna di campionamento 2010.

- Report intermedio Progetto PIRoGA, Stato di Avanzamento Lavori (SAL) II. *Documenti PIRoGA 2/2011*. 38pp.
- Copetti D., G. Tartari, G. Morabito, A. Oggioni, E. Legnani, J. Imberger, 2006. A biogeochemical model of the Lake Pusiano (North Italy) and its use in the predictability of phytoplankton blooms: first preliminary results. *Journal of Limnology* 65:59–64.
- Croke B. F. W., Jakeman A.J., 2001. Predictions in catchment hydrology: an Australian perspective. *Marine and Freshwater Research* 52:65-79.
- Crosa G., 2011. Validazione e commento delle risultanze analitiche relative alla sperimentazione in mesocosmi del prodotto Phoslock. *Relazione conclusiva, Università degli Studi dell'Insubria*, febbraio 2011.
- Davies B.H., 1976. Carotenoids. In: T.W. Goodwin (Ed.) *Chemistry and biochemistry of plant pigments*. Academic Press London, New York, San Francisco, vol. 2: 38-165.
- Dean W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44:242-248.
- Demars B. O. L., Harper D. M., Pitt J.-A., Slaughter R., 2005. Impact of phosphorus control measures on in-river phosphorus retention associated with point source pollution. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*(2):37–72.
- DUSAF 2.1, Regione Lombardia, 2007. Sistema Informativo Territoriale – Repertorio Cartografico e Banche dati Territoriali. *Regione Lombardia - Territorio e Urbanistica*.
- Dussart B.h., Defaye D., 2001. Introduction to Copepoda (2<sup>nd</sup> ed.). In: Dumont H.J.F. (Ed), *Guides to the identification of the Macroinvertebrates of the continental waters of the World* 16:163pp.
- Eaton A., Clesceri L., Rice E., Greenburg A., 2005: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York. American Public Health Association, New York.
- Efron B., 1981. Nonparametric estimates of standard error: the jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika* 68:589–599.
- European Union, 2006. Directive 2006/44/EC the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. *Off J Eur Union* L264:20–31.
- Ferrari S., 2005. Utilizzo di un dializzatore di tipo Peeper per lo studio dello scambio di soluti tra acqua e sedimento nel Lago di Pusiano. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Milano, 160pp
- Foppen F.K., 1971. Tables for the identification of carotenoid pigments. *Chromatogr. Rev.* 14: 133-298.
- Francani V., Scesi L., Beretta G.P., 1983. Studio idrogeologico del Lago di Alserio (provincia di Como) (I parte). *Costruzioni*, Anno XXXII, 334. 1411-1429.

- Francani V., Scesi L., Beretta G.P., 1983. Studio idrogeologico del Lago di Alserio (provincia di Como) (II parte). *Costruzioni*, Anno XXXII, 335.
- Francani V., 1986. La circolazione idrica degli ammassi rocciosi del Lario. *Mem. Soc. Geol. It.* 32:167-178.
- Francani V., Avazini M., Turri E., Leonoris C., Campostrini I., Carabelli G., Pellegatta T., 1990. Studio idrogeologico dei laghi di Alserio, Pusiano e Annone. *Atti Convegno "Risanamento, tutela e gestione dei laghi briantei: stato di fatto e prospettive"*, Villa Gallia (CO), 21 aprile 1990. Amministrazione Provinciale di Como. Assessorato Ambiente Ecologia. 16 pp.
- Gerletti M., Marchetti R., 1977. Indagini sui laghi della Brianza. *Quaderni Istituto Ricerca sulle Acque* 19: 358 pp.
- Ghil M., R. Vautard, 1991. Interdecadal oscillations and the warming trend in global time series. *Nature* 350:324–327.
- Gilmour D., Blackwood D., Comber S., Thornell A., 2008. *Identifying human waste contribution of phosphorus loads to domestic wastewater*. 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- Grayson R.B., Finlayson B.L., Gippel C.J., Hart B.T., 1996. The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. *Journal of Environmental Management* 47:257–267.
- Gruppo di lavoro Lago di Como, Progetto PLINIUS, 2006. *Criticità e azioni per il recupero della qualità delle acque del Lario*. Centro Volta Como. 216 pp.
- Guilizzoni P., Lami A., 2001. Paleolimnology: use of algal pigments as indicators. In: G. Bitton (ed.), *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. Wiley J. and Sons, Chichester, U.K., pp. 2306-2317
- Guilizzoni, P. Marchetto A., Lami A., Gerli S., Musazzi S., 2011. Use of sedimentary pigments to infer past phosphorus concentration in lakes. *J. Paleolimnol* 45: 433-445.
- Guilizzoni P., Bonomi G., Galanti G., Ruggiu D., 1982. Basic trophic status and recent development of some Italian lakes as revealed by plant pigments and other cores. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.* 40: 79-98.
- Hall R.I., Smol J.P., 1999. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer E.F., Smol J.P. (Eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, pp.128–168. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hamilton D.P., Schladow S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecological Modelling* 96: 91–110.
- Hipsey M.R., 2008. *The CWR Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model CAEDYM. User Manual*. Centre for Water Research, The University of Western Australia.
- Horsburgh J.S., Jones A.S., Stevens D.K., Tarboton D.G., Mesner N.O., 2010. A sensor network for high frequency estimation of water quality constituent fluxes using surrogates. *Environmental Modelling & Software* 25:1031–1044.

- Houser J.N., Mulholland P.J., Maloney K.O., 2006. Upland Disturbance Affects Headwater Stream Nutrients and Suspended Sediments During Baseflow and Stormflow. *Journal of Environmental Quality* 35:352-365.
- Hupfer M., 1995. Bindungsformen und Mobilität des Phosphorus in Gewässersedimenten. In: Handbuch Angewandte Limnologie/Hrsg.:Steinberg, Bernhardt, Klapper.-ecomed-Verlag, Landsberg Kap.IV-3.2:1-22.
- Inneguale A., 2007. Contributo degli scolmatori di piena nel carico di nutrienti che giungono al Lago di Pusiano. Tesi di Laurea in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano-Bicocca, 103pp
- IRSA 2003 .Progetto Limno: qualità delle acque lacustri italiane. Vol. 1 - Sintesi dei risultati (Roma, 2004). *Quaderno IRSA* 120:333 pp.
- Johnes P.J., 2007. Uncertainties in annual riverine phosphorus load estimation: Impact of load estimation methodology, sampling frequency, baseflow index and catchment population density. *Journal of Hydrology* 332:241-258.
- Johnes P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology* 183:323–349.
- Jones P.D., Briffa K.R., Osborn T.J., Lough J.M., vanOmmen T.D., Vinther B.M., Luterbacher J., Wahl E.R., Zwiars F.W., Mann M.E., Schmidt G.A., Ammann C.M., Buckley B.M., Cobb K.M., Esper J., Goussé H., Graham N., Jansen E., Kiefer T., Kull C., Küttel M., Mosley-Thompson E., Overpeck J.T., Riedwyl N., Schulz M., Tudhope A.W., Villalba R., Wanner H., Wolff E., Xoplaki E., 2009. High-resolution palaeoclimatology of the last millennium: a review of current status and future prospects. *The Holocene* 19(1).
- Jones P.D., Parker D.E., Osborn T.J., Briffa K.R., 2011. Global and hemispheric temperature anomalies—land and marine instrumental records. In Trends: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A. doi: 10.3334/CDIAC/cli.002
- Jordan P., Arnscheidt A., McGrogan H., McCormick S., 2007. Characterizing phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrol. Earth System Sciences* 11:372-381.
- Kaupilla T., Moisio T., Salonen V.P., 2002. A diatom based inference model for autumn epilimnetic total phosphorus concentrations and its application to a presently eutrophic boreal lake. *Journal of Paleolimnology* 27:261-273.
- Kirchner J.W., Feng X.H., Neal C., Robson A.J., 2004. The Fine Structure of Water-Quality Dynamics: The (High-Frequency) Wave of the Future. *Hydrological Processes* 18:1353-1359.
- Klapper H., 2003. Technologies for lake restoration. *Journal of Limnology* 62:73-90.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986-1991. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2, Teil 1-4. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart: 876+596+576+436 pp

- Lami A., Guilizzoni P., Musazzi S., Gerli S., Vignati D., Rossaro B., 2011. Ricostruzione storica del Lago di Pusiano: risultati delle analisi paleo limnologiche. Report intermedio Progetto PIRoGA, Stato di Avanzamento Lavori (SAL) II, 30 marzo 2011. *Documenti PIRoGA 3/2011*. 30pp
- Lami A., Guilizzoni P., Marchetto A., 2000b. High resolution analysis of fossil pigments, carbon, nitrogen and sulphur in the sediment of eight European Alpine lakes: the MOLAR project. *J. Limnol.* 59(1):15-28
- Lami A., Korhola A., Cameron N., 2000. Paleolimnology, climate variability and ecosystem dynamics at remote European alpine lakes (Mountain Lakes Research programme, MOLAR). *J. Limnol.* 59(1):119 pp
- Lawler D.M., Petts G.E. Foster I.D.L., Harper S., 2006. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. *Science of the Total Environment* 360:109-126.
- Legnani E., Copetti D., Morabito A., Tartari G., Palumbo M.T., Morabito G., 2005. *Planktothrix rubescens'* seasonal and vertical distribution in Lake Pusiano (North Italy). *J. Limnol.* 64(1):61-73.
- Lewis M.W., Weiberahn F.H., 1981. Chemistry of a 7.5 m sediment core from Lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 26:907-924.
- Malanson G.P., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-257.
- Manfredi E.C., Viviano G., Valsecchi L., Ricchiuti M., Sardi B., Viali S., Carraro E., Salerno F., Tartari G., 2012. Monitoraggio in continuo del fosforo nelle acque superficiali. *Acqua & Aria* 5/2012:20-24.
- Mantoura R.F.C., Llewellyn C.A., 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Anal. Chim. Acta* 151:297-314.
- Margaritora f.G. , Cherubini E., Copetti D., Legnani E., Seminara M., Tartari G., Vagaggini D., 2006. Recent trophic changes in Lake Pusiano (northern Italy) with particular reference to the influence of hydrodynamics on the zooplankton community. *Chemistry and Ecology* 22:S37-S47.
- Margaritora f.G., 1983. Cladoceri (Crustacea: Cladocera). CNR AQ/1/197: 170 pp.
- Mourad M., Bertrand-Krajewski J.L., 2002. A method for automatic validation of long time series of data in urban hydrology. *Water Science & Technology* 45 (4-5):263-270.
- Naiman R.J., Decamps H. Pollock M. ,1993. The role of riparian corridors in maintaining regional diversity. *Ecol. Appl.* 3:209-212.
- Nolan K.M., Gray J.R., and Glysson G.D., 2005. Introduction to suspended-sediment sampling. U.S. *Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5077*. [URL] <http://pubs.er.usgs.gov/pubs/sir/sir20055077>

- OECD [Organization for Economic Cooperation and Development], 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control*. O.E.C.D., Parigi. 164 pp
- OLL [Osservatorio dei Laghi Lombardi], 2005 - Scheda Lago di Pusiano, pp. 7
- Parker G.J., Fozar F.M., Imberger J., 1984. Transfer functions and numerical filters for conductivity and temperature sensors. Centre for Water Research. The University of Western Australia. *Environmental Dynamics Report ED-84-085*. 53 pp.
- PTUA. Programma di Tutela ed Uso delle Acque, Relazione di sintesi, 2006. D.G. Reti e Servizi di Pubblica Utilità. U.O. Regolazione del Mercato e Programmazione. Regione Lombardia, marzo 2006.
- Quattrin B., Garibaldi L., Prina M., Tartari G., 1998. Evoluzione limnologica recente (1984-1996) del Lago di Pusiano. *Acqua & Aria* 5/1998:89-101.
- Quilbe R., Rousseau A.N., Duchemin M., Poulin A., Gangbazo G., Villeneuve J.P., 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: application to the Beaurivage River (Quebec, Canada). *Journal of Hydrology* 326:295-310.
- Quinlan R., Smol J.P., 2001. Chironomid-based inference models for estimating end-of-summer hypolimnetic oxygen from south-central Ontario shield lakes. *Freshwater Biology* 46:1529-1551.
- Rasmussen T.J., Lee C.J., Siegler A.C., 2008. Estimation of Constituent Concentrations, Loads, and Yields in Streams of Johnson County, Northeast Kansas, Using Continuous Water-Quality Monitoring and Regression Models, October 2002 through December 2006. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5014*, Reston, Virginia, 103 pp.
- REBECCA, 2005. Reference Conditions of European Lakes. Relation Ships between Ecological and Chemical Status of Surface Waters. Pollard, P., Huxham, M. (1998) The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 2:125-143.
- Rendberg I., 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *J. Paleolimnol.* 4: 87-90.
- Reynolds C.S., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University (ed). 384 pp.
- Ricchiuti M., 2011. Caratterizzazione degli scolmatori di piena nel bacino idrografico del Lago di Pusiano: censimento, frequenza di attivazione e stima della portata scolmata. Tesi di laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Facoltà' di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale. 445pp
- Rigosi A., R. Marcé, C. Escot, F. J. Rueda, 2011. A calibration strategy for dynamic succession models including several phytoplankton groups. *Environmental Modelling & Software* 26:697-710.
- Rinke K., P. Yeates, K. O. Rothhaupt, 2010. A simulation study of the feedback of phytoplankton on thermal structure via light extinction. *Freshwater Biology* 55:1674-1693.
- Robertson D.M., Roerish E.D., 1999. Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resour. Res.* (35):3747-3759.



- Rumor M., 1993. The Use of geographic information technology in the city of Padova. *In: Masser I., Onsrud, H.J. (Eds.), Diffusion and Use of Geographic Information Technologies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Salerno F., 2005. Utilizzo di sistemi radar meteorologici nella modellizzazione degli apporti di nutrienti ai corpi idrici superficiali. Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali, Università dell'Insubria, Como. 333 pp
- Salerno F., Legnani E., Di Pasquale D., Vuillermoz E., Buraschi E., Copetti D., Tartari G., 2004. Linee Guida per il Piano di Risanamento del Lago di Pusiano. *Rapporto finale IRSA/PRVL*, 217pp
- Salerno F., G. Tartari, 2009. A coupled approach of surface hydrological modelling and Wavelet Analysis for understanding the baseflow components of river discharge in karst environments. *Journal of Hydrology* 376:295–306.
- Sardi B., 2011. Potenzialità del monitoraggio in continuo della qualità delle acque per la stima del carico di nutrienti nel contesto gestionale del bacino del Lago di Pusiano (CO). Tesi di laurea magistrale in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio. Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali. 306 pp.
- Settle S., Goonetilleke A., Ayoko G.A., 2007. Determination of Surrogate Indicators for Phosphorus and Solids in Urban Stormwater: Application of Multivariate Data Analysis Techniques. *Water Air Soil Pollut.* 182:149–161.
- Snijders R., Bosker R., 1999. *Multilevel Analysis. An introduction to Basic and Advanced Multilevel Modelling*. Sage Publications, London.
- Spackman Jones A., Stevens D.K., Horsburgh J.S., Mesner N.O., 2010. Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations. *Journal of the America Water Resources Association (JAWRA)*:1-15.
- Srinivasan R., Arnold J.G., 1994. Integration of a Basin-Scale Water Quality Model with GIS. *Water Resources Bulletin* 30:45–462.
- Stoermer E.F., Smol J.P., 1999. *The Diatoms. Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Stubblefield A.P., Reuter J.E., Dahlgren R.A., Goldman C.R., 2007. Use of Turbidometry to Characterize Suspended Sediment and Phosphorus Fluxes in the Lake Tahoe Basin, California, USA. *Hydrological Processes* 21:281-291.
- Tartari G., Quattrin B., 1999. Evoluzione limnologica del Lago di Pusiano negli ultimi decenni e prospettive future. *Atti 13° Congresso AIOL*, Portonovo (Ancona), 28-30 settembre 1998. 117-128.
- Tartari G., Copetti D., Abenante G., 2000. La situazione trofica dei laghi italiani e l'influenza sulle fioriture da cianobatteri. *Atti Workshop "Aspetti sanitari della problematica dei cianobatteri nelle acque superficiali italiane"*, Roma, 16-17 dicembre 1999. Rapporti ISTISAN 00/30: 136-151 pp.
- Tartari G., Buraschi E, Monguzzi C, Marchetto A, Copetti D, Salerno F, Previtali L, Tatti S, Barbero G, Pagnotta R, 2004. Progetto LIMNO: Qualità delle acque lacustri italiane, vol 1: Sintesi dei risultati. *Quaderni IRSA* 120:339 pp

- ter Braak C. J. F., Prentice I. C., 1988. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18:271-313.
- Tolson B. A., Shoemaker C. A., 2004. Watershed modelling of the Cannosville Basin using SWAT 2000: Model development, calibration and validation for the prediction of flow, sediment and phosphorus transport to the Cannosville Reservoir. Version 1.0. *Technical Report, School of Civil and Environmental Engineering, Cornell University.* 159 pp.
- Tomlinson M.S., De Carlo E.H., 2003. The Need for High Resolution Time Series Data to Characterize Hawaiian Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 39:113-123.
- Viali S., 2012. Stima dei carichi di fosforo nel bacino del Lago di Pusiano (CO). Tesi di laurea magistrale in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio. Facoltà di scienze Matematiche, Fisiche e Naturali. 292 pp.
- Vicente-Serrano, S. M., S. Beguería, J. I. López-Moreno, M. Angulo, A. El Kenawy, 2010: A New Global 0.5° Gridded Dataset (1901–2006) of a Multiscalar Drought Index: Comparison with Current Drought Index Datasets Based on the Palmer Drought Severity Index. *J. Hydrometeor* 11:1033–1043.
- Wagner R.J., Boulger Jr. R.W., Oblinger C.J., Smith B.A. , 2006. Guidelines and Standard Procedures for Continuous Water-quality Monitors: Station Operation, Record Computation, and Data Reporting U.S. *Geological Survey Techniques and Methods 1–D3*, 51pp [URL: <http://pubs.water.usgs.gov/tm1d3>]
- Walsby A. E., Schanz F., 2002 Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zurich, Switzerland. *New Phytologist* 154: 671-687.
- Walsby, A.E., Schanz F., Schmid M., 2006. The Burgundy-blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal waterblooms of *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *New Phytologist* 169:109–122.
- Weyrauch P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K. and Rouault P., 2010. Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water Research* 44:4451-4462.
- Wilde F.D., 2008. Guidelines for field-measured water-quality properties (ver.2.0): *U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations*, book 9, chap.A6, section 6.0, October 2008. [URL: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A/>]