



Università degli Studi di Parma
XXII CICLO DI DOTTORATO
Dipartimento di Scienze Ambientali

**ALTERAZIONI NEL REGIME IDROLOGICO
NEL FIUME PO :
ANALISI DELLE IMPLICAZIONI NELLA COMPOSIZIONE
E NELLA TRASFORMAZIONE DEI CARICHI DI N E P.**

DOTTORANDA:
Dott. Enrica Pierobon

RELATORI:
Prof. Pierluigi Viaroli
Dott. Mariachiara Naldi

CONTRORELATORI:
Prof. Anna Fano
Prof. Rosario Mosello
Prof. Nico Salmaso

COORDINATORE:
Prof. Giulio De Leo

INDICE

1. ANALISI DEI FATTORI CHE INFLUENZANO LA FORMAZIONE DEI CARICHI EUTROFIZZANTI NEL FIUME PO, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AGLI EVENTI DI PIENA	
<u>1.1. INTRODUZIONE</u>	pag. 1
1.1.1. ANALISI DEI CARICHI NEL FIUME PO	pag. 3
1.1.2. ANALISI DELLE RELAZIONI TRA CARICHI EUTROFIZZANTI E REGIME IDROLOGICO CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL FOSFORO E AGLI EVENTI DI PIENA.	pag. 6
<u>1.2. OBIETTIVI</u>	pag. 7
<u>1.3. CASO DI STUDIO: IL BACINO IDROGRAFICO DEL FIUME PO.</u>	pag. 7
<u>1.4. MATERIALI & METODI</u>	pag. 9
1.4.1. QUANTIFICAZIONE DEI CARICHI	pag. 9
1.4.2. COMPOSIZIONE DEI CARICHI TRASPORTATI DURANTE GLI EVENTI DI PIENA	pag.14
· Analisi di speciazione per il carico di fosforo particellato degli eventi di piena	pag.14
· Test di biodisponibilità del Fosforo contenuto nella frazione solida: Effetti sulla crescita algale (Ulva).	pag.17
· Monitoraggio annuale in Stazione di Viadana (Mn), nel medio corso del fiume Po	pag.18
<u>1.5. RISULTATI</u>	pag.20
1.5.1. QUANTIFICAZIONE DEI CARICHI	pag.23
Approfondimento sull'evoluzione dei parametri idrochimici durante gli eventi di piena	pag.28
1.5.2. COMPOSIZIONE DEI CARICHI TRASPORTATI DURANTE GLI EVENTI DI PIENA	pag.30
· Analisi di speciazione per il carico di fosforo particellato degli eventi di piena	pag.31
Test di biodisponibilità del Fosforo contenuto nella frazione solida: Effetti sulla crescita algale (Ulva).	pag.34
· Rapporti stechiometrici	pag.36
· Monitoraggio annuale in Stazione di Viadana (Mn), nel medio corso del fiume Po	pag.38
<u>1.6. DISCUSSIONE</u>	pag.43
2. ALTERAZIONI DEL SISTEMA FLUVIALE E POTENZIALI FATTORI CHE INCIDONO SULLA COMPOSIZIONE DEI CARICHI: LA BACINIZZAZIONE NEL FIUME PO.	
<u>2.1. INTRODUZIONE</u>	pag.48
2.1.1. IMPATTI DELLE DIGHE SUL REGIME IDROLOGICO NATURALE E SULLE CARATTERISTICHE ECOLOGICHE DEI CORSI D'ACQUA	pag.48
2.1.2. CONTESTO PADANO: SBARRAMENTI SUL FIUME PO	pag.55
<u>2.2. OBIETTIVI</u>	pag.57
<u>2.3. CASO DI STUDIO</u>	pag.58
<u>2.4. MATERIALI & METODI</u>	pag.60
2.4.1. COMPARTO ACQUATICO	pag.60
2.4.2. COMPARTO BENTONICO	pag.64
<u>2.5. RISULTATI</u>	pag.68
2.5.1. COMPARTO ACQUATICO	pag.68
2.5.2. COMPARTO BENTONICO	pag.83
<u>2.6. DISCUSSIONE</u>	pag.90
3. DOCUMENTAZIONE	
3.1. BIBLIOGRAFIA	pag.94
3.2. APPENDICI	pag.100

AMBITO DI STUDIO e INQUADRAMENTO DEL PROGETTO DI TESI

Il regime idrologico è il determinante principale della struttura e della funzionalità degli ecosistemi acquatici lotici (Ward & Stanford, 1989; Richter et al. 1996; Bunn & Arthington, 2002; Freeman & Marcinek, 2006). Le alterazioni nel regime idrologico interessano su scala globale gli ecosistemi fluviali e sono riconosciute come impatti diretti o indiretti delle intense attività antropiche (Poff et al. 2010). Considerando gli impatti indiretti, il cambiamento climatico è il principale fattore che incide sull'intensità e la distribuzione temporale degli eventi meteorici con alterazioni significative nel regime idrologico dei sistemi fluviali riconosciute a partire dagli anni 70 (Huntington et al. 2009). I trends nelle variabili climatiche e idrologiche differiscono sia su scala spaziale che su scala temporale modificando le stagionalità con cui si distribuiscono le precipitazioni e quindi i transitori idrologici. Alcuni studi recentemente pubblicati rivelano che negli ultimi decenni in regioni a clima temperato vi sia un'incidenza maggiore di eventi idrologici estremi, che si traduce in un aumento nella frequenza degli eventi di piena e dei periodi di magra prolungati (Kundzewicz & Zbigniew, 2009; Hirabayashi et al., 2008; Kunkel *et al.*, 2003; Kanae *et al.*, 2004.)

Tra gli effetti diretti dell'attività antropica sul regime idrologico, invece, si considerano le opere di regimazione e sbarramento come gli interventi più impattanti nella distribuzione della risorsa idrica; più di due terzi della risorsa di acqua dolce disponibile viene gestita dalle opere di regimazione e dalla presenza di grandi dighe (McCartney et al., 2001; Naiman et al., 1993).

Secondo Poff (1997) le alterazioni nel regime idrologico si possono analizzare in base a cinque componenti quali l'intensità, la frequenza, la durata, il timing ed il tasso di variazione. Rapidi cambiamenti in uno di questi parametri di flusso può avere effetti drammatici sugli organismi acquatici, sulle specie riparie, sul flusso di energia nel sistema, sul trasporto dei sedimenti e sulle interazioni e la connettività con la piana alluvionale (Gibson et al., 2005). In un contesto di rapidi cambiamenti, l'analisi degli scenari futuri deve necessariamente basarsi sulla caratterizzazione approfondita di ogni fenomeno e sullo studio della sua evoluzione in intervalli temporali dilatati (Bowes et al., 2009).

In questo contesto, il mio progetto di tesi è dedicato all'approfondimento di due forzanti idrologiche nel fiume Po: gli eventi di piena e le opere di bacinizzazione. Una prima parte del progetto riguarda l'analisi della distribuzione dei carichi dei nutrienti durante gli eventi di piena, attuata attraverso una campagna di monitoraggio intensiva effettuata dal 2003 al 2007 in stazione di chiusura di bacino (Pontelagoscuro, Fe). La frequenza di campionamento si è rilevata cruciale nel determinare i carichi transitori e nell'evidenziare i rapporti tra portata e principali parametri idrochimici ed è stato pianificato per tutto il 2008 anche un monitoraggio bisettimanale nel tratto potamale del fiume Po

(Viadana, Mn) per approfondire l'evoluzione dei carichi, appunto, con la portata. Questo si è reso necessario data la scarsa disponibilità di dati esistenti in materia: per il fiume Po, parametri come la Silice Reattiva Disciolta o la frazione particellata di Fosforo vengono scarsamente considerati nei monitoraggi pregressi, anche se risultano avere un ruolo importante nei processi di eutrofizzazione degli ecosistemi lotici e costieri (Turner et al., 2003; Owens & Walling, 2002; Ittekkot, 2000).

Nella seconda parte del mio progetto di tesi mi sono occupata dello studio dei potenziali effetti della regolazione del deflusso operata dallo sbarramento di Isola Serafini (Pc) sulla formazione dei carichi a valle e sulla loro trasformazione da monte a valle dello sbarramento. Allo stato attuale, la presenza di bacini artificiali nel fiume Po è molto scarsa, ma è in fase di pianificazione la realizzazione di altri 5 bacini artificiali nello stesso tratto potamale del fiume Po ed è quindi importante uno studio approfondito sulle realtà esistenti e sui loro potenziali impatti.

1.

EUTROFIZZAZIONE FLUVIALE & COSTIERA

1.1. Introduzione

I cambiamenti climatici e le attività antropiche dirette stanno determinando profonde alterazioni dei sistemi acquatici continentali che si manifestano sempre più frequentemente con forti variazioni del regime idrologico, alterazioni del trasporto solido e inquinamento chimico-biologico (Meybeck, 2002; 2004). Negli ecosistemi acquatici l'arricchimento in nutrienti ed il deterioramento dello stato ecologico hanno avuto un ruolo determinante nell'insorgenza di processi di eutrofizzazione, con problematiche ed impatti ambientali più esasperati nei tratti planiziali e nelle aree marine costiere (Cloern, 2001; Dodds, 2006; Dodds & Cole, 2007). L'importanza del regime idrologico nel controllo dello sviluppo di comunità di produttori primari è strettamente correlato al ruolo che il tempo di ritenzione esercita in questo specifico contesto. Nonostante il processo di eutrofizzazione sia stato ampiamente studiato e caratterizzato negli ecosistemi lacustri, non esiste ancora una precisa comprensione e concettualizzazione di questo processo negli ecosistemi fluviali (Hilton et al., 2006). Infatti in sistemi fluviali, il regime idrologico sembra discriminante per le dinamiche ecosistemiche che a tempi di ritenzioni più lunghi mostrano connotazioni più simili a quelle di ecosistemi lacustri. Questo si può manifestare per esempio in una composizione differente della comunità di produttori primari, che sono a dominanza di macrofite per i tratti in corrente libera e che sono a dominanza fitoplanctonica nei tratti a minor velocità di corrente, come per esempio quelli bacinizati (Pinaridi et al., 2009). L'arricchimento in nutrienti, specialmente in fosforo sembra essere un prerequisito fondamentale per lo svilupparsi di processi di eutrofizzazione, anche se negli ecosistemi fluviali a basso tempo di ritenzione non ci sono evidenze di condizioni limitanti che influenzino la produzione di biomassa. L'interazione tra la forzante idrologica e la penetrazione della luce sembra essere il principale fattore di controllo sulla componente biotica e sui processi di eutrofizzazione fluviale (Schneider and Melzer, 2003). La mobilitazione di grandi quantità di N e P a seguito dell'aumento delle attività antropiche ha enormemente arricchito gli apporti fluviali che raggiungono e sostengono le zone costiere. La "fertilizzazione" attuata sugli ecosistemi acquatici ha stimolato la produttività primaria del comparto e promosso disaccoppiamenti tra i processi che intervengono nel riciclo dei nutrienti e alterato l'equilibrio tra la produzione e il metabolismo di materia organica nelle fasce costiere

Le aree costiere e gli estuari sono bacini che, essendo interposti tra i sistemi continentali e marini, in diretta connessione con il fiume, sono caratterizzati da un continuo apporto di nutrienti e sostengono

una produzione primaria particolarmente elevata. Sono ecosistemi soggetti a frequenti disturbi, generalmente di tipo antropico che possono alterare gli equilibri ecologici tra i vari livelli trofici. Secondo Nixon (1995) l'intensità dei fenomeni che si manifestano a seguito del processo di eutrofizzazione costiera dipende dalla capacità ricettiva e dal grado di resilienza dell'ecosistema ai carichi entranti di nutrienti e materia organica. Per le loro caratteristiche morfologiche, ecosistemi costieri di bassa profondità, presenti nel Nord Adriatico e nel Mar Baltico, si sono dimostrati gli ambienti più precari e suscettibili alle pressioni esterne e agli apporti fluviali. In queste aree, il carico eccessivo di sostanza organica, con alterazioni sia a livello di composizione del sedimento che di processi biogeochimici coinvolti, favorendo un metabolismo anaerobico del sistema (processi di solfato-riduzione batterica, metanogenesi, etc.) Le variabili coinvolte nelle dinamiche di questi ecosistemi sono molteplici e dipendono sia dalle caratteristiche interne al sistema che dai fattori meteorologici esterni o dalle pressioni che dall'esterno agiscono su di essi (Cognetti, 2001). Cambiamenti episodici o cronici nell'idrodinamica, nella geomorfologia e nel clima determinano i tassi di approvvigionamento di nutrienti e sostanza organica. Gli ecosistemi costieri e estuarini si adattano alla periodicità di questi eventi, ed è importante nel contesto ecologico l'analisi dei fattori temporali che caratterizzano gli apporti alloctoni al sistema (Odum et al., 1995). Per comprendere meglio le risposte ecosistemiche e per poter determinare l'evoluzione a lungo termine di questi ambienti è necessario approfondire la nostra conoscenza sulla scala temporale di distribuzione degli apporti e delle risposte che si manifestano in queste aree (Pickney et al., 2001; Painting et al., 2007).

Questi fenomeni, che si verificano a scala planetaria, hanno componenti locali altrettanto importanti. Ne è un esempio il bacino padano, nel quale qualità delle acque e regime idrologico sono modificati anche in conseguenza del dissesto dei bacini e le modificazioni degli alvei fluviali (Marchetti, 1993), nonché le sempre più frequenti e forti escursioni dei livelli idrometrici e delle portate (Allodi & Pecora, 2003; Mazzarella & Rapetti, 2004). Il determinismo e le tendenze evolutive di questi fenomeni sono in larga misura correlati con portate fluviali, carichi dei nutrienti di origine continentale e stechiometria degli elementi eutrofizzanti (Hessen, 1999; Nedwell et al., 1999; Giordani et al., 2005). I carichi sversati dal Fiume Po sono riconosciuti come maggiore causa dei processi di eutrofizzazione nell'Alto Adriatico (Penna et al., 2004; Palmeri et al., 2005; Salvetti et al., 2006); inoltre rappresenta anche il principale vettore di trasporto di metalli pesanti al mare (Provini and Binelli, 2006).

1.1.1. Analisi dei carichi nel fiume Po

Valutazione dei carichi inquinanti nel bacino idrografico padano

Studi approfonditi sul fiume Po e sul bacino idrografico padano sono stati condotti tra il 1970 e il 1990 e pubblicati in numerose monografie e in lavori di sintesi (Marchetti & Verna, 1992; Provini et al., 1992). In particolare, il volume edito da Marchetti (1993) è diventato un riferimento importante per gli studi e gli interventi che sono stati svolti negli anni successivi. Per la prima volta viene presentato e discusso il quadro d'insieme delle conoscenze multidisciplinari, in particolare di quelle ecologiche, di tutta l'asta fluviale e di tutti i sistemi acquatici ad essa connessi, compresi laghi alpini e molti affluenti. Particolare attenzione è dedicata a idrologia, geomorfologia, qualità delle acque e componenti biotiche, sia acquatiche che della parte terrestre della fascia di pertinenza fluviale. Per quanto concerne specificatamente i nutrienti, sono presentati gli andamenti di concentrazioni e carichi a partire dal 1960 sino al 1991. Le variazioni dei carichi del fosforo risentono solo in parte dei provvedimenti legislativi volti alla riduzione dei fosfati nei detersivi (DM 7/86) e al miglioramento dei sistemi di depurazione, mentre resta elevato il contributo del carico diffuso di origine agrozootecnica. Analoga evidenza si ha per i carichi dell'azoto, che nello stesso periodo tendono a variare in dipendenza dei fattori climatici e idrologici, piuttosto che per effetto delle politiche gestionali adottate.

Il controllo delle fonti diffuse, che sono dominanti sia per l'azoto che per il fosforo (De Wit & Bendricchio, 2001), risulta particolarmente difficile. Scenari proiettati al 2020 evidenziano come le misure previste dalle direttive nitrati (91/676/EEC) e depurazione delle acque reflue urbane (91/271/EEC) non siano sufficienti per ottenere una riduzione sostanziale di questi carichi.

Gli atti del convegno organizzato dal C.N.R. nel 1991 contengono studi preliminari sui meccanismi di trasporto dei carichi inquinanti con particolare attenzione a tre eventi di piena verificatisi tra gennaio 1988 e maggio 1990 (Bertonati & Ioannilli, 1992, Tartari et al., 1992). I numerosi studi svolti negli anni successivi analizzano soprattutto gli effetti dei carichi sul sistema costiero per valutare le relazioni con fioriture algali e produzione massiva di mucillagini. Una sintesi dei principali studi svolti nell'ambito del programma di controllo delle acque costiere dell'Emilia Romagna è svolta da Vollenweider (1992). L'incidenza degli apporti di nutrienti misurati nella stazione di chiusura di Pontelagoscuro viene valutata anche in altre indagini e la comparsa di mucillagine nell'area costiera più prossima alla foce del Po viene correlata con la diminuzione del carico del fosforo (Degobbis et al. 2000; 2005). In particolare, il notevole aumento del rapporto DIN/DIP sembra favorire l'escrezione di composti polisaccaridici ad opera di specie sia del fitoplancton che del microfitobentos e, in parallelo, la carenza di P sembra limitare la degradazione batterica degli essudati. La variazione del

rapporto stechiometrico di N e P è amplificata durante gli eventi di piena, per effetto soprattutto della componente particellata che è rintracciabile nelle sequenze stratigrafiche del sedimento (Miserocchi et al., 2007). In seguito alla piena verificatasi dal 12 ottobre al 4 dicembre 2000, vengono avviate nuove indagini sugli effetti dell'export fluviale nell'ecosistema costiero. In questo contesto molti sono i lavori pubblicati che si incentrano principalmente sull'analisi della composizione della frazione particellata veicolata dal fiume Po. La maggior parte degli studi, svolti nell'ambito del progetto europeo EUROSTRATAFORM, analizza le dinamiche di deposizione del particolato derivante dal sistema fluviale e i relativi effetti ecologici, sia nei sistemi deltizi che nella piattaforma continentale (Wheatcroft et al., 2006; Tesi et al., 2007). Eventi di piena eccezionale, come quello del 2000, sembrano avere anche effetti a distanza, fino alla fascia costiera di Pesaro (Penna et al., 2004). In seguito a questo evento si verificano fioriture algali nelle aree più meridionali del delta del Po, mentre nelle fasce costiere prossime alle foci fluviali la torbidità dell'acqua raggiunge livelli così elevati da inibire lo sviluppo dei produttori primari. In queste aree, circa l'80% del carbonio organico particellato presente nel sedimento superficiale è di origine fluviale diretta o deriva da fioriture algali sostenute dall'apporto fluviale (Boldrin et al., 2005).

Le dinamiche di dispersione dei carichi fluviali rimangono difficili da comprendere e prevedere, in quanto condizionate sia dai fenomeni fisici di trasporto, circolazione e sedimentazione che da processi chimici e biologici. Durante l'inverno si verifica una sedimentazione rapida e la concentrazione del P diventa esponenzialmente più bassa allontanandosi dalla foce, mentre d'estate l'assimilazione da parte dei produttori primari ne rallenta il trasferimento verso il fondo (Giani et al., 2001; 2003; Fox et al., 2004).

Il regime idrologico, che costituisce il fattore più importante nel trasporto dei carichi, è stato studiato in relazione a fattori meteo climatici (evapotraspirazione e precipitazioni) ad una scala temporale di circa due secoli (Zanchettin et al., 2008). Negli ultimi decenni, a fronte di una diminuzione nel volume di acqua totale che alimenta il fiume Po, i valori di portata in occasione degli eventi di piena risultano essere più elevati che nel passato. Attualmente, tale tendenza sembra essere dovuta più a sistemazione e regolazione idraulica del reticolo idrografico che al cambiamento climatico. Va comunque sottolineato che nel 4th Assessment Report dell'IPCC la regione padana è inclusa nelle zone continentali europee che saranno soggette a forti variazioni del regime pluviometrico con una amplificazione degli estremi idrologici (IPCC, 2007).

Gli effetti della regimazione idraulica e l'incidenza delle piene nella formazione dei carichi inquinanti non sono in genere considerati dai modelli attualmente in uso per il bacino del Po (es. MONERIS, POLFLOW, ELCOM + CAEDYM) e la calibrazione dei modelli è prevalentemente svolta con i valori medi di portata del periodo di riferimento 1961-1990 (De Wit & Bendoricchio 2001; Spillman et al.,

2007) che sono sensibilmente diversi da quelli degli ultimi anni (Zanchettin et al., 2008). Le simulazioni svolte con MONERIS, calibrato con valori di portata del quinquennio 1995-2000, danno per il 2016 carichi di 5192 t yr⁻¹ per il fosforo totale e di 171294 t yr⁻¹ per l'azoto totale avendo come riferimento lo scenario di massima sostenibilità (Palmeri et al., 2005). In realtà tali valori sono stati già raggiunti negli ultimi anni, non per effetto di politiche ambientali più attente, ma probabilmente a causa del diverso regime delle precipitazioni.

Rilevanza dello studio dei carichi dei nutrienti in relazione a pressioni locali e cambiamento locale

I carichi di azoto e fosforo veicolati dal Po all'Adriatico sono causati dallo sviluppo delle attività produttive in tutto il bacino idrografico, nel quale sono concentrati il 35% della produzione agricola e il 55% della produzione zootecnica nazionale. Limitatamente al carico metabolico, ai circa 17 milioni di abitanti si aggiungono oltre 5 milioni di capi suini e circa 4,5 milioni di capi bovini. Le pressioni sul sistema fluviale sono legate non solo ai carichi generati, ma anche ai prelievi idrici che raggiungono i 16,5*10⁹ m³ yr⁻¹ per il solo comparto agricolo, con prelievi minori, ma non per questo meno significativi, per i comparti civile (2,5*10⁹ m³ yr⁻¹) ed industriale (1,5*10⁹ m³ yr⁻¹).

Le pressioni a carattere locale sono associate a fenomeni che hanno origine alla scala globale. Gli scenari dell'ultimo assessment report dell'IPCC (IPCC, 2007) prevedono una crescente incidenza delle deposizioni di breve durata e forte intensità, con un aumento di fenomeni estremi di siccità prolungata o di piene eccezionali che potranno avere effetti considerevoli nel delta del Po e nell'alto Adriatico. Rilevanti sembrano essere soprattutto i fattori di criticità identificati da Eisenreich (2005) e da Flemer & Champ (2006):

- marcata risalita del cuneo salino nei periodi di siccità e forte prelievo idrico;
- modificazioni sensibili della circolazione delle masse idriche e delle correnti marine nella zona di influenza fluviale;
- cambiamenti nel trasporto solido con effetti sull'accrescimento e l'erosione della fascia litoranea e delle zone umide costiere;
- variazioni sensibili della produttività primaria nelle acque di transizione e nelle zone costiere adiacenti;
- risposte biologiche ai cambiamenti di salinità, quali cambiamenti nelle nicchie ecologiche, modificazioni delle aree di riproduzione, deposizione e nursery di specie sia marine che di acqua dolce, fioriture di alghe tossiche.

Molti approfondimenti in tal senso sono già disponibili in letteratura, ad esempio sono documentate la profonda alterazione del delta del Nilo per effetto della costruzione della diga di Assuan, e il cambiamento della rete trofica nel Mar Nero che è seguita alla diminuzione del carico di silice dovuta alla regimazione del Danubio (Humborg et al., 1998).

1.1.2. Analisi delle relazioni tra carichi eutrofizzanti e regime idrologico con particolare riferimento al fosforo e agli eventi di piena.

I monitoraggi ambientali sulla qualità idrobiologica dei corsi d'acqua generalmente sono svolte ad intervalli fissi di campionamento, sono importanti al fine di monitorare l'evoluzione macroscopica dei parametri idrochimici, ma sono inadeguati ad un'analisi approfondita della distribuzione temporale dei carichi e ad una speculazione ecologica sugli effetti di questi carichi (Warner et al., 2009). I sistemi fluviali con intense escursioni nel regime idrologico e con bacini idrografici su cui è diffusa l'attività agricola e quindi impattante è il processo di dilavamento, sono necessari studi più approfonditi sugli eventi che hanno un maggior effetto nella rimozione dei nutrienti e nel trasporto di materiale particolato. In letteratura scientifica, negli ultimi anni si sono accumulate evidenze di quanto sia intenso il fenomeno di erosione e quindi di trasporto solido durante la fase iniziale di un evento di piena (first flush event), e quindi della necessità di approfondire le conoscenze sull'evoluzione temporale di questi eventi rispetto alle dinamiche di trasporto dei nutrienti (Obermann et al., 2007; Obermann et al., 2009). Gli eventi di piena, proprio per i loro intensi fenomeni di erosione, incidono fortemente sul carico particolato e sono determinanti nel bilancio annuale sia del trasporto solido in sospensione che del carico annuale di fosforo particolato. A livello globale, si stima che l'87% degli input di fosforo di origine fluviale sia trasportato nella forma particolata (Howarth et al., 1995). La comprensione, quindi dei processi di ritenzione, trasformazione e biodisponibilità di fosforo trasportata dai fiumi alle zone costiere diviene cruciale per poter determinare il potenziale eutrofizzante di questi carichi (Jensen et al., 2006). La quantità di fosforo biodisponibile contenuta nel PP è molto variabile, nella letteratura vagliata varia da 19 a 73 % e dipende dalla composizione e dall'uso del suolo (Ellison & Brett, 2006). Nei monitoraggi tradizionali effettuati su sistemi fluviali spesso per la componente particolata non viene determinato il contenuto di P e N presente e questo diviene un fattore limitante nella comprensione del ruolo degli eventi di piena (Smith, 2006; Bowes et al. 2005) e sulla composizione dei carichi che raggiungono gli estuari e le fasce costiere.

1.2 Obiettivi

L'obiettivo principale è quello di indagare la composizione dei carichi di N e P apportati dal fiume Po e rilasciati nell'alto Adriatico e di valutarne i potenziali effetti sulle comunità di produttori primari nella fascia costiera adiacente all'area deltizia. Si vuole approfondire la conoscenza sulla formazione dei carichi in risposta alle forti variazioni del regime idrologico, con particolare riferimento agli eventi di piena che dimostrano avere per altri fiumi un ruolo dominante nella distribuzione spaziale e temporale dei carichi. In base alla letteratura scientifica disponibile, questo studio risulta essere il primo che affronta in maniera approfondita la formazione dei carichi nel Fiume Po relativamente agli eventi di piena.

Questo lavoro si inserisce all'interno di un progetto, avviato nel febbraio 2007 in collaborazione con l'Autorità di Bacino del fiume Po che prevede lo studio della composizione dei carichi e dei maggiori processi di trasformazione che li interessano.

Gli obiettivi principali alla base della mia indagine sono:

- Analisi dei fattori che influenzano la formazione dei carichi eutrofizzanti con particolare riferimento agli eventi di piena.
- Studio della speciazione del fosforo, con particolare riferimento alla frazione solida in sospensione.
- Analisi degli impatti del carico particellato sulle comunità macrofite costiere.
- Analisi dei rapporti stechiometrici, identificazione di potenziali regolarità e limitazioni indotte dalla disponibilità dei nutrienti nella distribuzione di questi carichi pulsanti.

1.3 Il Bacino idrografico del fiume Po

Il fiume Po è il più grande fiume d'Italia con un'asta fluviale di 652 km ed un'area complessiva che interessa tutto il bacino idrografico di 71 000 Km². L'asta fluviale principale è alimentata da 141 affluenti, provenienti sia dalle Alpi che dagli Appennini e termina con sette rami deltizi che confluiscono a raggiera nel Mar Adriatico. Il delta è esteso e articolato; nel corso dei secoli è stato soggetto a continue variazioni, sia nella forma che nelle dimensioni. Il bacino idrografico del Po (ampio circa 71.000 km²) copre gran parte del versante meridionale delle Alpi e quello settentrionale dell'Appennino emiliano-romagnolo cosicché il regime del fiume è misto di tipo alpino (piene tardo-primaverili ed estive e secche invernali) ed appenninico (piene primaverili ed autunnali e secche estive), pur prevalendo in ogni caso il regime appenninico poiché, a dispetto dell'alimentazione estiva da parte dei ghiacciai alpini, che però è gestita da numerosi invasi presenti negli affluenti

alpini del fiume Po. Determinanti nella loro formazione sono soprattutto i tributari piemontesi del Po (Dora Baltea, Sesia e Tanaro in particolare) e lombardi (Ticino). Per esempio, nell'ottobre 2000, in Piemonte il fiume superò già a partire dal comune di Valenza (Italia) i 10.000 m³/s di portata massima di piena a causa soprattutto dei contributi pesantissimi di Dora Baltea e Sesia. I valori massimi assoluti di portata del Po sono stati raggiunti durante gli eventi alluvionali del 1951 e del 2000 con picchi di oltre 13.000 m³/s nel medio-basso corso.

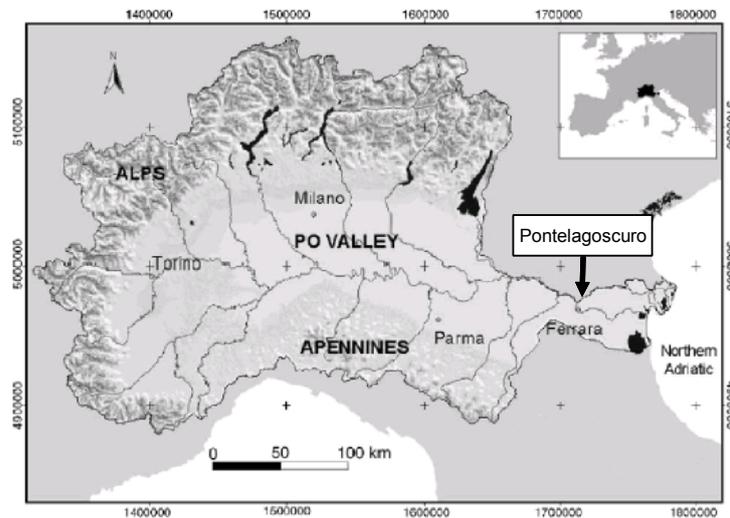


Figura 1.3.1.: Bacino imbrifero del fiume Po e stazione di campionamento (modificato da Palmeri *et al.*, 2005)

La popolazione che vive nel bacino del Po è di circa 16 milioni di abitanti. La densità abitativa va dai 1.480 ab./km² nell'area del Lambro ai 25 ab./km² nel bacino del Trebbia. I prelievi idrici effettuati da acque sotterranee ammontano a 5.3 miliardi di m³/anno, mentre le concessioni di prelievo per le acque superficiali sono stimate a circa 25,1 miliardi di m³/anno. I fattori di disturbo sul sistema fluviale non sono legati solo ai carichi inquinanti generati, ma anche ai prelievi idrici effettuati di cui l'80% per uso agricolo, il 12% per uso civile e il resto per uso industriale (Autorità di bacino del Fiume Po, 2006). Ai carichi di nutrienti veicolati dal Po contribuiscono le numerose attività antropiche presenti nel bacino idrografico, dove sono concentrati il 35% della produzione agricola e il 55% della produzione zootecnica nazionale. L'inquinamento organico derivante dalle attività antropiche concentrate sul territorio è pari a 114 10⁶ di abitanti equivalenti. In Palmeri 2005 si stima che approssimativamente un 70% del carico totale di N provenga da sorgente diffusa, mentre per il carico di P è derivato per un 65% dalle sorgenti puntiformi.

Nel medio e basso corso il fiume rimane confinato in arginature artificiali, riducendo pesantemente la connettività fluviale del corso principale con gli ambienti umidi marginali (Autorità del Bacino del fiume Po, 2006). La stazione di Pontelagoscuro (44.89° N; 11.60° E) fa parte della rete di monitoraggio dell'Autorità di Bacino del fiume Po, è considerata la sezione di chiusura del bacino del Po e dista

dal mare circa 85 km. La portata media annuale registrata in questa stazione è di 1523 m³ s⁻¹ (periodo 1918-2003). Negli ultimi anni si sono verificati eventi di piena molto intensi e periodi di magra molto prolungati con portate minime pari a 156 m³ s⁻¹ (22/07/ 2006) e massime pari a 10300 m³ s⁻¹ nell'evento di piena dell'inverno 2002 (Allodi and Pecora, 2003; Mazzarella and Rapetti, 2004). Il trasporto solido medio è stimato in 14 Mt/a e risulta intenso se confrontato con il volume d'acqua totale che vi transita (Syvitski & Kettner, 2007).

14. Materiali & Metodi

Di seguito vengono riportate le modalità operative di tutte le analisi svolte all'interno di questo progetto. Inizialmente si è proceduto al calcolo dei carichi transitanti nel fiume Po, nella stazione di riferimento (Pontelagoscuro -Fe-) discriminando tra i carichi relativi agli eventi di piena e quelli relativi ai regimi idrologici ordinari.

Successivamente, per valutare il potenziale eutrofizzante di questi carichi, abbiamo svolto varie attività sperimentali e di analisi in laboratorio:

- Analisi di speciazione del fosforo nel carico particellato degli eventi di piena.
- Analisi della biodisponibilità del fosforo trasportato in forma particellata durante gli eventi di piena.
- Analisi della composizione stechiometrica dei carichi con particolare attenzione alla Silice durante gli eventi di piena..

1.4.1. Quantificazione dei carichi

I dati relativi alla caratterizzazione idrochimica del fiume Po in stazione di chiusura di bacino di Pontelagoscuro (Fe) nel quadriennio 2003-2007 sono stati forniti dall'Autorità di Bacino del fiume Po. In questo periodo sono stati effettuati una serie di campionamenti intensivi in corrispondenza degli eventi di piena che prevedevano prelievi di campioni di acqua ad intervalli di 12 ore. Le analisi sono state svolte dal Laboratorio Hera. Si dispone quindi di una caratterizzazione idrochimica sia durante i regimi idrologici ordinari sia durante i transitori di piena.

Dai dati ottenuti si è proceduto alla creazione di un database ordinato e funzionale alle elaborazioni successive.

L'AdBPo ha fornito dati del monitoraggio idrochimico del fiume Po e dati di portata del periodo gennaio 1999 - dicembre 2007. Di fatto, si dispone di sei tipologie di dati:

- dati di portata rilevati da HERA (1996-2005)

- dati di portata forniti dal Servizio Idro-Meteo-Clima dell'ARPA Regione Emilia Romagna (1991-2007)
- dati di qualità dell'acqua relativi al monitoraggio ordinario di HERA (1999-2007)
- dati di qualità dell'acqua relativi al monitoraggio intensivo degli eventi di piena svolto da HERA (2003-2007)
- dati di qualità dell'acqua forniti da ARPA (1998-2006)
- dati acquisiti dal Dipartimento di Scienze Ambientali da marzo 2007 a settembre 2008.

Nella prima fase di elaborazione dei dati rilevati da HERA secondo il protocollo di indagine concordato con l'Autorità di Bacino del fiume Po, sono stati selezionati i parametri idrochimici di interesse per la determinazione dei carichi eutrofizzanti, di seguito riportati con le unità di misura adottate:

- pH
- Conducibilità: $\mu\text{S cm}^{-1}$
- Solidi Sospesi Totali: mg L^{-1}
- Torbidità: NTU
- Temperatura: $^{\circ}\text{C}$
- Azoto Nitroso: N-NO_2^- , mg N L^{-1}
- Azoto Nitrico: N-NO_3^- , mg N L^{-1}
- Azoto Ammoniacale: N-NH_4^+ , mg N L^{-1}
- Azoto Totale: TN, mg N L^{-1}
- Azoto Organico Disciolto: DON, mg N L^{-1}
- Fosforo Reattivo Solubile: P-PO_4^{3-} , $\mu\text{g P L}^{-1}$
- Fosforo Totale Particellato: PP $\mu\text{g P L}^{-1}$ (dal 2005 al 2007)
- Fosforo Totale: TP $\mu\text{g P L}^{-1}$
- Clorofilla-a: $\mu\text{g L}^{-1}$
- Silice Reattiva Disciolta: mg Si L^{-1}

La frequenza del campionamento del monitoraggio di ARPA Emilia Romagna è all'incirca quindicinale. Ove non altrimenti specificato, il prelievo viene effettuato in superficie (profondità compresa tra 20 e 30 cm). Per le specifiche tecniche si rimanda alla pagina web di ARPA (www.arpa.emr.it/pubblicazioni/acqua).

Il campionamento di HERA viene svolto da stazione fissa, attraverso le opere di presa e di adduzione delle acque inviate al sistema di potabilizzazione. La frequenza è in genere variabile ed è

in funzione del parametro di interesse, ad esempio prelievo giornaliero per torbidità, azoto nitroso ed ammoniacale, settimanale per azoto nitrico. Per le specifiche tecniche si rimanda alla convezione tra Autorità di Bacino del Fiume Po ed HERA.

A partire da settembre 2003, sono stati effettuati campionamenti intensivi durante gli eventi di piena. Sono stati considerati tali tutti gli eventi con portate superiori a $1500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e/o con torbidità $> 150 \text{ NTU}$. In media, i prelievi sono stati effettuati ogni 12 ore e su tutti i campioni sono stati analizzati i parametri in elenco. Dal 2005 al 2007 in occasione delle piene è stato determinato anche il fosforo totale partecellato (PP). Nel periodo tra 2003 e 2007 sono stati caratterizzati 21 eventi di piena (Fig.1.4.1.)

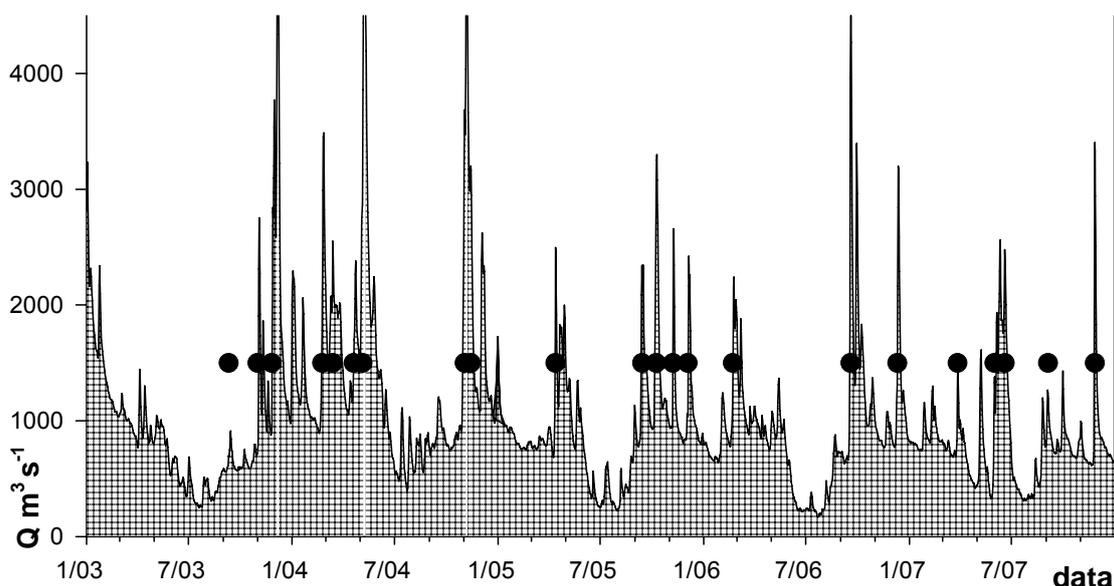


Figura 1.4.1. : Eventi di piena monitorati

Per il periodo 2003-2007, sono stati confrontati i dati del monitoraggio ordinario (ARPA) con quelli relativi agli eventi di piena (HERA). Sono state anzitutto evidenziate discordanze nelle unità di misura, anche all'interno di una stessa serie di dati. Per questo motivo, si è quindi deciso di procedere al controllo di tutta la serie dei dati (2003-2007) per verificare la concordanza dei dati disponibili. Scostamenti significativi sono stati trovati per numerose specie chimiche. Si è quindi proceduto alla verifica, all'eventuale correzione e/o all'eliminazione dei dati discordanti. Una volta armonizzati i dati idrochimici del periodo 1999-2006 rilevati da ARPA Emilia Romagna, questi sono stati integrati con i dati rilevati in occasione delle piene dal 2003 al 2007 per poter ottenere una miglior stima del carico annuale.

La serie dei dati di portata rilevati dal 1991 al 2007 è stata analizzata con la “Change Point Analysis” (Taylor, 2000) che permette di stabilire se nell’evoluzione dei valori si siano verificate variazioni statisticamente significative. Questo metodo è usato frequentemente per identificare eventuali shift nei valori medi; si basa sull’analisi iterativa della somma cumulata degli scarti dal valore medio (CUSUM, test non parametrico) in combinazione con bootstrapping dei valori residui.

Durante il periodo di monitoraggio ordinario, sono stati calcolati indirettamente i carichi giornalieri integrando i dati per intervalli temporali discreti (Provini et al., 1992). Inizialmente, per le date in cui erano disponibili sia i valori di portata che le concentrazioni dei nutrienti, sono stati ottenuti i carichi istantanei (espressi in $g\ s^{-1}$). In seguito è stata usata una funzione per interpolare ogni coppia di valori di carico sequenziali. Il valore di incremento giornaliero è stato quindi utilizzato per calcolare i carichi nei giorni mancanti. Ogni dato giornaliero del monitoraggio ordinario è stato riferito all’intervallo 0-24 ore del giorno considerato.

Il calcolo dei carichi degli eventi di piena è stato svolto utilizzando i dati sperimentali disponibili ad intervalli di 12 ore circa. Il carico riferito ad ogni giorno è stato calcolato integrando i dati per intervalli temporali discreti, ovvero sono state integrati i dati nell’intervallo ore 0-24 del giorno interessato.

Il calcolo del carico di piena è stato svolto solo per l’intervallo temporale compreso tra il primo e l’ultimo prelievo relativi all’evento di piena e identificati con la valutazione congiunta di portata e torbidità. Il resto del carico è stato attribuito alle portate ordinarie, interpolando l’ultimo valore di concentrazione misurato prima e il primo valore misurato dopo la piena (Fig.1.4.2.). È stato adottato questo metodo e non l’interpolazione dell’ultimo dato di portata ordinaria con il primo di piena perché, con l’arrivo della piena, le variazioni temporali delle variabili chimiche sono anche di uno-due ordini di grandezza e avvengono in tempi brevi. In tal caso il valore medio ottenuto con l’interpolazione utilizzata per le portate ordinarie potrebbe causare una sovrastima del dato. Va comunque sottolineato che con l’algoritmo utilizzato si può avere una sottostima del carico reale.

Problematiche emerse

La valutazione dei carichi di piena è basata sull’identificazione e sull’adozione di un valore soglia di portata e/o torbidità, assumendo una relazione diretta tra le due variabili. A tale riguardo si segnala la necessità di definire le portate al di sopra delle quali l’evento può essere considerato di piena e dunque trattato con monitoraggio intensivo. Ad esempio, nella piena di settembre 2003, i valori di torbidità variano da 32 a 29 NTU e le portate da 699 a 871 m^3s^{-1} . Viceversa, vi sono alcuni periodi in cui si registrano accentuate variazioni di torbidità (>150 NTU) o valori di portata oltre i 1500 m^3s^{-1} , ma che non sono stati monitorati come eventi di piena. Questo è un problema da considerare, in quanto l’esclusione di eventi con portate elevate può portare ad una sottostima del carico.

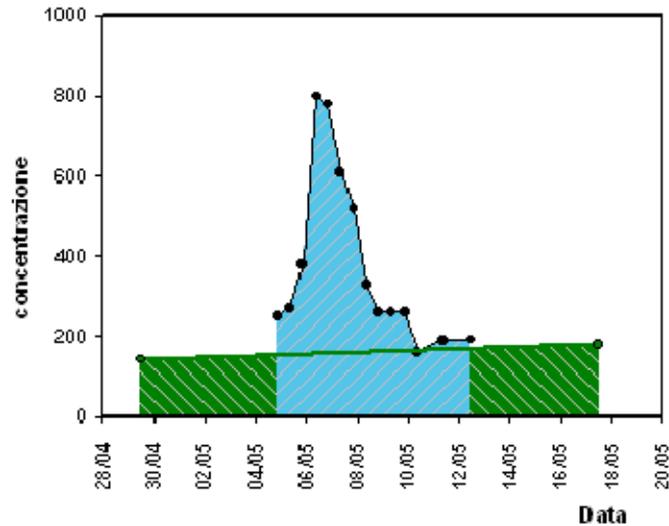


Figura 1.4.2.. Rappresentazione esemplificativa del metodo di calcolo dei carichi in condizioni di portate ordinarie (in verde) e di piena (in azzurro). La portata di piena è calcolata come area del poligono blu, quella ordinaria come somma dell'area dei poligoni verdi.

Dall'analisi delle portate del 2003, si sono evidenziati alcuni periodi in cui i volumi d'acqua trasportati sono

elevati e la loro evoluzione temporale li rende assimilabili ad eventi di piena. In maniera preventiva, sono stati quindi ricalcolati i carichi di piena includendo altri due eventi caratterizzati da valori di portata che arrivano sino a $5432 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ che si sono verificati nei periodi 1-12 gennaio e 1-12 dicembre 2003. In dipendenza della scelta delle condizioni di riferimento, l'incidenza dei carichi di piena risulta essere anche molto diversa. Se si considera il carico di fosforo ottenuto con la prima elaborazione, il contributo delle piene è pari al 26% del carico annuo totale. Adottando la seconda opzione il carico di piena rappresenta il 41% del carico annuo totale. I calcoli della seconda elaborazione sono stati eseguiti in maniera conservativa: non essendo disponibile il monitoraggio intensivo come negli altri eventi di piena, nei giorni in cui non erano disponibili dati idrochimici, sono stati usati i valori di concentrazione più bassi misurati nelle giornate precedenti e successive.

Nell'allegato viene fornita la descrizione grafica di tutti i 21 eventi di piena caratterizzati.

1.3.2. Composizione dei carichi trasportati durante gli eventi di piena

Analisi di speciazione per il carico di fosforo particellato degli eventi di piena.

I processi biogeochimici del ciclo del fosforo sono in larga misura controllati dalle interazioni tra frazione disciolta e particellata. Il P particellato (PP) può essere legato a Ca, Al, Fe, Mn o C organico e può essere adsorbito su particelle di argilla, ossidi idrati e carbonati. Queste specie chimiche hanno differente reattività e la loro disponibilità è regolata dai processi di sedimentazione, risospensione e/o dalle variazioni di salinità, pH e stato di ossidazione delle acque (Ruttenberg, 1992; Golterman, 1995; Jordan et al., 2008).

Negli ambienti acquatici, il ciclo del fosforo è prevalentemente regolato da processi di scambio con il materiale particellato in sospensione e del sedimento che a loro volta dipendono dalle condizioni ambientali, ad esempio da pH, potenziale redox e salinità (Golterman, 1995). Il fosforo tende ad essere accumulato nel materiale particellato per adsorbimento o precipitazione con composti inorganici, per assimilazione da parte dei produttori primari e per accumulo nella rete trofica. Il rilascio avviene per decomposizione e mineralizzazione dei composti organici e per deadsorbimento e dissoluzione dei materiali inorganici (Boström et al., 1988; Forsberg, 1989).

Il fosforo inorganico è adsorbito su particelle di argilla, su ossidi ed idrossidi di ferro e manganese e su carbonati, può formare minerali insolubili con Al, Mn, Fe come nella vivianite e con Ca nelle apatiti (Ponnamperuma, 1972; Golterman, 1995). Queste interazioni con gli ioni metallici sono sfruttate, ad esempio, nella rimozione del fosforo nel processo di trattamento delle acque reflue. Il ferro è in grado di adsorbire significative quantità di ione fosfato per effetto della struttura cristallina e dello stato di ossidazione. Il ferro ferrico labile, costituito principalmente da FeOOH, rappresenta la forma del ferro maggiormente reattiva nei confronti del fosfato, mentre le forme cristalline sono meno reattive (Canfield, 1989; Golterman, 1995). Il Fe(II) è in grado di trattenere una certa aliquota di fosfato soprattutto negli ecosistemi di acqua dolce, quando non è legato con i solfuri (FeS e FeS₂), tipiche forme presenti nei sedimenti marini costieri (Roden & Edmonds, 1997). Il fosforo legato al Fe è una frazione molto reattiva e la sua mobilità dipende principalmente dalle condizioni ossido-riduttive e dal pH (Gomez et al., 1999). Le condizioni riducenti ed il consumo di ferro ferrico indotte da elevati tassi di solfato riduzione possono favorire il rilascio del fosforo nell'acqua interstiziale e nella colonna d'acqua (Stal et al., 1994; Giordani et al., 1996). All'aumentare del pH si ha il rilascio dello ione ortofosfato a causa della competizione con gli ioni OH⁻ (Lyklema, 1977). Il fosforo inorganico legato al Ca costituisce un pool molto stabile che è parzialmente influenzato dal pH. L'acidità della soluzione controlla infatti la solubilità del carbonato di calcio la cui dissoluzione permette il rilascio del fosfato adsorbito (Jensen et al., 1994; Gomez et al., 1999). Il fosforo legato al calcio può essere

distinto in due frazioni, delle quali quella autigenica è maggiormente reattiva e quella detritica risulta molto più stabile (Ruttemberg, 1992). La frazione autigenica include principalmente composti come fluoroapatite, apatite biogenica e fosforo adsorbito a CaCO_3 che si sono formati direttamente nel sedimento, mentre la frazione detritica è di origine ignea o metamorfica (McGlathery et al., 1994).

Le indagini sono state condotte da marzo 2007 a gennaio 2008 prelevando campioni di acqua grezza dal Po in date critiche per lo studio delle piene [magra (m), piena crescente (pcr), piena (p) e piena calante (pca)], selezionate in base ai dati di portata del Po riportati in tempo reale nella pagina web del servizio Idro-Meteo-Clima di ARPA Emilia-Romagna (<http://www.arpa.emr.it>). Sono stati eseguiti i seguenti campionamenti: 16/3/07 (m), 31/5/07 (pcr), 4/6/07 (p), 5/6/07 (p), 12/6/07 (pca), 30/7/07 (m), 31/8/07(m), 19/9/07 (m), 28/9/07 (m), 15/11/07 (m), 26/11/07 (p), 29/11/07 (pca), 14/01/08 (pcr), 15/01/08 (p), 17/01/08 (pca).

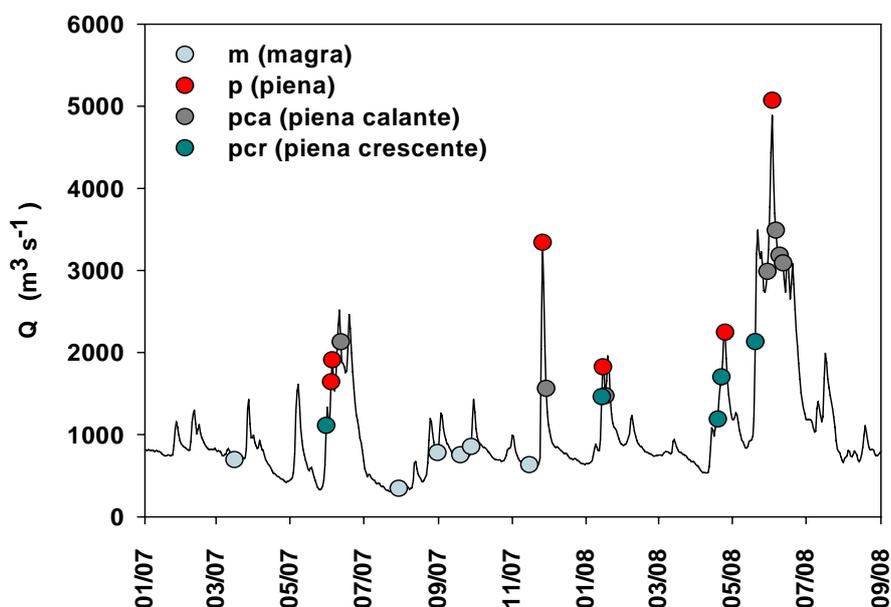


Figura 1.4.3.: date di prelievo dei campione di particolato per le analisi dei speciazione.

Dopo aver eseguito una serie di prove preliminari, è stato deciso di prelevare separatamente i campioni di acqua per l'analisi della speciazione del fosforo e per i test di rilascio e le stime di reattività.

I campioni sono stati raccolti lungo la linea di adduzione dell'acqua di Po all'impianto di potabilizzazione, nel punto di prelievo di HERA. In occasione di ogni campionamento, sono stati raccolti 3 campioni da un litro di acqua grezza per l'analisi dei pool del fosforo ed un bidone da 100 litri per l'analisi della reattività del articolato. In laboratorio, i tre campioni da un litro sono stati scongelati e due aliquote da 500 ml per ogni bottiglia sono state filtrate su filtri GF/F pre-pesati. I filtri sono stati quindi messi in stufa a 70°C per 24h e pesati per la determinazione quantitativa del

materiale particolato; successivamente sono stati congelati e conservati per l'analisi della speciazione del fosforo. Sul filtrato sono state eseguite tempestivamente le analisi di fosforo reattivo solubile (SRP) e fosforo totale disciolto (TDP) con la metodica descritta da Valderrama (1977; 1981). Il pool del fosforo inorganico è stato caratterizzato tramite estrazione sequenziale di quattro componenti presenti nel particolato seguendo le procedure indicate dal Metodo SEDEX. Siccome la metodologia SEDEX è stata sviluppata per sedimenti marini costieri (Ruttenberg, 1992; Anderson e Delaney, 2000), la sua applicazione a materiale particolato fluviale ha richiesto una serie di modifiche. Innanzitutto la quantità di materiale di partenza è inferiore a quella che si usa per i sedimenti e quindi le aliquote delle soluzioni estraenti sono state ridotte di conseguenza.

Quindi la metodologia per l'estrazione sequenziale è stata messa a punto considerando la letteratura disponibile sull'argomento (Ruttenberg 1992; Anderson & Delaney 2001;).

La procedura SEDEX, adottata per l'analisi del fosforo particolato raccolto su filtro, consiste in quattro estrazioni sequenziali utilizzate per determinare altrettanti pool. La Tabella 1.4.1. sintetizza la procedura e i meccanismi di reazione degli agenti estraenti.

Tabella 1.4.1.: schema riassuntivo delle estrazioni sequenziali effettuate sui campioni di particolato.

Biodisponibilità	Composto estratto	Estraente
	P-Scamb	MgCl ₂ pH=8
	P-Fe	CDB pH=7
	P-Ca _{aut}	Acetato pH=4
	P-Ca _{detr}	HCl pH=1
LABILE		
REFRATTARIO		

Il fosforo inorganico scambiabile (Exch.PO₄) è stato ottenuto dopo due estrazioni di due ore ciascuna con 20 ml di MgCl₂ 1M a pH 7,5. Il fosforo legato al Fe (PO₄~Fe) è stato ottenuto mediante estrazione in successione con CDB (formato da sodio citrato 0,22M, sodio ditionito 0,033M, sodio bicarbonato 1M), MgCl₂ 1M ed acqua distillata. Il fosforo legato al calcio autigenico (PO₄~Ca auth.) è stato estratto con sodio acetato 1M (tamponato a pH 4) e con lavaggi con MgCl₂ 1M e acqua distillata. Infine il fosforo legato al calcio detritico (PO₄~Ca detr.) è stato estratto con HCl 1N. Dopo ogni estrazione, la sospensione è stata centrifugata e il fosforo determinato come SRP secondo il metodo di Valderrama (1977). Sul secondo filtro è stata eseguita la determinazione del fosforo totale particolato (TPP) seguendo il metodo di Valderrama (1981).

Test di biodisponibilità del Fosforo contenuto nella frazione solida: Effetti sulla crescita algale (Ulva).

Durante gli eventi di piena sono stati raccolti campioni di particolato concentrando il materiale sospeso presente in 100 l di acqua.

Il materiale raccolto è stato successivamente congelato. I test di biodisponibilità del materiale particolato sono stati eseguiti su comunità algali di *Ulva*, una macroalga raccolta nella laguna di Sacca di Goro alcuni giorni prima di iniziare le incubazioni in laboratorio.

Sono stati preparati sottocampioni monodose di materiale particolato a concentrazione nota di fosforo. Si è scelto di somministrare una quantità di particolato equivalente ad un potenziale apporto medio giornaliero di materiale sospeso che giunge nella Sacca di Goro durante un'evento di piena, considerando una portata a Pontelagoscuro di $2500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e un carico di particolato di 400 mg L^{-1} (la concentrazione finale di SST nella beuta è di 101 mg L^{-1} e la concentrazione di SRP approssimativamente è di $15 \mu\text{g L}^{-1}$).

Il disegno sperimentale prevede l'incubazione di dischetti di tallo algale di 2,5 cm di diametro in bottiglie di vetro trasparente con un volume utile di 500 mL. L'incubazione è stata protratta per 5 giorni in condizioni controllate di luce, temperatura e aereazione. Ogni coltura viene mantenuta per 5/6 giorni in acqua a salinità costante (20/00), a temperatura costante ($23 \text{ }^\circ\text{C}$) e ciclo luce (16 h) e buio (8 h). Per ogni ciclo di incubazioni sono preparate 10 repliche per il controllo (*Ulva* + acqua filtrata), 10 repliche per il trattamento (*Ulva* + acqua filtrata + una dose di materiale particolato al giorno) e 5 repliche per controllare il rilascio di fosforo dal materiale particolato (acqua filtrata + una dose di materiale particolato al giorno). L'acqua nelle beute è stata analizzata quotidianamente. Sono state eseguite 4 serie di incubazioni, della durata di 5 giorni ciascuna, per testare l'ipotesi che il particolato possa sostenere la crescita di *Ulva*.

A metà e alla fine del ciclo di incubazione sono stati prelevati dischi di *Ulva* da tutti i trattamenti per quantificare i tassi di crescita e di accumulo del fosforo. Ogni giorno è stata analizzata l'acqua in ogni bottiglia per determinare il contenuto di fosforo reattivo solubile. Per testare la durata ottimale delle incubazioni, ovvero l'intervallo di tempo entro il quale non fosse compromesso lo stato di salute del tallo algale, sono state eseguite prove preliminari di incubazioni durante le quali si valutava l'evoluzione dello stato di salute in base al colore, alla formazione omogenea e allo spesso del tallo.

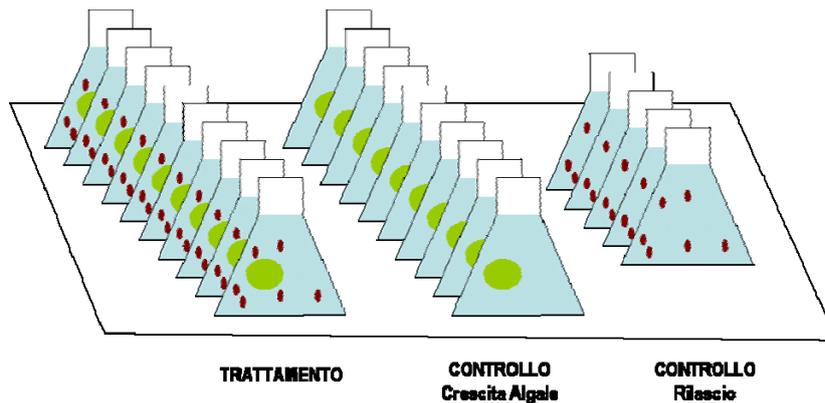


Figura 1.4.4.: Setting sperimentale delle incubazioni effettuate con *Ulva*.

Monitoraggio annuale alla stazione di Viadana (Mn)

A partire da gennaio 2008 è stata effettuata una campagna di monitoraggio bisettimanale sulla qualità idrochimica e biologica sul fiume Po alla stazione di Viadana (Mn). Lo scopo di questa indagine è stata quella di valutare l'evoluzione del carico di P nella forma disciolta e particellata su scala annuale, dato che carente era la disponibilità di dati riguardanti questo parametro e approfondire le correlazioni tra il carico transitante, il regime idrologico e la componente biotica del sistema fluviale, sia fitoplanctonica che zooplanctonica. Le analisi idrochimiche vengono presentate in questa tesi, mentre la caratterizzazione delle comunità biologiche sono eseguite nel laboratorio di Idrobiologia e sono ancora in fase di analisi. Il campionamento sta tuttora proseguendo ma i dati, ad oggi, sono disponibili sino a fine agosto 2009.

Durante ogni campagna sperimentale sono stati prelevati campioni d'acqua superficiale per la determinazione di:

1. variabili fisiche e chimiche della colonna d'acqua
2. composizione comunità fitoplanctonica e zooplanctonica

Tutti i campioni sono stati prelevati alla profondità di circa 30 cm dal pelo libero dell'acqua.

Ad ogni prelievo è stata misurata la velocità della corrente con mulinello. I dati di portata sono stati invece forniti da ARPA Emilia-Romagna, servizio IdroMeteoClima. In prima approssimazione e per la pianificazione del campionamento sono stati utilizzati i dati on-line. Successivamente sono stati acquisiti ed utilizzati i dati validati.

Sul posto sono stati misurati i valori di temperatura, conducibilità e pH utilizzando una sonda multiparametrica (YSI mod. 556).

Sono stati successivamente prelevati 3 campioni d'acqua per l'analisi in triplo dei parametri idrochimici considerati.

Per i gas disciolti, sono state usate provette cilindriche di vetro Exetainer con tappi a setto:

- Ossigeno disciolto (DO). Prelievi di campione di acqua non filtrata, fissazione con reagenti Winkler e determinazione con titolazione iodometrica (A.P.H.A., 1975).
- Carbonio inorganico totale (DIC). Prelievo e filtrazione di un volume noto di acqua; titolazione a 6 punti finali compresi nell'intervallo di pH di 7.7-6.6 e 4.4-3.7 (Anderson et al., 1986).

Per le analisi idrochimiche, i campioni d'acqua sono stati prelevati a mano, immergendo bottiglie da 1 litro alla profondità di circa 30 cm. Il campione è stato conservato refrigerato fino al momento dell'arrivo in laboratorio. In laboratorio il campione è stato filtrato; acqua filtrata e filtri sono stati conservati a -18 °C fino al momento dell'analisi. Il fosforo reattivo solubile è stato determinato immediatamente dopo la filtrazione.

Sono stati seguiti i seguenti protocolli di analisi:

- Azoto ammoniacale (NH_4^+), spettrofotometria dopo reazione dello ione ammonio e formazione di indofenolo (Koroleff, 1970).
- Azoto nitroso (NO_2^-), spettrofotometria dopo reazione di copulazione e diazotazione (A.P.H.A., 1975)
- Azoto nitrico (NO_3^-) con lo stesso metodo usato per i nitriti, dopo riduzione in colonna di Cadmio e correzione per la concentrazione di NO_2^- (A.P.H.A., 1975).
- Fosforo reattivo solubile (SRP, PO_4^{3-}), spettrofotometria dopo formazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente.(Valderrama,1981).
- Fosforo particellato (PP), fosforo (TP) e azoto (TN) totali sono stati analizzati come SRP e nitrato previa digestione del campione in autoclave per 1 ora a 130 °C come indicato in Valderrama (1981).
- Silice Reattiva disciolta (DRSi) secondo metodologia spettrofotometrica estratta in soluzione acida (Golterman et al. 1978)
- La concentrazione di clorofilla "a" (Chl "a") fitoplanctonica è stata determinata dopo estrazione in acetone al 90%, con spettrofotometria secondo il metodo tricromatico di Parson & Strickland (A.P.H.A., 1975).

L'analisi della composizione delle comunità fitoplanctoniche e zooplanctoniche sono svolte in collaborazione con la Dott.ssa Silvia Tavernini e la Dott. Isabella Bertani, nel laboratorio di idrobiologia del Dipartimento di Scienze Ambientali di Parma.

1.5. Risultati

La portata media calcolata dal 1991 al 2007 è risultata $1476 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig.1.5.1.), confrontabile con il valore medio di $1480 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ del periodo di riferimento 1961-1990. Nel 2003-2007, le portate sono però mediamente inferiori al resto del periodo 1991-2007, con valori medi annui compresi tra 832 e $1024 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, se si esclude il 2004 ($1433 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Nel periodo 1991-2007, è stata considerata anche la distribuzione di frequenza delle portate medie giornaliere, dalla quale si evidenzia una frequenza elevata dei giorni con portata media inferiore alla media annuale del periodo 1961-1990, nonché un numero di giorni di magra estrema pari a circa il 5% (Fig. 1.5.2.). L'incidenza di portate molto basse è rilevante soprattutto negli ultimi tre anni, quando si sono contati rispettivamente 65 (2005), 74 (2006) e 66 giorni (2007) con portata inferiore a $500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; in particolare nel 2006 ben 43 giorni hanno portate inferiori a $250 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig.1.5.3). L'analisi delle portate degli ultimi 200 anni evidenzia una ricorrente variabilità stagionale del regime idrologico, che però si è progressivamente amplificata a partire dall'inizio del XX secolo, con l'aumento delle differenze tra portate di piena e di magra; in particolare negli ultimi 90 anni si sono verificate cinque magre estreme, delle quali ben tre sono avvenute tra il 2003 e il 2006 (Zanchettin et al., 2008).

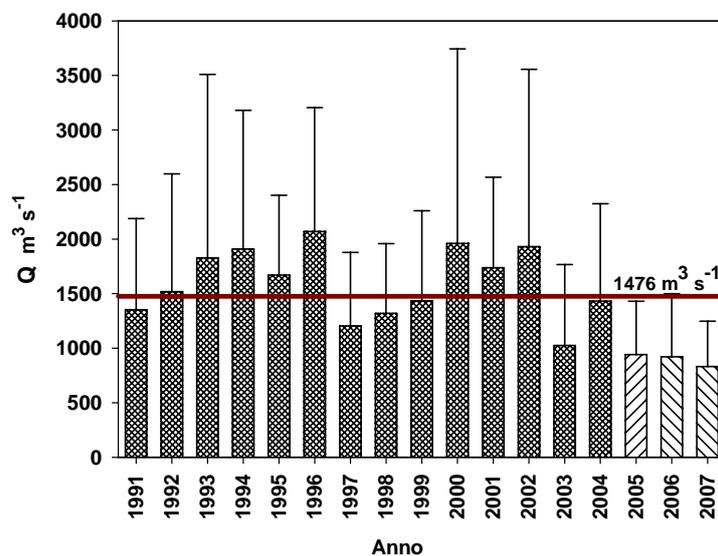


Figura 1.5.1. Confronto tra i valori medi annui di portata rilevati dal 1991 al 2007 e la media del periodo di riferimento 1961-1990. Nel grafico sono riportate le deviazioni standard delle medie. Per un confronto con i dati pregressi si rimanda a Marchetti (1993).

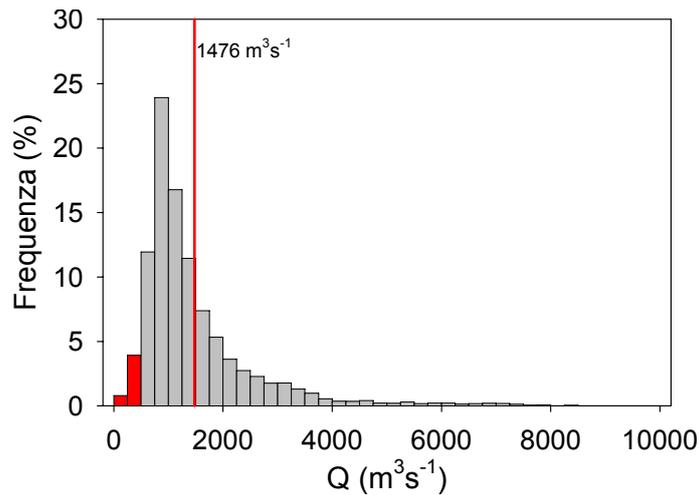


Figura 1.5.2. Frequenza delle portate medie giornaliere calcolate per il periodo 1991-2007. I due istogrammi in rosso sono relativi alle portate di magra inferiori a $500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e a $250 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. La linea verticale rappresenta la portata annua media del periodo di riferimento 1961-1990.

La “Change Point Analysis” dei dati di portata del periodo 1991-2007 è coerente con i risultati dello studio di Zanchettin et al. (2008); in particolare si individuano variazioni statisticamente significative delle portate anche per intervalli temporali di breve durata. Dal 1991 al 2007, se si esclude l’evento di piena del 2000 perché di carattere eccezionale, si osservano tre distinti periodi, dei quali l’ultimo in ordine di tempo presenta una progressiva diminuzione delle portate e un aumento dei transitori idrologici, con una forte incidenza degli eventi di magra (Fig. 1.4). Queste proprietà divengono importanti in un sistema acquatico nel momento in cui influiscono sulla capacità di ritenzione idrica, sui tempi medi di ritorno degli eventi, sulla possibilità di laminazione degli eventi di piena e sulle caratteristiche delle magre.

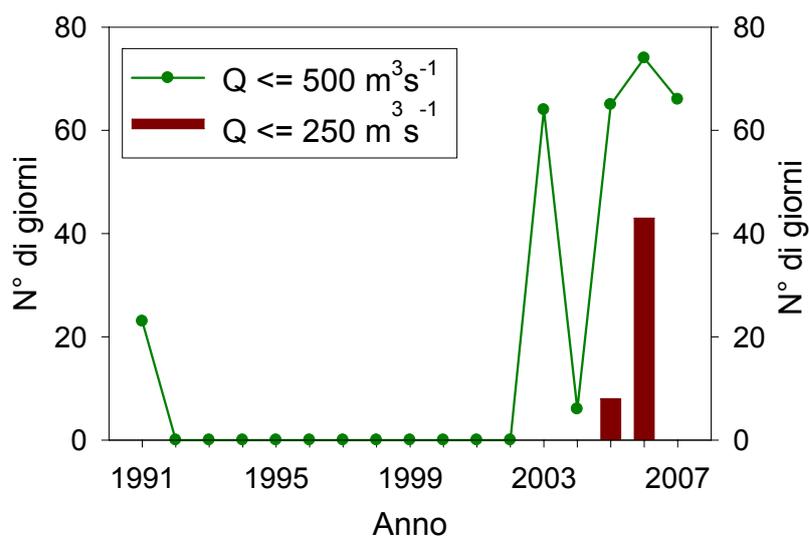


Figura 1.5.3. Numero dei giorni con portate medie giornaliere inferiori a $500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (linea continua) e a $250 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (istogrammi) nel periodo 1991-2007.

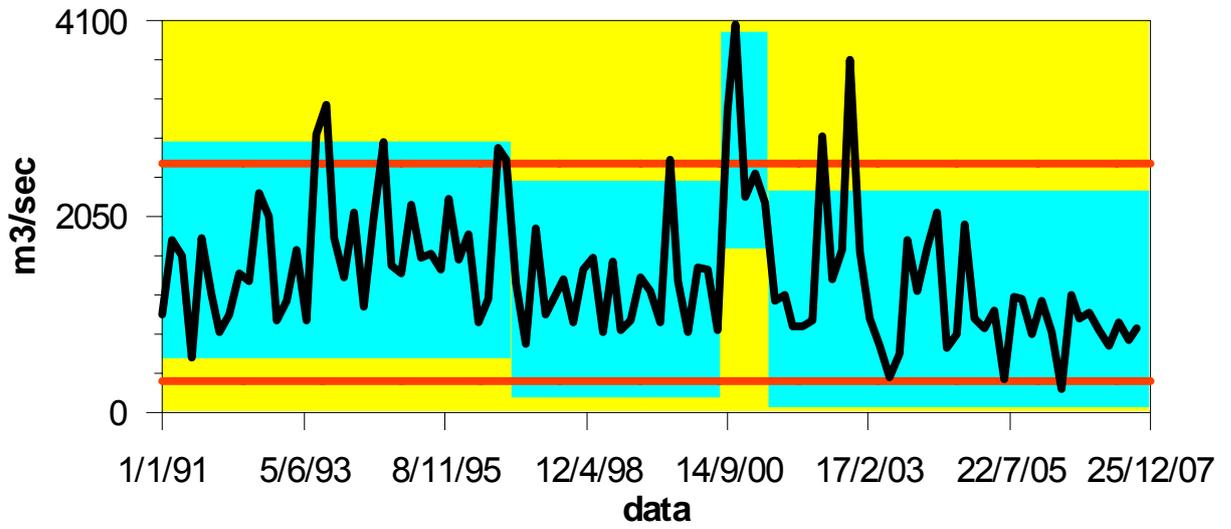


Figura 1.5.4. Output grafico della Change Point Analysis. In azzurro sono evidenziati gli intervalli temporali in cui si sono registrati trend caratterizzati da valori medi statisticamente diversi tra di loro e dal valore medio di riferimento (1961-1990). I limiti delle aree rappresentano i valori massimo e minimo di un dato periodo.

1.5.1. Quantificazione dei carichi

La stima dei carichi di azoto e fosforo è stata eseguita a partire dal 1999, ma il contributo degli eventi di piena è stato determinato solo a partire dal 2003. L'identificazione di un evento di piena ha avuto due discriminanti principali. I parametri di riferimento sono stati la portata (< 1500 m³/s) e la torbidità (< 100 NTU). Sono stati caratterizzati dal 2003 al 2007, 21 eventi di piena tra loro molto diversificati (Allegato 1). Approfondendo la relazione tra trasporto solido e portata non sono stati riscontrati pattern costanti rappresentativi di tutti gli eventi di piena considerati.

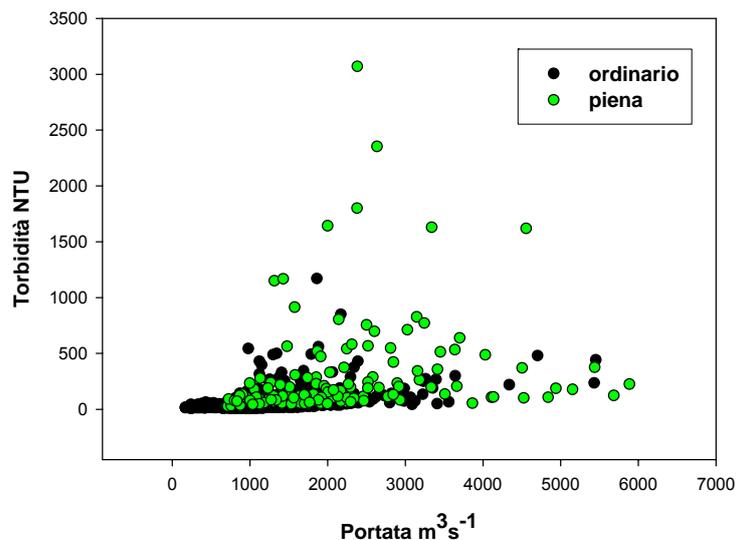


Figura 1.5.5. Distribuzione dei valori di torbidità in dipendenza dalle portate. Viene distinto il regime ordinario (punti neri) dal regime di piena (punti verdi).

I carichi totali stimati per il periodo 1999-2002 sono riportati nella Tabella 1.5.1. Nella Tabella 1.5.2. sono riportati i carichi totali e i contributi dovuti alle piene per il periodo 2003-2007. I carichi annui dell'azoto totale variano da 71512 a 156300 t yr⁻¹ ed il carico dell'azoto inorganico disciolto (DIN) è costituito soprattutto da nitrati, che rappresentano in media l'85% del totale. I carichi di minore entità sono stati registrati dal 2005 al 2007, quando la portata annua del fiume si è notevolmente ridotta. L'analisi della formazione dei carichi evidenzia come quello azotato non sia dipendente dagli eventi di piena, ma direttamente dal volume di acqua trasportato. Le percentuali del carico di azoto trasportato durante gli eventi di piena variano dall' 11 al 27%, e sono proporzionali all'incremento del carico idraulico. Inoltre, al carico azotato contribuiscono in misura prevalente le specie inorganiche disciolte, la cui distribuzione rivela quindi una forte stagionalità (Fig. 1.5.6.) in relazione alle fasi di siccità e di piovosità e alla incidenza delle pratiche agricole (concimazione, spandimento liquami).

Tabella 1.5.1. Bilanci annuali 1999-2002

BILANCI ANNUALI

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
1999	6093	1175	89129	96398	112682	3739	10238	45,2
2000	8750	1637	143237	153625	180723	2708	17056	62,0
2001	6248	1452	104395	112095	131816	2579	7708	54,8
2002	7690	1985	136874	146549	179701	3388	8382	60,9

Tabella 1.5.2. Bilanci annuali 2003-2007, con distinzione tra carichi di regime ordinario e di piena.

BILANCI ANNUALI

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
2003								
piene	371	137	6081	6589	10820	113	1333	2,6
ordinarie	3492	992	75172	79655	90787	1649	4093	29,8
totale	3863	1128	81253	86244	101607	1762	5426	32,3
% piena	10	12	7	8	11	6	25	8

giorni di piena = 18

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
2004								
piene	1438	384	23102	24924	34139	429	3525	9,1
ordinarie	4257	1104	104015	109377	122160	2082	5809	36,3
totale	5695	1488	127118	134301	156300	2512	9334	45,3
% piena	25	26	18	19	22	17	38	20

giorni di piena = 31

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
2005								
piene	1068	323	18941	20332	28095	376	2959	5,9
ordinarie	2363	693	63834	66890	74691	1298	4430	23,8
totale	3431	1015	82775	87222	102786	1674	7388	29,7
% piena	31	32	23	23	27	22	40	20

giorni di piena = 37

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
2006								
piene	708	192	9847	10747	13851	183	1861	4,0
ordinarie	2379	698	64119	67196	73799	1540	4465	25,1
totale	3087	890	73966	77942	87650	1723	6326	29,1
% piena	23	22	13	14	16	11	29	14

giorni di piena = 19

	N-NH ₄ t	N-NO ₂ t	N-NO ₃ t	DIN t	N tot t	P-SRP t	P tot t	Acqua 10 ⁹ m ³
2007								
piene	406	202	11889	12496	16616	308	1951	5,1
ordinarie	1159	453	47326	48938	54896	1234	3502	21,2
totale	1564	655	59215	61434	71512	1542	5453	26,3
% piena	26	31	20	20	23	20	36	19

giorni di piena = 37

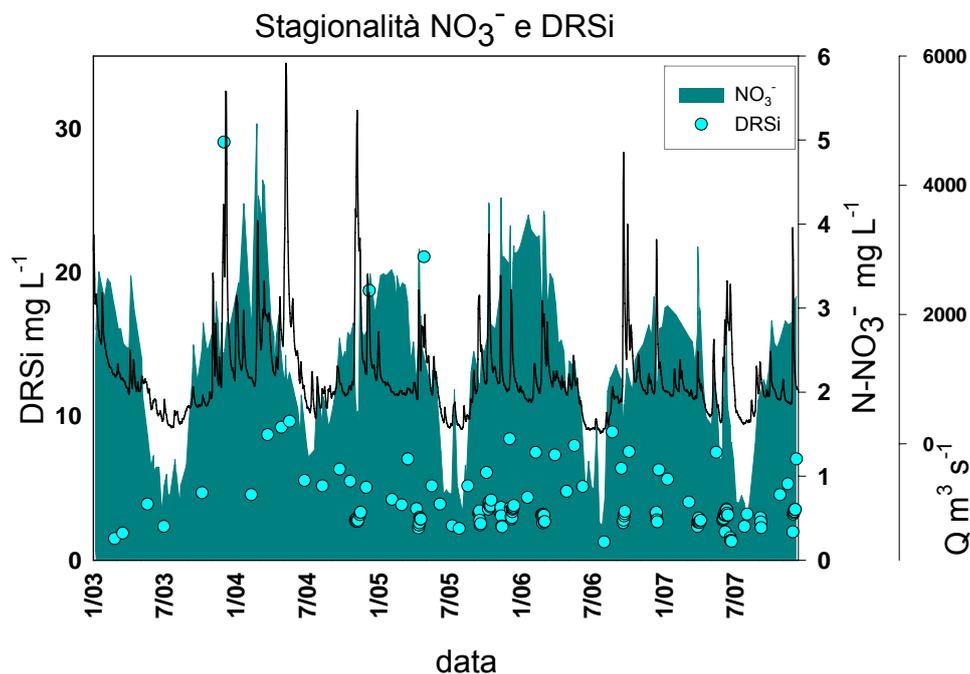


Figura 1.5.6.. Confronto tra le variazioni delle concentrazioni di nitrato (area azzurra) e silice (cerchi) e le portate medie giornaliere (linea nera) a Pontelagoscuro dal 2003 al 2007.

Le concentrazioni del fosforo totale (TP) non seguono una stagionalità, ma piuttosto sono soggette a improvvise quanto rapide variazioni che si accompagnano all'aumento della portata (Fig. 1.5.7.). In particolare, le concentrazioni del TP sono dipendenti da quelle dei solidi sospesi totali (SST) a dimostrazione che il trasporto del fosforo è regolato soprattutto dalla fase solida e che questa risente in larga misura degli eventi di piena e/o delle forti variazioni di portata (Figg. 1.5.8., 1.5.9.). La relazione si fa più chiara e robusta ad elevate concentrazioni di SST, verosimilmente durante gli eventi di piena quando il trasporto solido è molto intenso. Il fosforo disciolto si mantiene invece ad un livello di background e non risente in modo apprezzabile delle variazioni di portata.

I carichi annuali del fosforo totale sono compresi tra 5000 e 10000 t yr⁻¹, in accordo con quanto riportato nel piano stralcio per il controllo dell'eutrofizzazione dell'Autorità di Bacino del Po e da Provini e Binelli (2006). Dal 2003 al 2007, anni caratterizzati da portate mediamente basse, le piene hanno apportato dal 25 al 40% del carico totale annuo del P. In particolare, nel 2004 e 2005 le piene fluviali hanno contribuito al 38% e al 40% del carico annuale del P. Va inoltre rilevato come gli eventi di piena abbiano breve durata, vale a dire che la maggior parte del carico è rilasciata in poche settimane. Per esempio, nel 2006 il 29% del carico di fosforo totale è stato rilasciato in soli 19 giorni, mentre nel 2005 il 40% è stato trasportato in 37 giorni.

Le relazioni tra carichi di azoto e fosforo e regime idrologico e l'evoluzione recente dei carichi possono essere meglio compresi se confrontati con i dati del periodo 1968-1993 (Provini et al.,1992; Provini & Binelli, 2006). In media, i carichi di SRP e di TP del periodo 1999-2007 risultano inferiori a quelli del periodo 1968-1993 (Fig. 1.5.10). Se si esclude l'anno 2000, caratterizzato da una piena storica, si osserva inoltre una graduale diminuzione con valori minimi negli anni più secchi. I carichi dell'azoto nitrico, che è la forma azotata prevalente, presentano invece una certa variabilità solo in parte associata alle variazioni del regime idrologico (Fig. 1.5.11). Infatti, se da un lato i carichi di azoto più elevati sono determinati negli anni con i carichi idraulici maggiori, dall'altro è da notare come in anni con portate equivalenti i carichi azotati possono risultare anche molto diversi (es. 2005 e 2007).

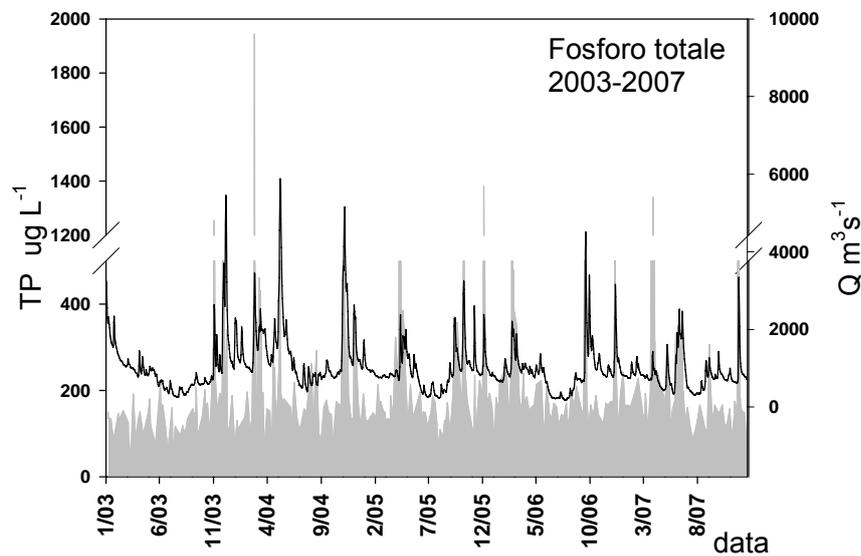


Figura 1.5.7. Confronto delle concentrazioni del fosforo totale con i valori di portata (linea nera) dal 2003 al 2007

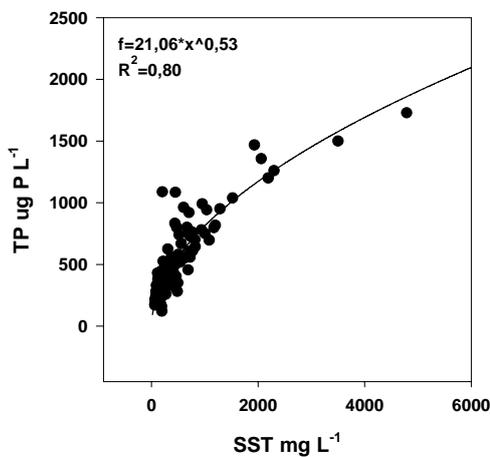


Figura 1.5.8. Regressione tra fosforo totale (TP) e solidi sospesi totali (SST) per tutte le piene del periodo 2003-2007

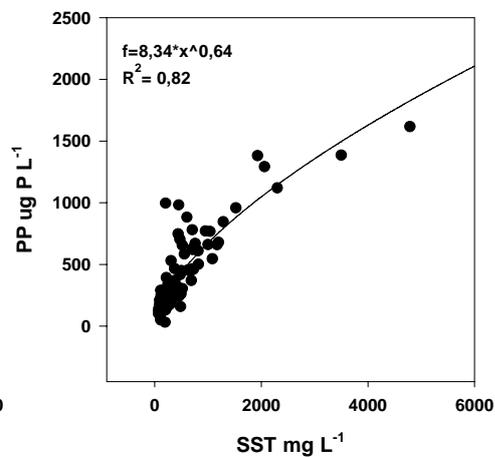


Figura 1.5.9. Regressione tra fosforo particolato (PP) e solidi sospesi totali (SST) per tutte le piene del periodo 2003-2007

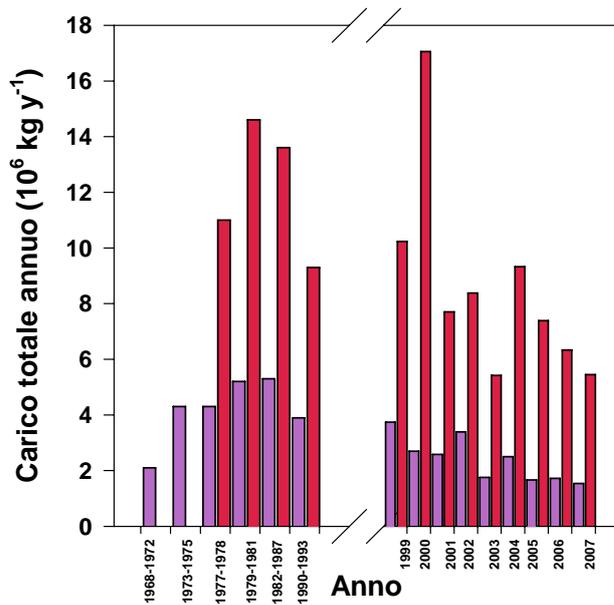


Figura 1.5.10. Confronto dei carichi di SRP (fucsia) e TP (rosso) misurati dal 1968 al 1993 (Provini et al., 1992; Provini & Binelli, 2006) e nel presente studio (1999-2007)

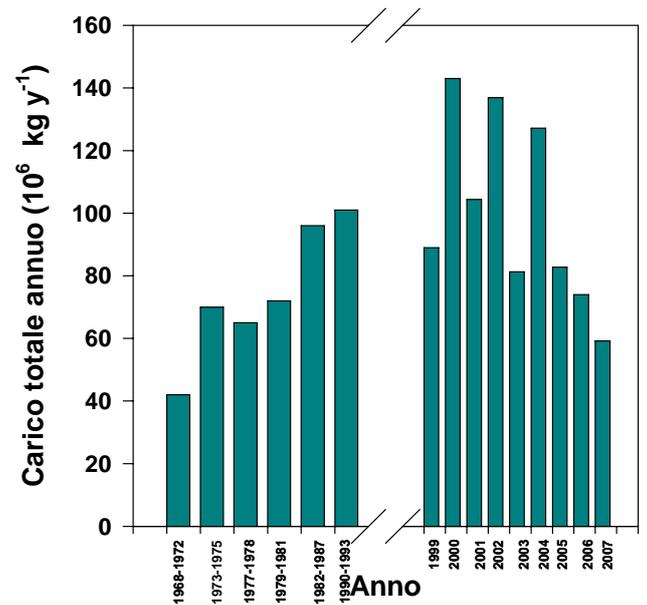


Figura 1.5.11. Confronto dei carichi di azoto nitrico misurati dal 1968 al 1993 (Provini et al., 1992; Provini & Binelli, 2006) e nel presente studio (1999-2007)

Approfondimento sull'evoluzione dei parametri idrochimici durante gli eventi di piena.

Ogni evento di piena può essere suddiviso in tre fasi principali, nelle quali dinamiche di trasporto, processi di trasformazione e concentrazioni dei nutrienti a volte subiscono variazioni significative in tempi estremamente brevi. Nella prima fase di piena crescente si ha l'aumento repentino del volume d'acqua trasportato (first flush). Nella fase centrale viene raggiunto il picco di portata o culmo di piena. Nel terzo periodo si ha infine la fase calante. Le dinamiche di una piena non sono però sempre così lineari e chiare, in quanto spesso si sovrappongono più eventi successivi. In questo studio, l'interpretazione degli andamenti delle variabili in esame è stata in alcune occasioni resa difficoltosa anche dalla discontinuità del prelievo che si è verificata a causa di problemi di coordinamento con il personale addetto a questa attività. In specifico, non sempre è stato possibile caratterizzare la prima fase di "first flush" in cui le portate crescono rapidamente ed in cui più intenso si rivela il processo di erosione e di trasporto di materiale solido.

Durante gli eventi di piena, le concentrazioni delle diverse specie azotate e dell'azoto totale non presentano alcuna relazione con i solidi sospesi totali (Fig.1.5.12).

Le concentrazioni del fosforo totale sono invece significativamente correlate con i solidi sospesi totali (Fig. 1.5.8.) e dunque con il fosforo particellato, come è provato dalla regressione altamente significativa tra TP e PP (Fig. 1.5.13). In particolare il carico del PP costituisce in media il $66,6 \pm 14,3$ % del carico totale.

A differenza delle forme inorganiche dell'azoto, che sono altamente idrosolubili e vengono trasportate in forma disciolta in colonna d'acqua, per il fosforo si riscontra una forte dipendenza con il trasporto in fase solida.

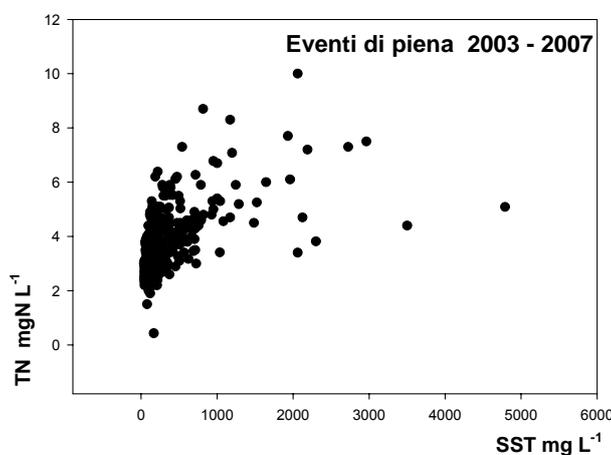


Figura 1.5.12. Relazione tra le concentrazioni di azoto totale (TN) e solidi sospesi totali (SST).

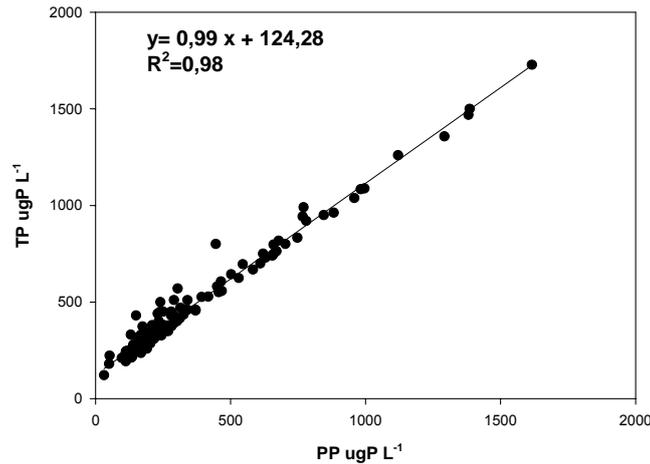


Figura 1.5.13.. Regressione tra TP e PP durante tutti gli eventi di piena campionati.

Nella Figura 1.5.14 sono riportate, a titolo esemplificativo, le tendenze evolutive delle principali variabili idrochimiche per gli eventi di piena maggiormente significativi. Le dinamiche di trasporto sono simili e si può rilevare come il trasporto più intenso di materiale particellato risulti disaccoppiato temporalmente dal picco di portata. Il processo di erosione di fatto veicola la maggior parte del particellato all'inizio di ogni evento di piena e il picco del trasporto solido è anticipato rispetto a quello di portata. Per eventi di piena con portate inferiori o con progressioni dell'evento meno marcate, questo andamento temporale non risulta essere così chiaro.

Le concentrazioni dell'azoto totale sono chiaramente associate alla variazione di portata solo nella piena del 2003, mentre non si osserva alcuna relazione nel 2005.

Le dinamiche di trasporto del fosforo totale risultano strettamente accoppiate a quelle dei solidi sospesi. Si può riconoscere il trasporto iniziale dovuto al processo di erosione e successivamente si manifesta il fenomeno di isteresi, caratteristiche che si ritrovano anche negli eventi di piena analizzati in letteratura scientifica internazionale (Bowes et al., 2005; Withers & Jarvie, 2008). Tale dinamica del TP porta ad avere differenti concentrazioni durante la fase crescente e calante di un evento di piena anche se le portate in questi due transitori idrografici sono simili (Bowes et al., 2005). Quando si confrontano concentrazioni riferite ad uguali valori di portata, i loop riportati nei grafici dimostrano un'evoluzione in senso orario, vale a dire che le concentrazioni nella fase crescente risultano maggiori di quelle registrate nella fase calante della piena. Loop antiorari si verificano per effetto di eventi di erosione, ad esempio in prossimità della sorgente, dove concentrazioni maggiori nella fase calante dimostrano un processo di accumulo potenziale del materiale particellato. Loop orari si hanno in tratti fluviali distanti dalle zone a più intensa erosione, per esempio in tratti con arginature continue che limitano a livello locale il fenomeno di erosione e che veicolano e disperdono verso valle il materiale particellato. È questo il caso del tratto pianiziale del fiume Po che presenta un

alveo fortemente artificializzato ed un territorio pesantemente agricolo che riducono l'erosione alla scala locale.

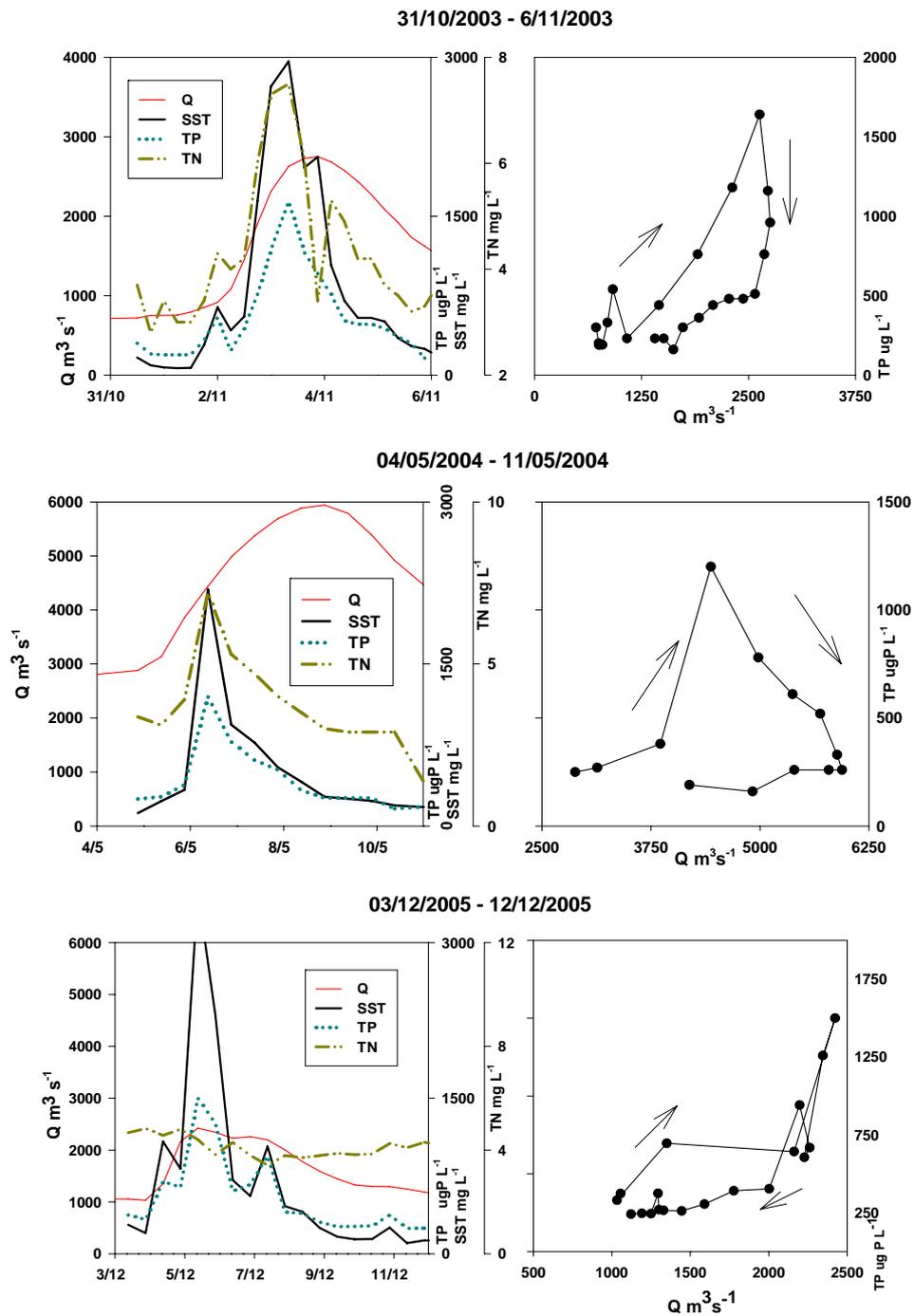


Figura 1.5.14. Sinistra: Esempi delle variazioni dei principali parametri durante tre eventi di piena. Destra: andamento delle concentrazioni del TP al variare della portata.

1.5.2. Composizione dei carichi trasportati durante gli eventi di piena

Analisi di speciazione per il carico di fosforo particellato trasportato durante gli eventi di piena

Durante il periodo d'indagine sono stati misurati valori di portata variabili tra 350 e 5000 m³ s⁻¹ con picchi a giugno e a novembre (Fig. 1.5.15). Concentrazioni di solidi sospesi totali (TSS) superiori a 500 mg L⁻¹ sono state osservate solo nelle piene del 26/11/07, 14/1/08 e del 3/6/08 che presentavano portate superiori a 1400 mg L⁻¹. Altre piene con portate anche superiori presentavano invece concentrazioni di solidi sospesi decisamente più modeste quali il 4-5/6/07 e il 25/4/08. Le diverse concentrazioni dei TSS rilevate nelle date di piena potrebbero essere legate all'origine delle piene ovvero al diverso comportamento degli affluenti della sinistra idrografica rispetto a quelli del versante emiliano e del Piemonte sud-occidentale. Le piene generate nella destra idrografica, provengono dagli affluenti di tipo appenninico e presentano generalmente un carico di solidi sospesi maggiore mentre le piene generate nella sinistra idrografica sono alimentate dai laghi alpini che determinano l'aumento della portata, ma presentano un carico minore di solidi sospesi creando una sorta di "effetto tampone".

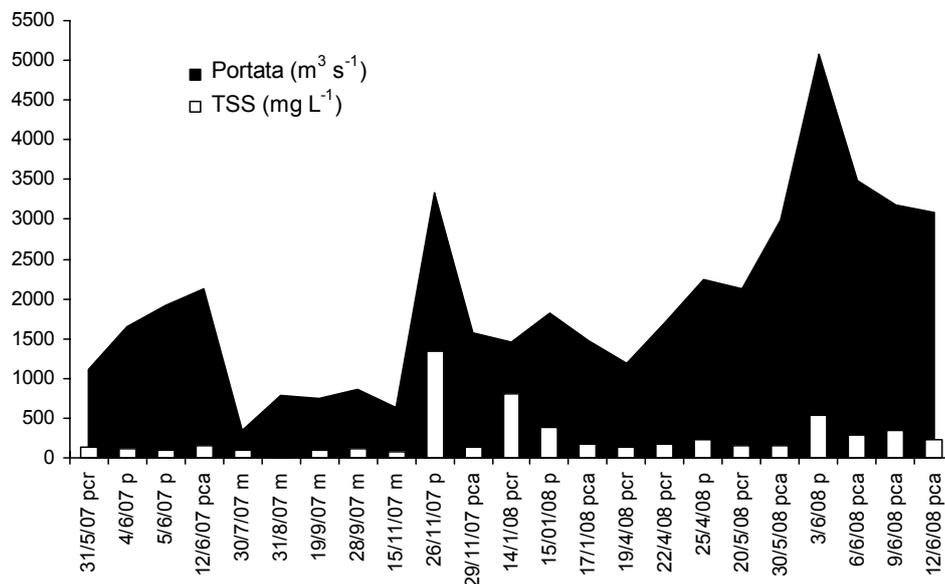


Figura 1.5.15: Trasporto solido in sospensione in relazione alla portata per i campioni analizzati prelevati nelle fasi di piena crescente (pcr), piena (p), piena calante (pca) e magra (m).

Le concentrazioni del fosforo inorganico particellato (PIP), calcolate come la somma di tutti i pool ottenuti mediante estrazione sequenziale, sono significativamente correlate con quelle dei TSS indicando una stretta relazione tra i due parametri (Fig. 1.5.16).

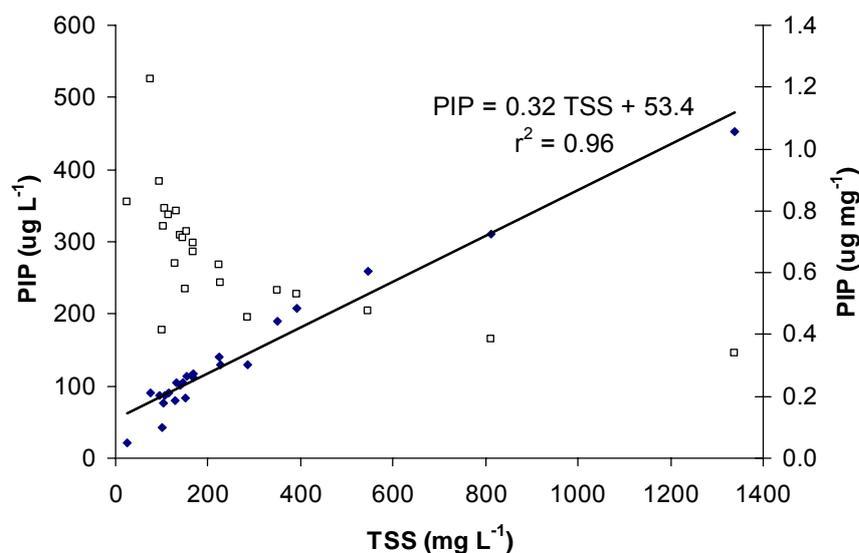


Figura 1.5.16.: Relazione tra fosforo inorganico particellato (PIP) e Solidi Sospesi Totali (TSS). Nei simboli neri, il PIP è espresso come $\mu\text{g L}^{-1}$ di acqua di fiume (scala a sinistra) mentre nei simboli bianchi, il PIP è espresso come $\mu\text{g mg}^{-1}$ di materiale particellato (scala a destra). La regressione indicata è tra il PIP in $\mu\text{g L}^{-1}$ e il TSS in mg L^{-1}

In figura 1.5.17 sono riportati i valori di concentrazione del fosforo inorganico particellato e la sua composizione nelle varie date di campionamento. I valori massimi ($200\text{-}450 \mu\text{g P L}^{-1}$) sono stati misurati in occasione delle piene del 26/11/07, 14-15/1/08 e il 3/8/08 in coincidenza con i picchi di TSS (Fig. 1.5.16.). Nelle piene di maggio-giugno 2007 e aprile 2008, caratterizzate invece da bassi valori di TSS, sono stati misurati valori simili a quelli dei periodi di magra ($< 150 \mu\text{g P L}^{-1}$). In termini assoluti, analizzando la composizione del particellato (Fig. 1.5.18) si può notare che durante le piene che veicolano la maggior parte di materiale sospeso, questo sia in realtà più povero di fosforo inorganico ($0,3$ e $0,5 \mu\text{g P mg}^{-1}$) rispetto a quello veicolato in magra o durante le piene con quantità ridotte di materiale particellato ($0,6$ a $1,2 \mu\text{g P mg}^{-1}$). Questo andamento è osservabile anche in figura 3 dove il contenuto di P inorganico del materiale particellato è riportato in funzione della concentrazione di TSS (simboli bianchi).

Nella tabella III è riportato un esempio della diversa composizione del materiale particellato sospeso nella colonna d'acqua in tre diverse condizioni di portata: 5/6/07 piena con bassa concentrazione di TSS, 19/9/07 magra e 26/11/07 piena con elevate concentrazioni di TSS. Durante la piena di giugno 2007, la concentrazione dei solidi sospesi è inferiore a 100mg L^{-1} e i pool di P più reattivi (Scamb- PO_4 e $\text{PO}_4\text{-Fe}$) rappresentano oltre il 60% del P inorganico. Nella stessa data, la frazione più refrattaria del P, il $\text{PO}_4\text{-Ca}$ detritico, è il 2% del fosforo totale particellato (TPP). Nella magra di settembre 2007, malgrado la portata sia nettamente inferiore, sia la concentrazione che la composizione del particellato sono simili a quelle della piena di giugno 2007. Invece nella piena di novembre 2007, le concentrazioni di TSS e TPP aumentano di un ordine di grandezza e il P

inorganico è presente principalmente come P refrattario: il PO₄-Ca, sia nella forma autigenica che nella forma detritica, rappresenta più del 70% del P inorganico particellato. Nelle date considerate la frazione organica sembra essere conservativa, oscillando tra il 50 e il 60% del totale.

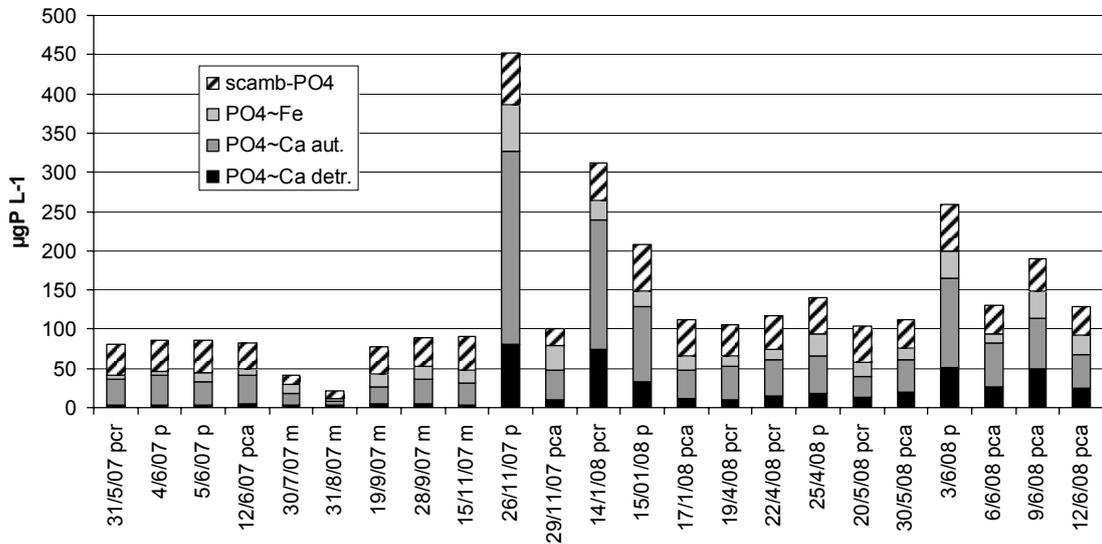


Figura 1.5.17.: Concentrazione totale e composizione del P particellato inorganico.

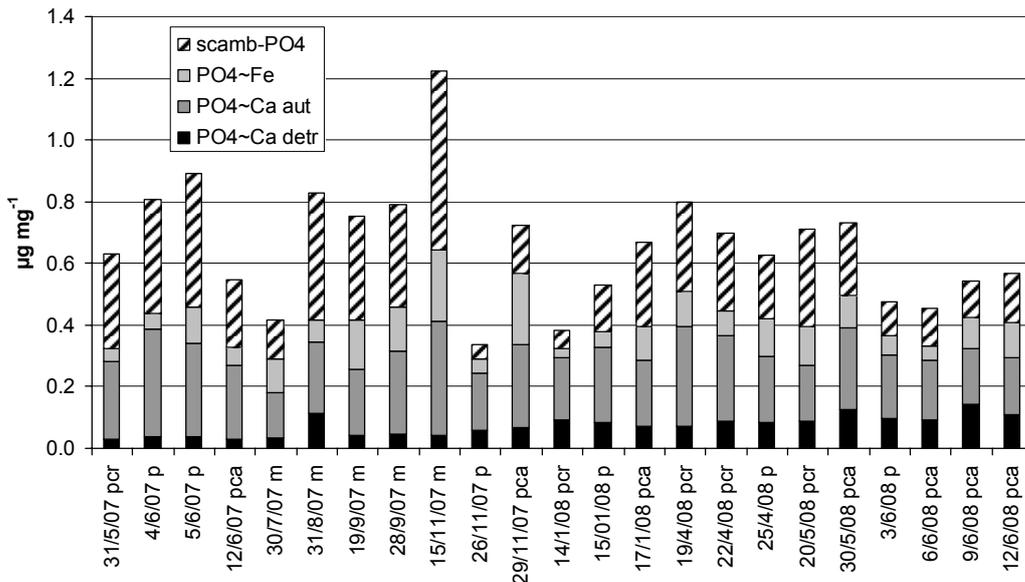


Figura 1.5.18: Variazioni della composizione del P inorganico nel materiale particellato.

L'incidenza delle piene sulla speciazione del fosforo risulta evidente dal confronto tra condizioni di magra (m), piena crescente (pcr), culmo di piena (p) e piena calante (p) (Fig. 1.5.19). Durante gli eventi di piena, la percentuale di P legato al Ca autigenico e detritico è nettamente superiore a quella misurata durante i periodi di magra (38%), raggiungendo valori medi superiori al 50% in tutte le condizioni di piena. Nei periodi di piena inoltre il pool di P legato al Ca detritico che rappresenta il pool di P più refrattario, raggiunge valori superiori al 13%, mentre nei periodi di magra rappresenta

solo il 7% del P particellato. Al contrario, nelle fasi di magra prevalgono le frazioni scambiabile e legata al Fe che sono maggiormente reattive. Questa differenza diventa più rilevante se si considerano le piene autunnali e invernali, durante le quali sono veicolate quantità più elevate di materiale particellato e con una frazione detritica che raggiunge il 20% del P particellato.

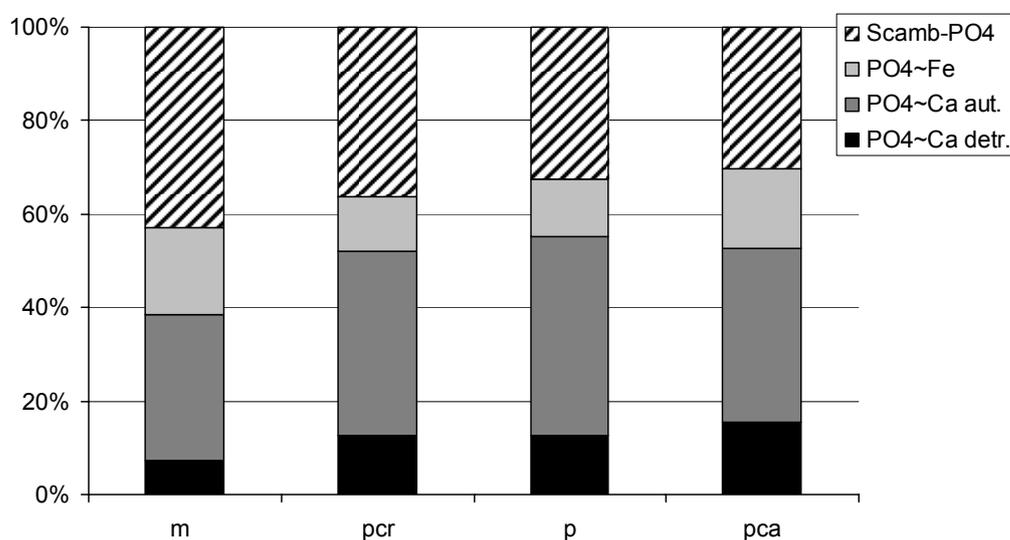


Figura 1.5.19.. Composizione media percentuale del P inorganico particellato in condizioni di magra (m), piena crescente (pcr), piena (p) e piena calante (pca). Numero campionamenti: m=5; pcr=5; p=6; pca=7. Misure effettuate in triplo

Test di biodisponibilità del fosforo contenuto nella frazione solida: effetti sulla crescita algale (Ulva).

Si è scelto di somministrare una quantità di particellato che fosse verosimile all'apporto di materiale sospeso che giunge quotidianamente in Sacca di Goro durante un evento di piena. Con questo dosaggio, dalla stima delle biomasse algali, non si registra una differenza significativa nella crescita di *Ulva* tra i trattamenti per tutti i cicli sperimentali (Fig. 1.5.20.), quindi in generale non è stata verificata l'ipotesi secondo cui l'arricchimento di particellato possa incrementare la crescita della macroalga *Ulva* nel breve termine.

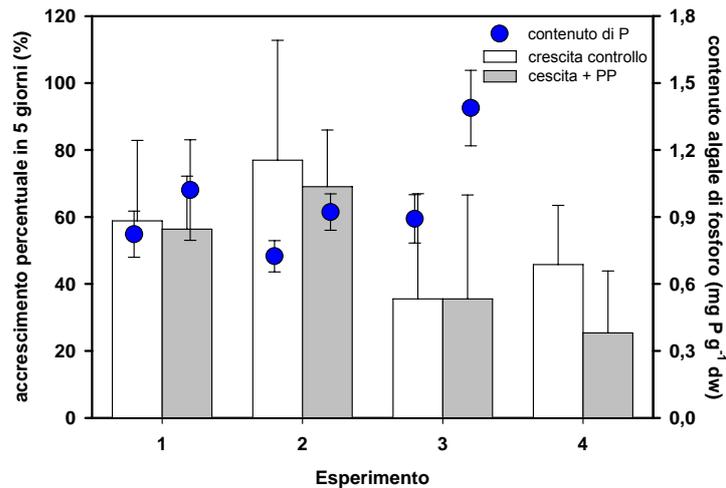


Figura 1.5.20. Grafico riassuntivo dei quattro esperimenti eseguiti con *Ulva*. Le barre bianche e grigie rappresentano, rispettivamente, l'accrescimento medio percentuale dopo cinque giorni di incubazione senza e con aggiunta di fosforo particellato. I cerchi posti in corrispondenza delle barre rappresentano il contenuto algale di fosforo totale analizzato nei campioni di *Ulva* al termine delle incubazioni.

Tuttavia, i talli di *Ulva* mantenuti con aggiunta di materiale particellato hanno un contenuto finale di fosforo significativamente maggiore rispetto alle colture di controllo (indicato con i cerchi in Fig. 1.5.20.). Considerando congiuntamente i dati di crescita e di contenuto di fosforo, cioè moltiplicando il peso medio di un disco di *Ulva* per il suo contenuto medio di fosforo totale alla fine dell'esperimento, è possibile calcolare la quantità di fosforo algale in ogni bottiglia e confrontarlo con quello presente in media al tempo iniziale. In pratica, questo procedimento consente di esprimere l'accrescimento algale in termini di fosforo invece che di peso secco.

In questo caso si evidenzia come nelle colture di controllo la quantità totale di fosforo sia rimasta sostanzialmente invariata tra l'inizio e la fine dell'esperimento (incremento medio = $5\% \pm 18\%$, $n=3$), mentre nelle colture con aggiunta di particellato la quantità totale di fosforo sia aumentata apprezzabilmente (incremento medio = $39\% \pm 18\%$, $n=3$), anche se la notevole variabilità dei dati non permette di attribuire a questa differenza significatività statistica.

I fattori che determinano la crescita algale sono molteplici; in particolare, quando si utilizzano organismi appena prelevati dall'ambiente, è possibile che l'esposizione al fattore di interesse sperimentale (fosforo particellato in questo caso) non sia discriminante per la crescita se nell'ambiente le alghe erano principalmente limitate da un altro fattore. Il generale incremento del contenuto di fosforo in *Ulva* mantenuta con aggiunta di particellato, comunque, suggerisce che nel materiale in sospensione trasportato dalle piene sia presente fosforo biodisponibile, anche se i risultati ottenuti non permettono di quantificare i possibili effetti sulla crescita di *Ulva*, di altre macroalghe o della comunità fitoplanctonica.

Rapporti stechiometrici

Gli eventi di piena determinano variazioni dei rapporti stechiometrici dei nutrienti. Il rapporto molare N:P (azoto totale e fosforo totale) oscilla da 35 a 49 (Tab. 1.5.2.) in condizioni di regime ordinario, con una netta dominanza dell'azoto nitrico. A partire dal 2005 sono stati considerati anche i carichi della silice reattiva disciolta, per cui è possibile stimare anche i rapporti Si:N e Si:P differenziati per i regimi ordinario e di piena (Tab. 1.5.3). I rapporti N:P sono in accordo con i valori rilevati nel periodo 1988-1996, compresi tra 44 e 58 (Provini & Binelli, 2006), mentre sono nettamente superiori a quelli rilevati fino al 1984 (Marchetti et al., 1989). I carichi di piena hanno invece un rapporto nettamente inferiore, nell'intervallo 16-21, che è prossimo alle condizioni individuate da Redfield per la crescita bilanciata del fitoplancton (N:P = 16:1). Analogamente, i rapporti Si:N e Si:P sono influenzati dal regime idrologico. In condizioni di portate ordinarie si hanno rapporti Si:N bilanciati, mentre il fosforo sembra essere il principale fattore limitante. Durante le piene si ha limitazione sia da N che da Si, mentre il P non sembra essere limitante (Fig. 1.5.20.).

Variazioni dei rapporti stechiometrici tra regime ordinario e regime di piena possono avere effetti sulla selezione dei popolamenti algali sia nel corso d'acqua che nella fascia marina adiacente. Nella zona marina, in particolare, l'arricchimento in azoto potrebbe favorire la crescita di macroalghe nitrofile, mentre l'eccesso di fosforo potrebbe stimolare fioriture di alghe tossiche (Billen & Garnier, 2007). Una carenza di silice può invece favorire la crescita di alghe flagellate, coccolitofori ecc. (Humborg et al., 1998).

Tabella 1.5.2. Confronto dei rapporti molari N:P dei carichi totale, ordinario e di piena dal 2003 al 2007

RAPPORTO N:P		
2003	piena	18
	ordinario	49
	totale	41
2004	piena	21
	ordinario	47
	totale	37
2005	piena	21
	ordinario	37
	totale	31
2006	piena	16
	ordinario	37
	totale	31
2007	piena	19
	ordinario	35
	totale	29

Tabella 1.5.3.. Confronto dei rapporti molari medi dei carichi transitanti nella stazione di Pontelagoscuro dal 2005 al 2007 con quelli del periodo 1968-1984 (Marchetti et al., 1989)

Rapporto molare	1968-1984	2005-2007	
periodo	totale	ordinarie	piene
N:P	20,5	36,3±1,2	18,7±2,5
Si:N	0,8	1,1±0,2	0,4±0,0
Si:P	16,3	38,4±0,8	10,1±1,1

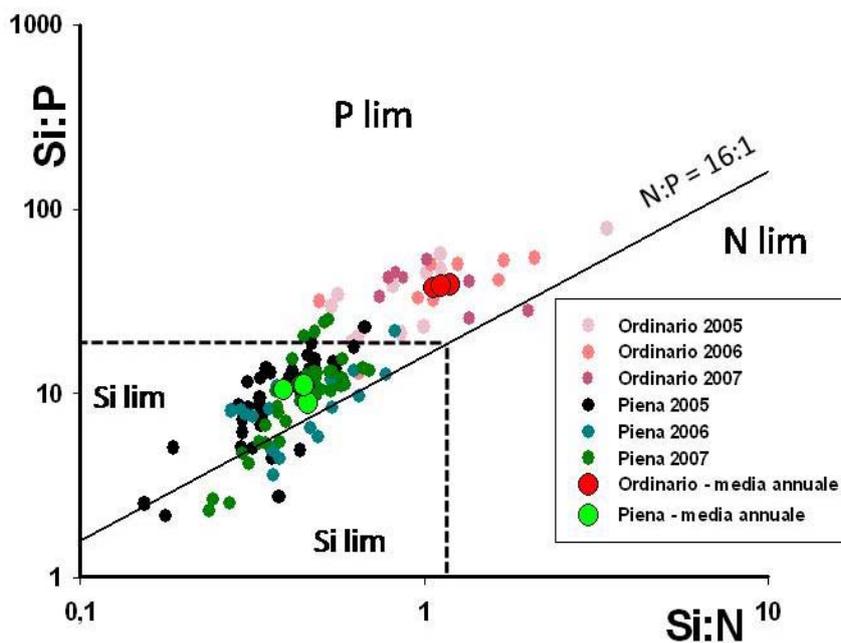


Figura 1.5.20.. Valutazione della limitazione potenziale da N, Si e P nelle diverse condizioni idrologiche osservate dal 2005 al 2007. Lo schema grafico è stato ripreso e modificato da Billen & Garnier (2007). Da notare che le due variabili sono ordinate su scala logaritmica.

Monitoraggio bisettimanale alla stazione di Viadana (Mn)

Durante il periodo di monitoraggio, da gennaio 2008 sino a fine agosto 2009, il regime idrologico è stato caratterizzato da numerosi transitori di piena, con portate mediamente sempre elevate ($1726 \pm 1076 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e durante la stagione estiva non si è verificato nessun evento di magra particolarmente drastico. Nelle date campionate, le portate del Po misurate a Boretto sono comprese tra 430.1 e $3969 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig.1.5.21).

Gli eventi di piena verificatisi sono stati numerosi e prolungati, alterando completamente la distribuzione storica stagionale di questi eventi e la loro incidenza temporale. Un primo evento si è verificato a fine maggio 2008 con picco di portata verso metà giugno di $4888 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Da novembre 2008 sino a maggio 2009, si sono verificati in successione 4 eventi di piena con portate considerevolmente elevate che culminano con $7472 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ registrati a maggio 2009.

Generalmente quindi, nonostante le ampie escursioni registrate nelle portate, il monitoraggio ha caratterizzato l'evoluzione de parametri in transitori idrologici spesso simili, sempre riferiti a periodi con ampia disponibilità di volumi di acqua, in alternanza ad eventi di piena ancora più intensi. Non si è potuto quindi analizzare nessun periodo di magra o di forte sofferenza idrica nel sistema fluviale.

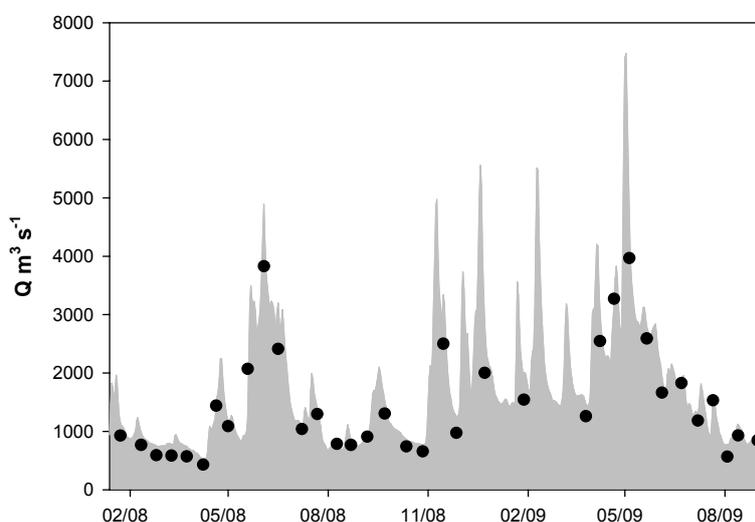


Figura 1.5.21: Date di campionamento alla Stazione di Viadana

La temperatura dell'acqua varia da $24,9 \text{ }^\circ\text{C}$ a $6,3 \text{ }^\circ\text{C}$ ed il tenore di ossigeno risulta sempre a completa saturazione. Le concentrazioni del materiale solido in sospensione (SST) sono in stretta relazione con le portate (Fig.1.5.22) e la loro distribuzione risulta più lineare per portata superiori a $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

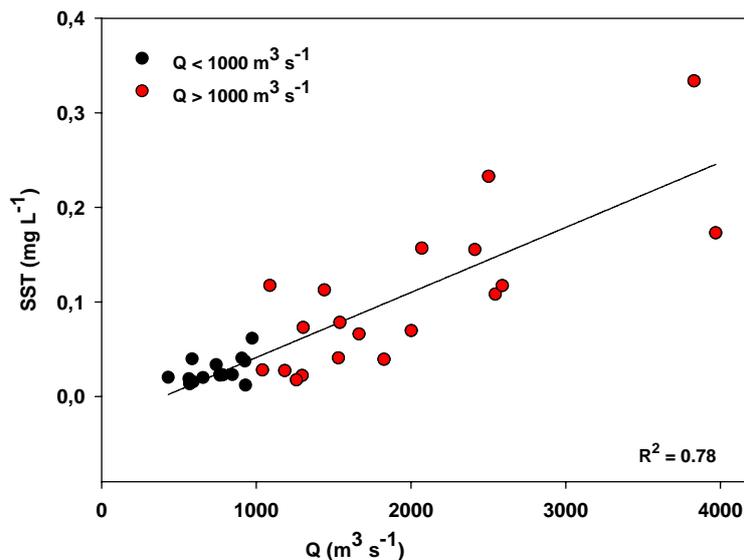


Figura 1.5.22.: Relazione Tra SST e regime idrologico, distinto per valori di portata inferiori e superiori a 1000 m³ s⁻¹

I valori maggiori di SST rilevati si riferiscono al 03/06/08 (0.334 mg L⁻¹) e al 15 /11/2008 (0.233 mg L⁻¹) e si riferiscono alla fase crescente di un primo evento di piena dopo un periodo di portate più contenute. Infatti per il trasporto solido durante gli eventi di piena sono principalmente due i fattori da considerare che incidono principalmente sull'intensità del fenomeno di erosione e quindi di accumulo di particolato nel corpo fluviale. Le condizioni antecedenti un evento di piena sono fortemente discriminanti: un evento di piena che si verifica dopo un transitorio a portate contenute, avrà la potenzialità di erodere e trasportare il materiale più fine di accumulo recente. Inoltre la capacità di erosione è maggiore nella fase crescente di ogni evento di piena dove generalmente il picco di concentrazione di SST anticipa il momento di picco di portata.

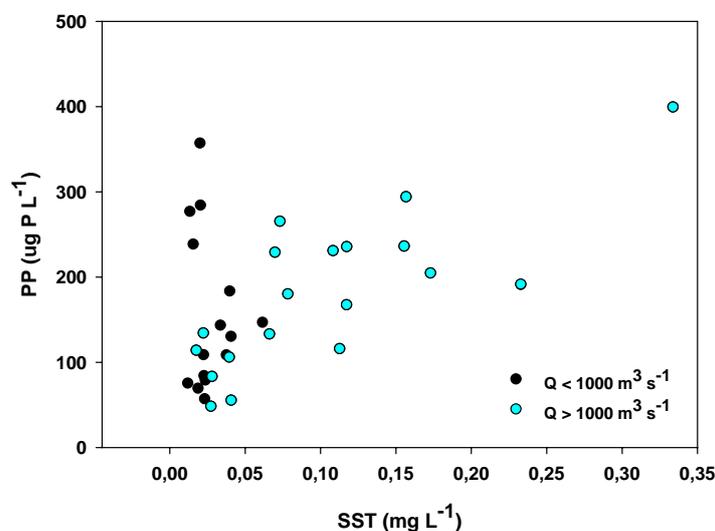


Figura 1.5.23: Correlazione tra il carico di PP e le concentrazioni di SST

In questo monitoraggio risulta evidente anche la relazione tra SST e Fosforo particellato (PP) e la correlazione tra questi due parametri è significativa per portate maggiori di $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig.1.5.23). A portate inferiori, invece la variabilità delle concentrazioni di PP non dipende dalla concentrazione di SST; infatti a regimi inferiori il processo di erosione non è dominante nella creazione dei carichi di materiale particellato, e non si individua nessuna correlazione tra trasporto solido e portata.

Per quanto concerne l'evoluzione delle forme disciolte dei nutrienti, non è riscontrabile nessuna relazione lineare con i valori di portata, in concordanza con le analisi condotte precedentemente in collaborazione con AdBPo.

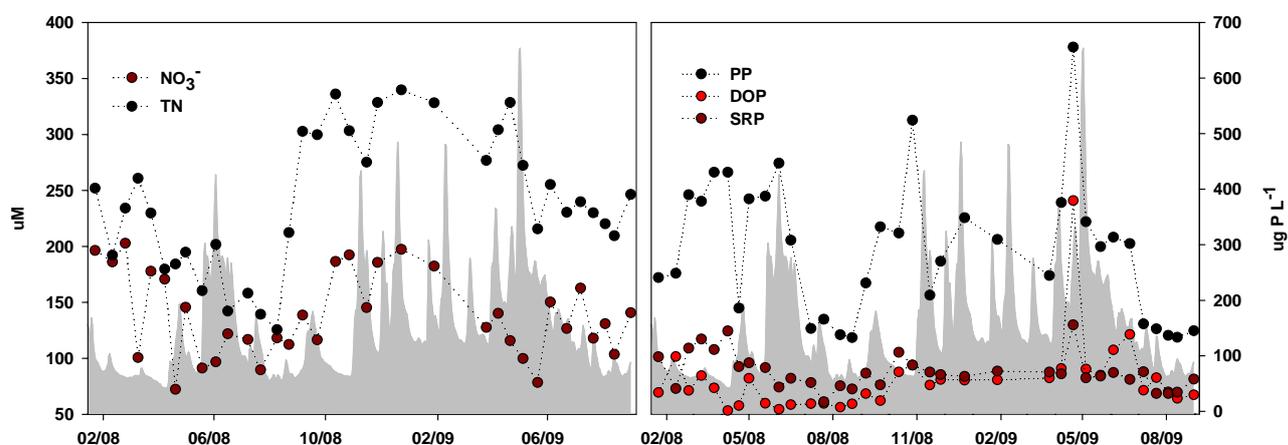


Figura 1.5.24 & Figura 1.5.25.: Evoluzione annuale dei nutrienti. Sulla sinistra vengono riportate le concentrazioni di nitrato e azoto totale, mentre sulla destra sono visualizzate le forme disciolte e particellate di P : L'area grigia rappresenta le portate.

Il nitrato è sempre la frazione dominante del carico disciolto con concentrazioni che variano da 72.3 a $202.7 \mu\text{M}$ e rappresenta in media il 60 % del DIN. Rispetto al carico totale la percentuale della frazione disciolta è invece molto variabile. Nel periodo in cui si verificano in stretta successione 4 eventi di piena, aumenta notevolmente anche il carico particellato di azoto e le concentrazioni di TN variano da $384.17 \mu\text{M}$ a $517.33 \mu\text{M}$. L'interpolazione di questi dati con i risultati dei monitoraggi di Arpa, eseguiti nello stesso periodo e alla medesima stazione mostra accordanza per il nitrato, mentre vi è maggior divergenza per quanto riguarda le concentrazioni di TP. Generalmente i nostri dati risultano sempre maggiori con una media annuale per il 2008 pari a $0,13 \text{ mg P L}^{-1}$, mentre il valore medio di TP registrato da Arpa nello stesso periodo è di $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ (Fig.1.5.25).

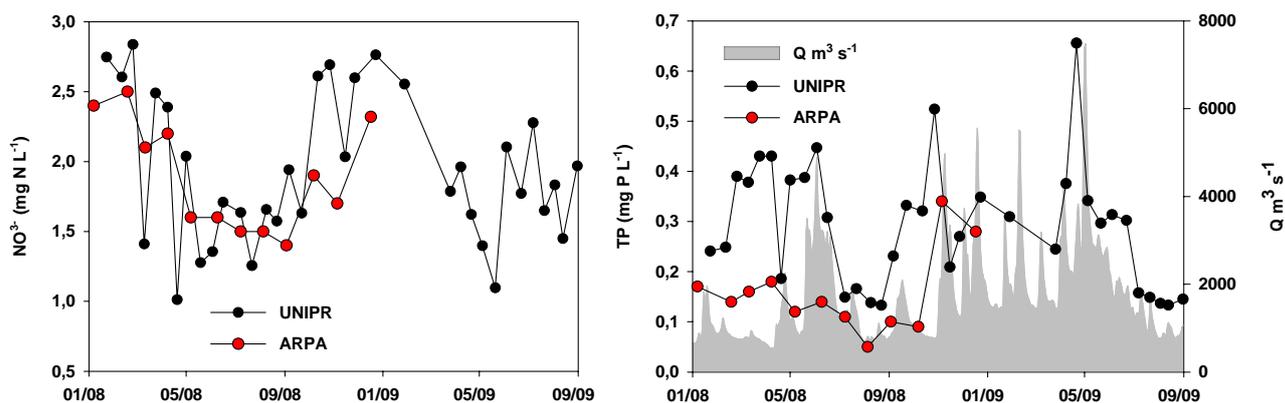


Figura 1.5.25: Interpolazione tra i risultati ottenuti in questo monitoraggio e i dati di ARPA .

Per quanto concerne il pool dei nutrienti di Fosforo, le concentrazioni delle forme disciolte risultano sempre molto contenute, sia inorganiche che organiche, mentre il veicolo principale di questo elemento, come ampiamente verificato in queste indagini è rappresentato dalla frazione solida (percentuale rispetto al carico totale variabile tra 43 e 89%). Le concentrazioni di TP oscillano da 132 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 655 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Le concentrazioni di DRSi variano da 1,3 a 5,8 mg L^{-1} e la loro evoluzione risulta soprattutto nei periodi estivi fortemente accoppiata a quella di Chl "a". Infatti i picchi di concentrazione della Silice si verificano nei momenti di massimo trasporto solido ed i picchi di Clorofilla fitoplanctonica invece si registrano nei periodi a regime più contenuto durante la stagione primaverile estiva. Questa distribuzione in parte è dovuta dai processi diversi che governano l'evoluzione dei due parametri ma in parte è dovuta anche alla loro interazione. Nei periodi estivi, lo sviluppo di comunità fitoplanctoniche (a forte dominanza di diatomee), è strettamente legato alla disponibilità di DRSi che viene assimilata all'interno della comunità algale e quindi sottratta alla colonna d'acqua.(Fig.1.5.26)

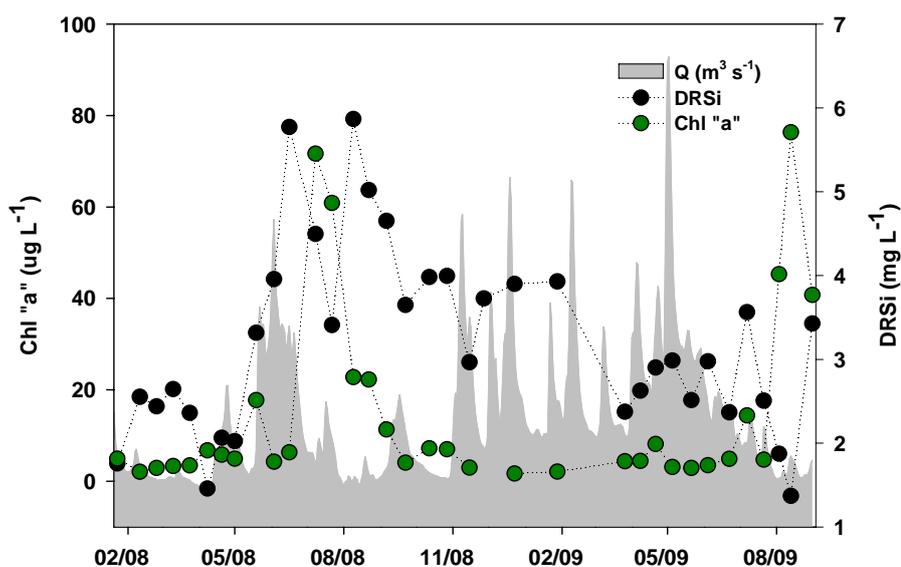


Figura 1.5.26: Evoluzione di DRSi e Chl "a", riportati in grafico con i valori di portata (area grigia)

La composizione del carico particellato rispetto al contenuto di PP e di Chl" a" sembra essere influenzata dalla portata. L'arricchimento in Chl" a" del SST risulta massimo nei periodi primaverili estivi in coincidenza dei valori minimi di portata, mentre la frazione di PP aumenta nelle fasi successive ai picchi idrologici (Fig.1.5.27). A concentrazioni elevate di SST le frazioni di PP e di Chl" a" sono sempre molto basse, ad indicare che la composizione del carico particellato in sospensione durante un evento di piena è ricca di frazioni inerti.

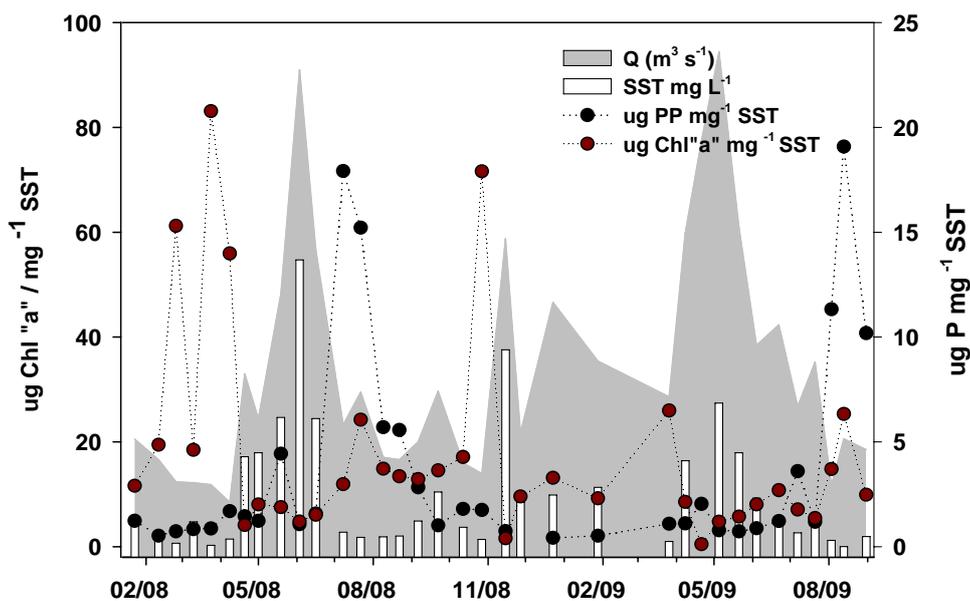


Figura 1.5.27.: Arricchimento in Chl" a" e PP del materiale particellato in sospensione.

1.6 Discussione

La diminuzione delle portate che si è verificata a partire dal 2000 deve essere attentamente valutata nel quadro dell'evoluzione a lungo termine del sistema idrografico padano, in relazione alle pressioni locali e agli scenari del cambiamento su scala globale (IPCC, 2007). Il sistema idrografico del Po è soggetto ad una grande variabilità, per cui non è possibile individuare alcuna tendenza evolutiva sulla base di serie temporali troppo brevi (Zanchettin et al., 2008). Si sottolinea però la crescente incidenza di eventi estremi che possono avere profondi impatti nel corso d'acqua, nella fascia marina di transizione e nell'area terrestre del delta. Ne è un chiaro esempio la risalita del cuneo salino che, dal 2003 ad oggi, ha più volte raggiunto i 20-25 km verso monte nei rami del delta del Po (Angonese, 2006).

I carichi annuali totali del fosforo sono significativamente correlati ($r = 0,943$) con i carichi veicolati dalle piene (Fig. 1.5.28). L'equazione della retta di regressione del carico totale (Y) in funzione del carico di piena (X) ha intercetta $Y_0 = 2764 \pm 865$ e pendenza $\beta = 1,73 \pm 0,35$. In particolare, si osserva che l'intercetta potrebbe rappresentare una sorta di valore di fondo assimilabile al background del sistema in assenza di fenomeni meteorici significativi. I carichi di piena e totali dell'azoto sono invece solo debolmente correlati.

Quote comprese tra il 20 ed il 40% del carico totale del fosforo sono rilasciate in tempi molto brevi, compresi tra i 18 e i 37 giorni, e si configurano come una sorta di "flash loading". Una velocità così elevata del rilascio del carico è associata al trasporto soprattutto della componente particellata sospesa nella massa d'acqua, che negli eventi di piena più consistenti è costituita per circa il 50% da materiale organico refrattario e per un ulteriore 30-35% dalle componenti inorganiche legate al calcio, che sono particolarmente insolubili. In altre parole, una parte consistente del carico del fosforo potrebbe non avere effetti biologici importanti, almeno nel breve termine. Una prima evidenza della scarsa biodisponibilità del fosforo particellato si è avuta da alcuni esperimenti svolti con *Ulva* sp., un'alga verde a rapida crescita.

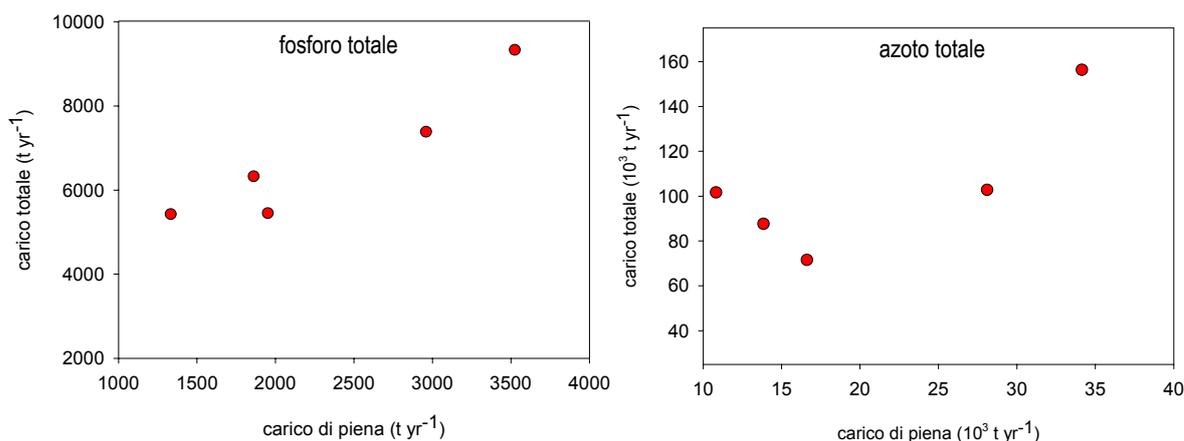


Figura 1. 5.28. Relazione tra i carichi di piena ed il carico totale annuo di fosforo e azoto totali.

Le alghe cresciute in colture trattate con fosforo particellato veicolato dalle piene non hanno infatti tassi di crescita statisticamente diversi da quelle cresciute nelle colture di controllo, anche se a livello tissutale si registra un 'assimilazione maggiore.

Il monitoraggio annuale effettuato in questo studio ha evidenziato la stretta correlazione tra il trasporto del fosforo e della frazione solida entrambi legati agli eventi di piena e/o alle forti variazioni di portata, a conferma di quanto già evidenziato da Pacini & Gachter, 1999; Jensen et al., 2006; Ellison & Brett, 2006. La correlazione è risultata significativa tra il fosforo particellato inorganico e i solidi sospesi totali (Fig. 3), parametri generalmente influenzati dalle diverse caratteristiche delle piene e dall'uso/copertura dei suoli del bacino al quale il fiume appartiene e dai fenomeni di erosione che sono massimi in occasione di piogge intense e prolungate soprattutto su suoli scoperti e in pendenza (Pacini & Gachter, 1999). Inoltre la presenza di grossi bacini lacustri come quelli presenti sugli affluenti alpini del Po potrebbe tamponare il carico di materiale particellato attraverso processi di sedimentazione e favorire piene caratterizzate da basse concentrazioni di solidi sospesi come alcune di quelle osservate durante questo periodo di studio. Un'ulteriore conferma dell'importanza della frazione solida come veicolo di fosforo proviene da analisi preliminari effettuate sui dati di fosforo totale durante gli eventi di piena tra il 2003 e il 2007 le concentrazioni di fosforo totale sono significativamente correlate con i solidi sospesi e il TPP costituisce in media il 66 ± 14 % del carico totale.

I fiumi oltre a veicolare elevate percentuali di P particellato verso gli estuari e le zone costiere rappresentano essi stessi ecosistemi nei quali avvengono processi biogeochimici che influenzano le concentrazioni e la bio-disponibilità di fosforo (Jensen et al., 2006).

Nel materiale particellato raccolto durante questo studio, la disponibilità dei vari pool di P inorganico risulta essere influenzata dal regime idrologico. In particolare, la maggiore disponibilità di materiale particellato durante le piene, sembra favorire la presenza di composti del fosforo legati al calcio e considerati più refrattari. Durante le fasi di magra, i pool più reattivi (scamb-PO₄ e PO₄-Fe) sono presenti in percentuali maggiori rispetto al PO₄-Ca. La maggiore disponibilità di materiale particellato durante le piene potrebbe essere legato all'aumento dell'azione erosiva dovuta alle precipitazioni su terreni e rocce ricche di fosfati che arricchisce il materiale particellato fluviale soprattutto di PO₄-Ca.

Dagli esperimenti condotti si deduce che ad un certo carico di fosforo totale non corrisponde un'effettiva disponibilità di fosforo reattivo solubile, in condizioni sia ossiche che anossiche. Tale comportamento è dovuto al fatto che la maggior parte del fosforo che viene trasportato dalle piene è legata al calcio in una forma non solubile. La frazione più rilevante del fosforo che viene rilasciato nella forma reattiva solubile deriva dai pool del fosforo scambiabile e legato al ferro.

2.

ALTERAZIONI DEL SISTEMA FLUVIALE E POTENZIALI FATTORI CHE INCIDONO SULLA COMPOSIZIONE DEI CARICHI. LA BACINIZZAZIONE NEL FIUME PO

2.1. Introduzione

L'ecologia fluviale ha ricevuto un notevole impulso da alcuni lavori fondamentali che ne hanno delineato lo sviluppo a partire dallo schema interpretativo del River Continuum Concept – RCC (Vannote et al., 1980). Il RCC associa le caratteristiche delle biocenosi acquatiche, in specifico delle comunità dei macroinvertebrati bentonici, i flussi dell'energia e i cicli della materia ai fattori fisici e geomorfologici che caratterizzano i corsi d'acqua. I principali determinanti delle comunità e dei processi dell'ecosistema acquatico operano essenzialmente lungo le tre dimensioni spaziali del corso d'acqua e nel tempo (Ward et al., 1989). In altre parole, secondo questo modello concettuale, lo stato ecologico e la qualità delle acque dell'ecosistema fluviale dipendono dal grado di connettività lungo le tre dimensioni spaziali. La connettività longitudinale è costituita dalle forme fluviali che si sviluppano da monte a valle, modellate da fattori topografici e dal regime idrologico. Le strutture di fondo assumono infine una grande rilevanza in quanto costituiscono il sistema iporreico, ovvero uno strato litoide a porosità variabile in cui avviene lo scorrimento sotterraneo delle acque del fiume. Per la loro posizione topografica i corsi d'acqua sono soggetti agli effetti cumulativi dei processi che avvengono a monte e che si propagano verso valle lungo la direttrice longitudinale. Tra questi, l'alterazione del regime idrologico e la banalizzazione delle comunità vegetali riparie sono responsabili dell'accresciuta instabilità dei processi biogeochimici, in particolare di quelli del ciclo dell'azoto (Pinay et al., 2002).

Nei sistemi fluviali, dighe e sbarramenti interrompono continuum fluviale (si veda la sezione precedente) e modificano anche profondamente le interazioni laterali del corso d'acqua con il sistema terrestre confinante. Si tratta dunque di alterazioni che hanno grande incidenza sull'organizzazione e sui processi dell'ecosistema fluviale (McCartney et al., 2001).

Sul nostro pianeta la risorsa idrica presente nei fiumi, nei laghi naturali e nei bacini artificiali ammonta all'incirca a 100000 km³, pari a 0,3% della quantità di acqua dolce disponibile su scala globale. In questo contesto i soli bacini artificiali raccolgono 7000 km³ con una capacità di molto superiore ai fiumi (2100 km³). All'incirca due terzi delle acque continentali che naturalmente si riverserebbero nei mari (Naiman et al., 1993) sono controllate da queste opere di regimazione che di conseguenza assumono un'importanza ed un impatto globale sulla gestione della risorsa idrica

(Teodoru & Wehrli,2005). Secondo le stime redatte dalla World Commission of Dams (WCD 2000) al mondo sono state costruite più di 800000 dighe e in Europa vi sono all'incirca 5500 opere di regimazione che vengono classificate come grandi dighe (con un'altezza dello sbarramento maggiore di 15 m, WWF 2004).

La costruzione di bacini artificiali, diffusasi intensamente dagli anni 30 agli anni 70 che interessò i maggiori fiumi del mondo, divenne sinonimo di sviluppo e progresso economico, un simbolo di modernizzazione che si esplicava nella abilità di sfruttare questa risorsa naturale, massimizzandone gli utilizzi economici. Però accanto ai benefici attesi si sono riscontrate anche contropartite spesso estremamente significative; ad oggi il dibattito di attualità ed interesse sia nazionale che internazionale si integra di considerazioni ed esperienze più ampie, che valutano le implicazioni ecologiche dell'alterazione del sistema fluviale e gli impatti a lungo termine (Montanari, 2008).

La comunità scientifica invita a considerare le implicazioni delle opere di regimazione su scala temporale e geografica molto più allargata di quella che solitamente si esamina. Le alterazioni che interessano l'ecosistema fluviale e costiero in seguito alla creazione di uno sbarramento si manifestano ed evolvono lentamente ed interferiscono potenzialmente con altre attività antropogeniche che già agiscono sul territorio, enfatizzandone eventuali problematiche (Friedl & Wuest, 2002).

Una valutazione dettagliata dell'impatto che tali opere possono indurre sulle caratteristiche idrauliche del sistema suolo-fiume, sugli scambi idrici fra suolo, vegetazione e atmosfera e sulle dinamiche degli habitat fluviali deve necessariamente basarsi su uno studio particolareggiato, che possa considerare in soluzione appropriata le caratteristiche peculiari e specifiche del sistema nel quale l'invaso si inserisce (Report della Regione Emilia Romagna, 2008).

2.1.1. Impatti delle dighe sul regime idrologico naturale e sulle caratteristiche ecologiche dei corsi d'acqua.

In base alle esperienze maturate in ambito internazionale si possono individuare dei potenziali effetti esercitati dalla realizzazione di invasi artificiali. Con le opere di bacinizzazione principalmente si incide sulle dinamiche idrologiche dell'ecosistema acquatico, con un tempo di residenza pari ad un terzo di quello presente nel tratto libero di fiume e si assiste alla comparsa di condizioni e processi che sono tipici di laghi e zone umidi.

A monte dello sbarramento la diminuzione della velocità della corrente e l'aumento dei tempi di ritenzione idraulica inducono la comparsa di condizioni e processi che sono tipici di laghi e zone umide. Tale shift ha effetti sui processi fisici che avvengono nell'ecosistema acquatico, in particolare sulle condizioni termiche. A loro volta, le variazioni delle condizioni fisiche sono influenti su organizzazione, struttura e processi delle comunità biotiche e, in ultima analisi, sui processi biogeochimici che avvengono nell'ecosistema acquatico.

Sia a monte che a valle, si verificano variazioni consistenti del livello idrometrico che dipendono dal tipo di gestione che viene applicato al corpo idrico in esame. In particolare, buona parte delle aree laterali sono influenzate solo marginalmente dalla pulsazione delle piene con effetti importanti su cicli della materia e flussi dell'energia.

Schematicamente gli effetti diretti sul corpo d'acqua potenziali di uno sbarramento sono qui riassumibili:

- Impatto sul regime idrologico
- Impatto sul regime termico
- Impatto sulla qualità delle acque
- Impatto sulla sedimentazione

Impatto sul regime idrologico

L'impatto più ovvio dell'invaso è l'inondazione a monte di fasce terrestri prima tenute in emersione a regimi ordinari del fiume, ed ora sommerse per l'innalzamento del livello idrometrico del bacino. Lo sbarramento di un corso d'acqua comporta, oltre all'innalzamento del livello anche una diminuzione della velocità di corrente con un effetto di rigurgito verso monte. L'entità di tali variazioni dipende in larga misura dalla capacità di invaso e dalla gestione dello sbarramento. La regolazione del regime ideologico si traduce spesso in una mitigazione del flusso idrico, con una riduzione delle portate di

picco degli eventi di piena e un aumento della frequenza di portate basse o modeste (McCartney, 2009). La gestione degli invasi artificiali è in genere subordinata alla domanda per la produzione di energia elettrica o per l'uso irriguo con eventi di breve durata con un rilascio intenso di volumi di acqua. È questo il caso degli sbarramenti montani destinati alla generazione di energia idroelettrica, nei quali si ha un rilascio pulsante molto rapido e intenso (hydropeaking). In alcune circostanze, le procedure operative possono causare fluttuazioni nel regime idrico molto più rapide di quanto potrebbe verificarsi in condizioni di naturale evoluzione. Nei fiumi di pianura può avere qualche rilevanza anche la regimazione idraulica a sostegno della navigazione fluviale. La ritenzione ed il rilascio di acqua saranno pertanto subordinati agli usi e in dipendenza di questi si verificheranno gli impatti sul corso d'acqua. In particolare gli usi irriguo e idroelettrico impongono rilasci artificiali che hanno frequenze stagionali o dettate dal mercato energetico che inducono alterazioni ambientali improvvise, di breve durata ma ripetute nel tempo, quindi gli effetti macroscopici della regolazione del regime idrologico si manifestano con alterazioni sia nell'intensità che nella distribuzione temporale delle portate che interessano il sistema fluviale.

Impatto sul regime termico

In condizioni naturali la temperatura dell'acqua in un tratto fluviale risponde molto sensibilmente e rapidamente alle condizioni meteorologiche esterne, tanto più quanto minore è il livello idrometrico e quanto maggiore è la turbolenza. Nell'invaso, l'ingente volume d'acqua stipato e l'aumento del tempo di residenza, favoriscono l'accumulo di calore con effetti sulle caratteristiche termiche della massa d'acqua e della loro evoluzione stagionale (McCartney & Acreman, 2001). Nei bacini profondi delle zone continentali e temperate si può verificare stratificazione termica della massa d'acqua che è tanto più marcata quanto maggiore è il tempo di residenza idraulica. In queste condizioni, le opere di presa sono disposte ad una quota tale da garantire lo sfruttamento ottimale delle masse idriche invasate. In tale modo viene favorito il rilascio di acque fredde – il cosiddetto Cold Water Pollution - che altera comunità e processi nel tratto di valle (Clarkson & Childs, 2000). Come conseguenza si hanno impatti rilevanti sulle comunità animali, sia di macroinvertebrati che ittiche, con una diminuzione significativa della biodiversità (Sherman et al., 2007).

Anche senza stratificazione termica, nelle acque trattenute nei bacini, si verifica comunque un riscaldamento anomalo ed una dissipazione termica diversa rispetto al regime naturale del fiume (McCartney, 2009).

Impatto sulla qualità delle acque

Lo stoccaggio e la stagnazione di ingenti volumi d'acqua negli invasi induce cambiamenti fisici, chimici, biologici ognuno dei quali incide sulla qualità chimica delle acque.

Per un'analisi dettagliata della potenziale evoluzione dei parametri idrochimici, è necessario considerare per ognuno di essi la condizione di partenza (qualità dell'acqua all'immissione nell'invaso) e le reazioni chimiche fisiche e i processi biologici in cui le specie chimiche sono coinvolte.

Impatto sull'ossigeno disciolto e sui processi ossidoriduttivi

A monte degli sbarramenti, la diminuzione della velocità della corrente può portare a condizioni lentiche che nel periodo estivo favoriscono la stratificazione termica delle acque. Il verificarsi di magre spinte ed il possibile aumento dei tempi di ritenzione idraulica potranno dunque portare alla formazione di masse d'acqua superficiali più calde e acque profonde a minore temperatura. I processi fotosintetici saranno confinati in superficie, mentre negli strati profondi si avrà prevalenza dei processi respiratori. Nelle acque calme degli invasi si verifica in genere un aumento della produzione primaria fitoplanctonica che è sostenuta dall'elevata disponibilità di azoto, fosforo e silice, normalmente abbondanti nelle acque fluviali. In assenza di variazioni significative delle portate fluviali, l'ossigeno disciolto potrà dunque raggiungere concentrazioni di sovra saturazione in superficie e andrà incontro a deficit nelle acque di fondo. Per effetto del minore idrodinamismo si avrà anche un aumento della sedimentazione del materiale particellato sospeso che proviene da monte, al quale si sovrappone la deposizione delle biomasse fitoplanctoniche prodotte nel bacino. In ultima analisi, l'accumulo di sostanza organica biodegradabile sul fondo induce processi di decomposizione batterica a cui si accompagna un aumento del consumo di ossigeno. L'eventuale stratificazione termica delle acque riduce la possibilità di scambio tra la superficie e gli strati profondi, favorendo così condizioni fisiche che inducono la comparsa di anossia a livello dei sedimenti (Cooke et al. 1993). A sua volta, l'anossia è causa di processi microbici anaerobici e di metabolismo riducente che determinano la formazione di composti che possono avere un impatto significativo sulla qualità delle acque. Prodotti del metabolismo batterico anaerobico come Mn(II), Fe(II), NH₄⁺ e H₂S che si accumulano nelle acque interstiziali e di fondo possono raggiungere livelli di tossicità per macrofauna e comunità ittiche (Friedl & Wuest, 2002).

Nelle acque fluviali ricche di azoto nitrico, l'anossia induce la riduzione del nitrato. Nel caso in cui si abbia denitrificazione a N₂, il processo ha un effetto ambientale positivo, in quanto riduce il carico azotato. In presenza di un elevato carico organico e di marcate condizioni riducenti si verifica però la

riduzione dissimilativa del nitrato ad ammonio, che di fatto è un processo di riciclo che trattiene l'azoto minerale nella massa d'acqua (Seitzinger et al., 2006; Burgin & Hamilton, 2007).

Recenti studi hanno infine dimostrato che negli invasi fluviali si verifica un'intensa metanogenesi che è accompagnata da emissione di metano in atmosfera (Lima et al., 2008).

Le condizioni riducenti che si verificano nei sedimenti e nelle acque anossiche hanno infine effetti sul rilascio del fosforo inorganico che dipende dalla riduzione degli ossidi di ferro e dalla precipitazione dei solfuri di ferro (Heijs et al., 2000).

I processi che avvengono nel bacino a monte dell'invaso si ripercuotono a valle, dove si può verificare l'afflusso di acque di fondo povere di ossigeno e con elevate concentrazioni di composti ridotti. Un approvvigionamento di ossigeno è essenziale per l'integrità dell'ecosistema fluviale e vitale per garantire l'efficacia dei processi di autodepurazione che agiscono al suo interno. La disponibilità di ossigeno a valle è dipendente sia dal carico di sostanze organiche e ridotte sia dal tasso di respirazione, fotosintesi e scambio di gas con l'atmosfera.

Contrariamente a quanto descritto sin ora, le acque sversate a valle possono risultare arricchite in ossigeno disciolto raggiungendo concentrazioni oltre la saturazione. Le cause di supersaturazione possono essere essenzialmente due: l'arricchimento di ossigeno dovuto al salto dell'acqua che facilita il rimescolamento di acqua e aria e quindi la dissoluzione di ossigeno oppure immissione a valle di acque superficiali dal bacino, in periodi in cui intensa è lo sviluppo di comunità primarie che arricchiscono di giorno il livello di ossigenazione in questo strato (Mesa et al., 2000).

Impatto sui nutrienti: azoto, fosforo e silice

I cicli di azoto, fosforo e silice sono regolati da processi che sono sensibili alle alterazioni sin d'ora descritte, sul regime idrico e termico. In particolare, l'assimilazione da parte del fitoplancton accoppiata alla sedimentazione rimuove i nutrienti dalla colonna d'acqua verso il sedimento; i processi di decomposizione e mineralizzazione che avvengono nei sedimenti resituiscono le forme inorganiche dei nutrienti alla colonna d'acqua (Ferris & Lehman, 2008). Nel ciclo del fosforo hanno grande influenza reazioni di adsorbimento, co-precipitazione e dissoluzione che sono regolate soprattutto da processi abiotici (Malmqvist & Rundle, 2002). Nel ciclo dell'azoto rivestono grande importanza i processi microbici di nitrificazione e denitrificazione (Chen & Jia, 2009).

È stato dimostrato che gli invasi possono avere un ruolo di sink per il fosforo e in maniera meno importante per l'azoto (Garnier et al., 1999; Uhlman et al., 1995; Uhlman & Horn, 1992). La capacità di ritenzione risulta però variabile su scala temporale, in dipendenza anche dalla quantità e qualità degli apporti. In Australia, per esempio nella Diga di Chaffrey la ritenzione di fosforo può variare dal 16 al 98% (Sherman, 2001). Nei tre principali bacini localizzati nei fiumi Marna, Senna e Aube la

ritenzione del 40% dell'azoto, del 50% della silice e del 60% del fosforo in ingresso (Garnier et al., 1999). L'effetto della regimazione fluviale sul ciclo dell'azoto non è così univoco in quanto i bacini possono risultare sia trappole che sorgenti di composti azotati. Ad esempio, nel fiume Yangtze si ha un aumento netto dell'azoto nitrico a valle della "Three Gorges Dam" (Müller et al., 2008). I processi di accumulo, che si verificano in seguito alla sedimentazione di materiale particellato, possono essere infatti contrastati da processi di rigenerazione dei nutrienti dal sedimento verso la colonna d'acqua. Nei bacini che si sono formati nel Danubio con la costruzione delle "Iron Gates" si osserva un rilascio di azoto e fosforo che è probabilmente imputabile ai processi di mineralizzazione che avvengono nel sedimento (Teodoru & Wehrli, 2005). Questo significa che, a fronte di un tasso elevato di ritenzione del trasporto solido (56 %), vi sono intensi processi di rigenerazione e rimobilizzazione dai sedimenti alla colonna d'acqua. Si tratta di sedimenti che si sono accumulati a partire dal 1980 e che hanno ricevuto un carico di N e P molto più consistente che non quello depositato negli ultimi anni. Nei sedimenti si crea dunque un gradiente diffusivo verso gli strati superficiali con rilascio nella colonna d'acqua di P e N minerali provenienti da sedimenti non recenti. Tra monte e valle si verifica pertanto un ritardo tra la deposizione del materiale solido e rigenerazione delle forme minerali, che comporta comunque il rilascio a valle di un carico disciolto significativo.

La silice reattiva solubile è utilizzata dalle diatomee per la sintesi di un astuccio siliceo (o frustolo) formato da due gusci o teche che racchiudono il citoplasma. Il frustolo ha una densità elevata, per cui le diatomee morte tendono a sedimentare con elevata rapidità. Le diatomee rappresentano uno dei costituenti principali del fitoplancton fluviale, per cui la loro presenza nelle sezioni fluviali bacinizzate tende a rimuovere la silice, con conseguente deficit di silice reattiva a valle (Ittekkot et al., 2000). Ad una veloce sedimentazione si accoppia una lenta dissoluzione che non riesce a contrastare nettamente l'export di Si dalla colonna d'acqua ai sedimenti. Contrariamente alla Si, P e N vengono riciclati più efficientemente, ed il P e N presente nel carico organico riesce ad essere riciclato direttamente dell'epilimnio o precocemente dopo la sedimentazione (Billen et al., 1991).

Ritenzione e rilascio di N, P e Si possono essere analizzati non solo con bilanci di massa, ma anche attraverso una valutazione dei rapporti stechiometrici tra i diversi elementi in relazione a quelli che sono considerati rapporti bilanciati e, dunque, favorevoli alla crescita ottimale del fitoplancton o di altri vegetali acquatici (Fisher et al., 2004). Per il fitoplancton si considera in genere il rapporto atomico di Redfield, ove C:N:Si:P = 106:16:16:1. La regimazione fluviale può avere effetti rilevanti sulla disponibilità relativa delle diverse specie chimiche; in particolare sarà però influente sugli elementi biogenici con ciclo sedimentario, quali fosforo e silicio. Nei sedimenti, la rigenerazione della silice è molto più lenta che non quella di azoto e fosforo, per cui a valle degli sbarramenti si verifica

una limitazione tendenziale da Si per le diatomee e da P per gli altri taxa fitoplanctonici (Billen et al., 1991). Variazioni significative dei rapporti stechiometrici degli elementi essenziali sono state osservate più volte in sistemi fluviali bacinizzati di varie dimensioni (Van Bennekom & Salomons, 1981; Wahby et al., 1982, Conley et al., 1993; Conley et al., 2000; Friedl et al., 2004; Müller et al., 2008). La rilevanza del ruolo della silice può essere però pienamente compresa solo considerando le interazioni tra acque continentali ed ecosistemi marini adiacenti. Nella fattispecie, la riduzione del carico di silice al di sotto di certe soglie diventa critica per la crescita delle diatomee e si assiste ad uno shift nella composizione delle comunità fitoplanctoniche, nelle quali tendono a dominare coccolitofori e dinoflagellati (Humborg et al., 1997; Humborg et al., 2000). Variazioni così marcate della struttura delle comunità dei produttori primari si propagano poi a cascata lungo tutta la rete trofica marina, con conseguenze potenzialmente catastrofiche (Ittekkot et al., 2000).

Impatto sulla sedimentazione

Il tasso di accumulo di sedimento all'interno degli invasi è generalmente elevato. La World Commission of Dams stima che all'incirca 50 Km³ di sedimento si deposita ogni anno negli invasi artificiali (WCD 2000). L'efficienza di accumulo dipende da vari fattori: la dimensione dell'invaso, le sue caratteristiche geomorfologiche, l'uso del suolo attuato sul bacino, il rapporto tra la capacità dell'invaso e il volume d'acqua che vi si riversa. Il trasporto solido varia considerevolmente su scala temporale: sia stagionalmente che annualmente, in dipendenza dal transitorio idrologico. Per esempio, si è stimato che in USA metà del carico annuale particellato viene trasportato in soli 10 giorni di regimi di piena (McCully, 1996). Inoltre, all'interno del bacino le variazioni intense e frequenti nel livello idrometrico, a causa della gestione dello sbarramento, possono causare eccessiva erosione delle sponde e quindi accumulo ulteriore di materiale all'interno del bacino. La documentazione scientifica a riguardo è abbondante e approfondita. Per esempio il trasporto solido veicolato dai fiumi in Turchia sino al Mar Nero a seguito della costruzione di invasi artificiali è diminuito del 60% (Hay, 1994); nel Mississippi circa la metà di sedimento rimane intrappolato all'interno dei bacini, compromettendo il deposito di materiale alluvionale nelle aree deltizia e costiera e compromettendone la loro sopravvivenza. Infatti in mancanza di deposizione alluvionale non si riesce a contrastare efficacemente l'azione di erosione da parte delle acque oceaniche che determinano la retrocessione e riducono l'estensione delle aree costiere e deltizie (Blum & Roberts, 2009).

Gli impatti si verificano anche a valle dell'invaso. La diminuzione nel trasporto solido porta in realtà ad un aumento dell'azione erosiva della massa d'acqua nei tratti a valle dello sbarramento. Questo fenomeno incide sullo stato della piana alluvionale, con degrado e consumo di sponde e alveo

fluviale. L'azione erosiva rimuove principalmente il materiale più fine, lasciando depositi di materiale più grossolano che creano sul letto fluviale uno strato molto compatto (armored sediment) ed inalterabile da ulteriori azioni erosive (McCartney, 2009).

Di seguito viene riportato l'approccio integrato adottato dalla World Commission of Dams nell'analisi delle conseguenze ecologiche derivate dall'opera di bacinizzazione. Questa struttura gerarchica considera impatti di primo, secondo e terzo ordine in base alle implicazioni dirette e indirette delle componenti considerate e alla complessità delle interazioni che sussistono (WCD,2000).



Figura 2.1.1.: Valutazione integrata degli impatti dei bacini artificiali sull'ecosistema fluviale (modificato da Petts, 1984)

2.1.2. Contesto padano: Sbarramenti sul fiume Po

La realizzazione di sbarramenti sul fiume Po finalizzati alla regolazione dei deflussi e al mantenimento di fondali idonei alla navigazione è un tema di grande attualità, di interesse e risonanza nazionale.

Storicamente il primo progetto (Progetto SIMPO) che proponeva una regimazione diffusa su tutta l'asta fluviale del Po risale agli anni Sessanta e prevedeva quindici sbarramenti. La proposta redatta in questi anni trae la sua ragione d'essere alla disastrosa alluvione del 1951 ponendo come scopo principe la difesa idraulica del territorio. Recentemente, la proposta di regimazione nasce invece dall'urgenza di far fronte alla domanda irrigua a seguito della crisi idrica del 2003, e in misura minore del 2005 e dal mercato energetico che spinge sempre più verso la maggior indipendenza energetica con l'utilizzo di fonti rinnovabili e pulite come l'idroelettrico.



Figura 2.1.2: Localizzazione dei quattro sbarramenti previsti . Le aree colorate rappresentano i tratti di pertinenza delle diverse province interessate : in arancione la provincia di Parma.

Nell'aprile 2009 la Regione Lombardia, con Infrastrutture Lombarde, e AIPO - Agenzia Interregionale per il fiume Po hanno presentato un progetto che prevede la creazione di 4 sbarramenti situati nel tratto fluviale tra Cremona e foce Mincio (Fig. 2.1.2.). Nell'assetto progettuale più recente (Regione Lombardia, 2009), ogni sbarramento prevede la creazione di una traversa mobile e la costruzione di una centrale idroelettrica ad acqua fluente, il cui obiettivo è di generare energia sfruttando il salto utile dello sbarramento. Opere analoghe sul fiume Po sono state costruite negli anni 60, come ad esempio la Diga del Pascolo nei pressi di Torino o lo sbarramento di Isola Serafini, nei pressi di Piacenza localizzato alcune decine di chilometri a monte del primo sbarramento previsto dal progetto in esame.

Tra gli anni '70 e '80 del secolo scorso, sono stati condotti numerosi studi, prevalentemente di carattere idrobiologico, su corsi d'acqua bacinizati della Sardegna, della Sicilia e dell'Italia

peninsulare in conseguenza del preoccupante sviluppo dell'eutrofizzazione delle acque (Marchetti et al., 1992, Calvo et al., 1993; Sechi et al., 1993). Di particolare interesse è lo studio della limnologia dell'invaso artificiale di Pietra del Pertusillo, sul fiume Agri, nel quale furono analizzate le dinamiche dei nutrienti e l'evoluzione delle diverse comunità del lago (AAVV, 1978). Un censimento dei laghi artificiali dell'arco alpino è infine riportato in Gaggino & Cappelletti (1984). Si tratta comunque di sistemi profondamente alterati che non possono essere utilizzati come confronto per le valutazioni del progetto di bacinizzazione del Po. A questo riguardo però, si può utilizzare come riferimento lo sbarramento di Isola Serafini, che è localizzato alcune decine di chilometri a monte del primo sbarramento previsto dall'attuale progetto. Si tratta certamente di opere diverse sia per la struttura che per gli obiettivi. Le dimensioni, che sono dello stesso ordine di grandezza, e la localizzazione, praticamente nello stesso tratto in cui sono previsti i nuovi sbarramenti, permettono di acquisire dati sperimentali utili per una prima valutazione degli effetti ambientali degli sbarramenti e per l'implementazione dei modelli qualitativi.

Lo studio che viene di seguito presentato, si interessa di valutare le implicazioni ecologiche sul sistema fluviale indotte dalla presenza dello sbarramento di Isola Serafini e si inserisce all'interno di un progetto di valutazione dei potenziali impatti delle opere di bacinizzazione sul fiume Po promosso dalla Regione Emilia Romagna.

2.2. Obiettivi

Lo studio ecologico degli ecosistemi lotici si basa strettamente su due concetti fondamentali: il river continuum concept (Vannote et al., 1980) e il nutrient spiralling concept (Webster, 1975; Wallace et al., 1977). Questi concetti sono basati sull'analisi dei gradienti (Whittaker, 1967) nel quale i fiumi vengono considerati come sistemi ininterrotti e continui. Di fatto questi concetti largamente applicati, risultano alterati rispetto alla realtà. Ad oggi, gli ecosistemi fluviali che mantengono una continuità di percorso senza regimazioni artificiali sono pochissimi (Ward & Stanford, 1983). Le opere di bacinizzazione in primis, trasformano il sistema fluviale in una alternanza in serie di ecosistemi lotici e lentici (Friedl & Wehrli, 2004).

Questo studio ha l'obiettivo principale di verificare le alterazioni indotte dalla presenza dello sbarramento di Isola Serafini sull'ecosistema fluviale del fiume Po, se e in che misura si verifichino nel tratto fluviale interessato uno shift da ecosistema lotico a lentico.

In questo studio si intende verificare come gli sbarramenti dell'invaso di Isola Serafini possono alterare le caratteristiche abiotiche nel bacino e nel tratto a valle dello stesso e come queste possano ripercuotersi sulle dinamiche di riciclo di nutrienti e di produttività del sistema.

Dalla documentazione scientifica consultata, non risulta sia stato condotto ad oggi nessuno studio sugli effetti delle opere di bacinizzazione nel fiume Po e a livello internazionale la caratterizzazione del comparto bentonico non è mai stata inserita nell'approccio sperimentale adottato in questo ambito.

Priorità delle ipotesi da testare:

- Verifica degli impatti indotti dallo sbarramento
- Verifica della dipendenza degli impatti dal regime idrologico del fiume
- Verifica della dipendenza degli impatti dalla gestione dell'invaso
- Verifica della dipendenza degli impatti dalle condizioni ambientali.

2.3. Caso di Studio

Lo sbarramento di Isola Serafini è stato realizzato sfruttando il taglio di meandro dell'Isola Mezzadra avvenuto nel corso della piena del 1951, ed è entrato in esercizio nel 1963. L'altezza del salto è di 11 m e i volumi sversati a valle dipendono dai volumi d'acqua turbinabili dalla centrale e dal regime idrologico del fiume.

Il meandro di Po a valle dello sbarramento non rimane mai completamente isolato dal bacino, per garantire il Deflusso Minimo Vitale stabilito a 98 m³/s, pari al 10% della portata media rilevata alla sezione di Piacenza (ARPA Emilia Romagna). Nel tratto di valle del fiume Po, prima della confluenza con il canale di restituzione delle acque derivate dalla centrale, a circa 5 km dallo sbarramento, si verifica l'immissione del fiume Adda che ne aumenta sensibilmente la portata.

La regolazione delle paratoie, oltre al rispetto del Deflusso Minimo Vitale avviene secondo il seguente protocollo di gestione:

- per portate superiori a 1000 m³/s, che rappresenta la massima portata turbinabile, vengono aperte le paratoie a ventola che scaricano la portata in eccesso per tracimazione;
- per portate superiori a 1500 m³/s vengono aperte, oltre alle paratoie a ventola, anche le paratoie piane che permettono di scaricare parte della portata in eccesso dal fondo in corrispondenza della soglia della traversa;
- per portate superiori a circa 4'000 m³/s, le macchine vengono messe fuori servizio e l'intera portata viene scaricata al di sotto delle paratoie piane, ripristinando in pratica il deflusso lungo l'alveo naturale del Po.

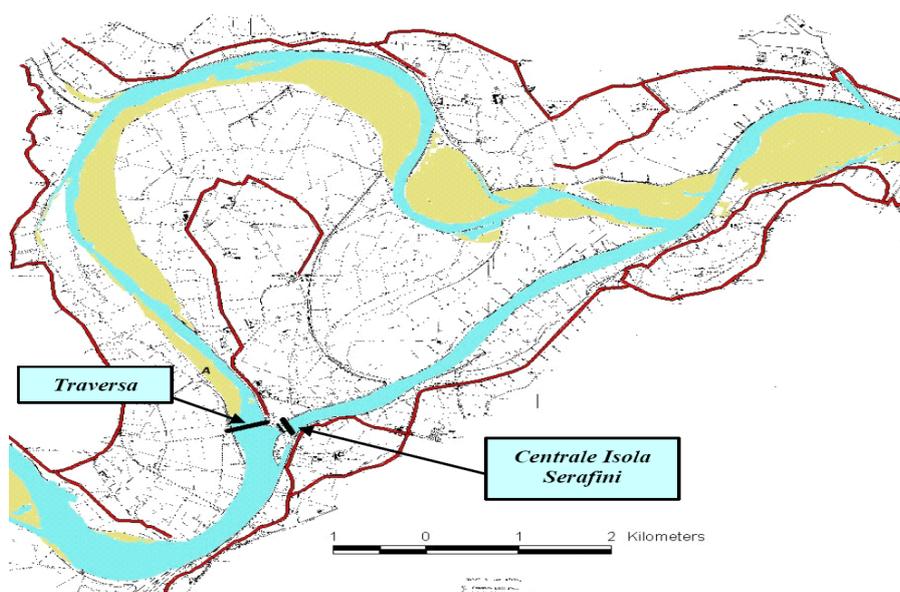


Figura 2.3.1.: Nodo idraulico di isola Serafini. Oltre la traversa di sinistra continua il meandro naturale del fiume Po e a destra oltre la centrale inizia il canale di restituzione.



Figura 2.3.2.: Traversa da valle, a regime minimo di deflusso, con solo due paratoie alzate.

Dal 1974 al 1977 furono condotti studi a prevalente carattere idrobiologico e venne avviata una prima indagine sulla qualità delle acque e dei sedimenti (Moretti et al., 1981, Rossaro, 1981). In questo e negli studi realizzati negli anni seguenti dall'IRSA gli effetti della bacinizzazione furono considerati solo marginalmente, per cui allo stato attuale la documentazione scientifica dedicata rimane scarsa e frammentata.

2.4. Indagini sperimentali nel bacino di Isola Serafini

Il programma di ricerca avviato nel mese di maggio 2009 ha avuto l'obiettivo di studiare la qualità delle acque e le principali alterazioni nei processi metabolici in cinque stazioni localizzate a monte e a valle dei due sbarramenti e i processi biogeochimici nei sedimenti di due stazioni poste nel bacino e nel tratto fluviale immediatamente a monte. L'indagine è stata svolta da maggio a novembre 2009, ma vengono presentati i risultati relativi alle campagne di monitoraggio effettuate sino a settembre. In questo periodo sono attese condizioni di magra (o comunque di basse portate) che risultano favorevoli per lo sviluppo dei processi biologici. Il programma di ricerca è stato organizzato in due attività:

- 2.4.1. COMPARTO ACQUATICO: Studio delle variazioni delle caratteristiche fisiche, chimiche ed ecologiche del sistema a scale temporali stagionale e giornaliera. Le indagini sono state svolte con una campagna di monitoraggio bisettimanale in cinque stazioni da maggio a settembre 2009 e con un ciclo giorno-notte di 24 ore effettuato dalle ore 19 dell'8 alle 19 del 9 agosto 2009
- 2.4.2. COMPARTO BENTONICO: Studio dei sedimenti e dei flussi bentonici nel bacino e nel tratto fluviale di monte a corrente. L'indagine è stata svolta in data 17 agosto.

2.4.1. Comparto acquatico: Materiali & Metodi

Studio delle variazioni delle caratteristiche fisiche, chimiche ed ecologiche del sistema a scale temporali stagionale e giornaliera.

L'indagine dedicata allo studio degli effetti dello sbarramento nel comparto acquatico è stata organizzata in 2 attività:

- Campagna di monitoraggio bisettimanale in cinque stazioni
- Campagna di monitoraggio continuativo per 24 ore nella stazione di monte e nel bacino

I campionamenti bisettimanali sono stati effettuati da maggio a novembre 2009. I campionamenti di maggio hanno avuto carattere preliminare e sono serviti soprattutto per mettere a punto le modalità di campionamento e le metodiche analitiche. In questo studio vengono forniti i risultati ottenuti sino alla fine di agosto, ovvero i dati relativi a 7 campagne di campionamento effettuate. Nella tabella 2.4.1. sono riportate le date di campionamento e le portate giornaliere misurate nella stazione idrometrica di Piacenza (dati ARPA Emilia Romagna).

Tabella 2.4.1.: Frequenza temporale dei campionamenti

Data di campionamento	Q Piacenza m ³ s ⁻¹
08/05/2009	1951
26/05/2009	2086
03/06/2009	1349
16/06/2009	1445
30/06/2009	857
14/07/2009	626
29/07/2009	486
17/08/2009	523
27/08/2009	567

I campionamenti sono stati svolti in cinque stazioni (Fig. 2.4.1.).

Stazione 1 (Mortizza), è situata all'altezza dell'abitato di Mortizza a circa 20 km dallo sbarramento. La stazione è stata scelta il più lontano possibile dal bacino per evitare l'effetto rigurgito. Nel periodo tardo primaverile-estivo gli apporti degli affluenti che si inseriscono in questo tratto (Torrenti Nure e Chiavenna e Colatore Mortizza) sono trascurabili al fine del nostro studio.

Stazione 2 (Bacino), è posta al centro dell'invaso; nelle date con bassi valori di portata e bassa velocità di corrente il prelievo è stato effettuato sia in superficie che al fondo.

Stazione 3 (Riva), è posta in sponda sinistra nel bacino in una zona di basso fondale, con bassa velocità di corrente. Le sponde sono coperte da vegetazione ripariale e la zona sommersa presenta vegetazione acquatica che si sviluppa nei periodi più caldi e a bassi regimi idrologici.

Stazione 4 (Canale), è situata a circa 5 km dallo sbarramento nel canale di restituzione delle acque della centrale idroelettrica ENEL, prima della confluenza con il fiume Po.

Stazione 5 (Valle Po), è situata nel meandro di Po, 6 km a valle dello sbarramento prima della confluenza con il fiume Adda.



STAZIONI		Z _{min}	Z _{max}
St.1	Mortizza	5.5	9.3
St.2	Bacino	5.4	8.1
St.3	Riva	1.4	2.8
St.4	Canale	2.8	7
St.5	VallePo	1.2	2.5

Figura 2.4.1.: Localizzazione dei siti di Campionamento. 1: Mortizza; 2: Bacino; 3: Riva; 4: Canale; 5: VallePo. Nella tabella sono riportate le profondità minima e massima misurate in ciascuna stazione.

Durante ogni campagna sperimentale, in ciascuna stazione, sono stati prelevati campioni d'acqua superficiale per la determinazione di:

3. variabili fisiche e chimiche della colonna d'acqua
4. gas disciolti (O₂, CO₂)
5. composizione comunità fitoplanctonica e zooplanctonica

Il monitoraggio continuativo di 24 ore è stato svolto dal 8 al 9 agosto 2009 in contemporanea nelle stazioni 1 e 2. Per ogni stazione sono stati prelevati 62 campioni per la determinazione della concentrazione di DO, 34 campioni per l'alcalinità e per il CH₄ e 7 campioni di acqua per l'analisi dei principali parametri idrochimici. Tutti i campioni sono stati prelevati alla profondità di circa 30 cm dal pelo libero dell'acqua.

Analisi delle variabili fisiche e chimiche e dei gas disciolti

Ad ogni prelievo è stata misurata la velocità della corrente con mulinello. I dati di portata sono stati invece forniti da ARPA Emilia-Romagna, servizio IdroMeteoClima. In prima approssimazione e per la pianificazione del campionamento sono stati utilizzati i dati on-line. Successivamente sono stati acquisiti ed utilizzati i dati validati.

Sul posto sono stati misurati i valori di temperatura, conducibilità e pH utilizzando una sonda multiparametrica (YSI mod. 556).

Sono stati successivamente prelevati 3 campioni d'acqua in ogni stazione per l'analisi in triplo dei parametri idrochimici considerati.

Per i gas disciolti, sono state usate provette cilindriche di vetro Exetainer con tappi a setto:

- Ossigeno disciolto (DO). Prelievi di campione di acqua non filtrata, fissazione con reagenti Winkler e determinazione con titolazione iodometrica (A.P.H.A., 1975).
- Carbonio inorganico totale (DIC). Prelievo e filtrazione di un volume noto di acqua; titolazione a 6 punti finali compresi nell'intervallo di pH di 7.7-6.6 e 4.4-3.7 (Anderson et al., 1986).
- Metano disciolto (CH₄). Prelievo e conservazione in vials a tenuta con spazio di testa noto (Van der Nat & Middelburg, 2000), determinazione per via gascromatografica (GC 9000 Fisons) con FID.

Per le analisi idrochimiche, i campioni d'acqua sono stati prelevati a mano, immergendo bottiglie da 1 litro alla profondità di circa 30 cm. Il campione è stato conservato refrigerato fino al momento dell'arrivo in laboratorio. In laboratorio il campione è stato filtrato; acqua filtrata e filtri sono stati conservati a -18 °C fino al momento dell'analisi. Il fosforo reattivo solubile è stato determinato immediatamente dopo la filtrazione.

Sono stati seguiti i seguenti protocolli di analisi:

- Azoto ammoniacale (NH₄⁺), spettrofotometria dopo reazione dello ione ammonio e formazione di indofenolo (Koroleff, 1970).
- Azoto nitroso (NO₂⁻), spettrofotometria dopo reazione di copulazione e diazotazione (A.P.H.A., 1975)
- Azoto nitrico (NO₃⁻) con lo stesso metodo usato per i nitriti, dopo riduzione in colonna di Cadmio e correzione per la concentrazione di NO₂⁻ (A.P.H.A., 1975).
- Fosforo reattivo solubile (SRP, PO₄³⁻), spettrofotometria dopo formazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente. (Valderrama, 1981).

- Fosforo particellato (PP), fosforo (TP) e azoto (TN) totali sono stati analizzati come SRP e nitrato previa digestione del campione in autoclave per 1 ora a 130 °C come indicato in Valderrama (1981).
- Silice Reattiva disciolta (DRSi) secondo metodologia spettrofotometrica estratta in soluzione acida (Golterman et al. 1978)
- La concentrazione di clorofilla “a” (Chl “a”) fitoplanctonica è stata determinata dopo estrazione in acetone al 90%, con spettrofotometria secondo il metodo tricromatico di Parson & Strickland (A.P.H.A., 1975).

L'analisi della composizione delle comunità fitoplanctoniche e zooplanctoniche sono svolte in collaborazione con la Dott.ssa Silvia Tavernini e la Dott. Isabella Bertani, nel laboratorio di idrobiologia del Dipartimento di Scienze Ambientali di Parma.

2.4.2. Comparto bentonico: Materiali & Metodi

Rilevanza dei processi bentonici e approccio sperimentale

Lo studio dei processi che avvengono nei sedimenti fluviali presenta oggettive difficoltà sperimentali che si riassumono nell'impossibilità di simulare in modo accurato la componente idraulica e valutare di conseguenza come i movimenti interstiziali delle acque causati dalla corrente influiscono sulle cinetiche dei processi. Questo vale in particolare per fiumi con substrato grossolano ed elevata velocità della corrente dove il moto turbolento interessa sia le acque superficiali che quelle interstiziali. La maggior parte delle ricerche sul metabolismo fluviale prevede infatti approcci “open channel” in cui i processi vengono desunti da analisi monte valle o da campionamenti ripetuti sulla stessa stazione o ancora seguendo il moto di una singola parcella d'acqua. In tutti i casi i tassi che si ricavano con questi approcci sono di tipo ecosistemico, riassumono quindi la sommatoria di processi fisici (come la riareazione atmosferica o lo sgasamento) e di processi biologici (senza poter distinguere quelli che avvengono in acqua da quelli che avvengono nel substrato). Molto raramente i processi bentonici vengono seguiti mediante incubazione di carote intatte di sedimenti. Se da un lato si riconoscono i limiti che questo approccio può avere, dall'altro si può affermare il livello di approssimazione di queste misure al “valore vero” dei processi è tanto migliore quanto minore è la velocità dell'acqua nel sistema lotico considerato. Velocità moderate della colonna d'acqua infatti non sono in grado di influenzare in modo significativo il movimento delle acque interstiziali: lo spostamento di ioni e molecole segue quindi dinamiche di tipo diffusivo.

Per questo motivo processi sedimentari sono stati caratterizzati con carote intatte di sedimento in stazioni fluviali del Po in periodo di magra, con portate inferiori a $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e velocità dell'acqua inferiore a 1 ms^{-1} . In queste condizioni infatti il rimescolamento ed il rinnovo delle acque sulla superficie del sedimento può essere ottenuto mediante il classico stirring della fase acquosa sovrastante l'interfaccia con barrette magnetiche (Dalsgaard et al., 2000).

Le carote intatte sono state campionate in due transetti posizionati a monte e in prossimità di un tratto bacinizzato del fiume. In ogni transetto sono state campionate tre stazioni che differiscono per la profondità (riva, intermedio, punto di massima profondità).

L'ipotesi alla base di questo lavoro è che la bacinizzazione di un segmento fluviale ed il conseguente rallentamento della velocità dell'acqua ha implicazioni sullo stato trofico del fiume, inteso come produzione primaria fitoplanctonica e sul trasporto solido, con effetti sul comparto bentonico in termini di accumulo di carbonio organico labile e stimolazione dei processi eterotrofi.

Più in generale, la bacinizzazione di un sistema fluviale converte segmenti di fiume in laghi eutrofici ad elevato tempo di ricambio, con substrati a componente limosa e organica caratterizzati da elevata attività metabolica batterica.

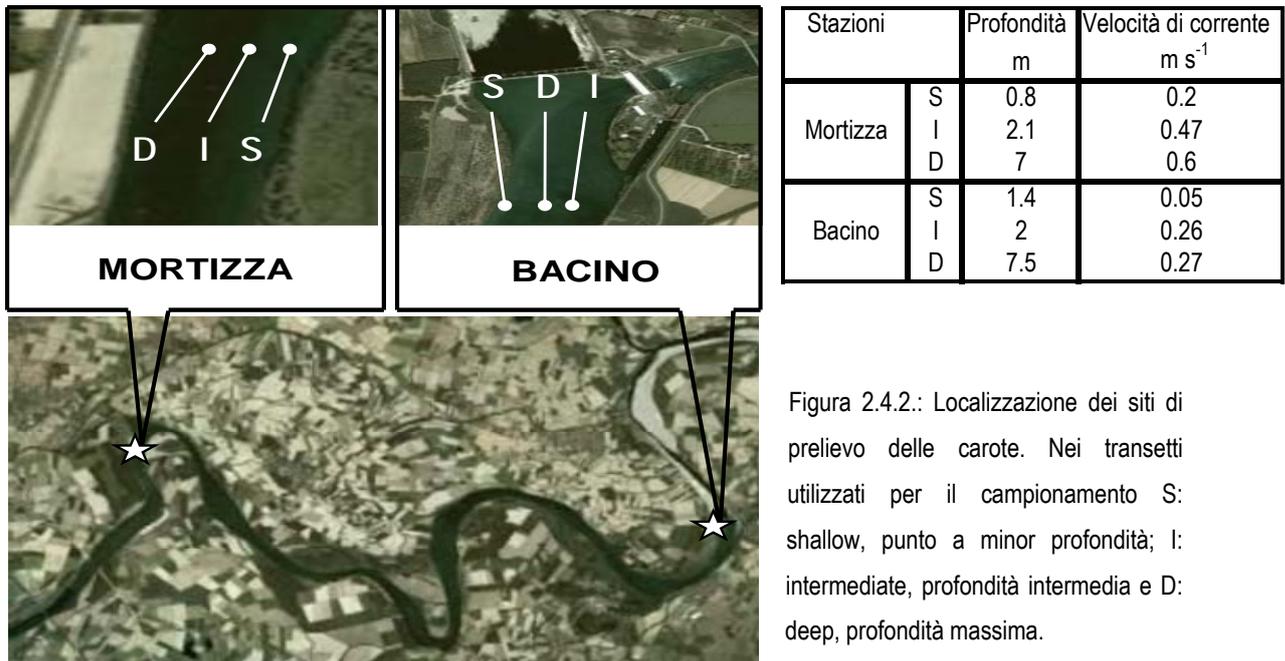


Figura 2.4.2.: Localizzazione dei siti di prelievo delle carote. Nei transetti utilizzati per il campionamento S: shallow, punto a minor profondità; I: intermediate, profondità intermedia e D: deep, profondità massima.

Carote intatte di sedimento (i.d. 4 cm, altezza 20 cm) sono state prelevate a mano mediante immersione subacquea in 6 stazioni (figura x) il 16/08/09. Per ogni sito sono state raccolte 4 carote.

Una volta campionate, le carote sono state immediatamente sommerse in acqua del sito di prelievo e trasferite in laboratorio per le fasi di preincubazione. Le carote sono state provviste di un sistema di

agitazione della colonna d'acqua basata su magneti sospesi a circa 5 cm dall'interfaccia acqua-sedimento e sommerse in vasche cilindriche munite di un motore centrale (Fig. 2.4.3.).



Figura 2.4.3.: Assetto sperimentale adottato per le incubazioni delle carote di sedimento.

Ogni vasca di incubazione era inoltre fornita di un sistema di insufflazione di aria per mantenere costante il tenore di ossigeno disciolto e una pompa da acquario per garantirne il completo rimescolamento e mantenere in sospensione il materiale particellato.

Le carote sono state mantenute in questo modo, alla temperatura dell'ambiente naturale, per una notte. Il mattino successivo sono iniziate le incubazioni, protratte per circa 5 ore in condizioni di buio vista l'assenza di penetrazione della luce nelle acque del Po.

Al momento dell'avvio delle incubazioni l'acqua di ogni vasca è stata abbassata opportunamente e ogni carota è stata munita di un tappo galleggiante in plexiglass. Simultaneamente, da ogni vasca, campioni di acqua sono stati prelevati per misure di ossigeno disciolto e nutrienti inorganici (PO_4^{3-} , SiO_2 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-). Alla fine dell'incubazione le carote sono state aperte e sottocampioni di acqua sono stati prelevati da ogni carota per le stesse analisi.

I flussi sono stati calcolati mediante l'equazione 1:

$$flux = \frac{(C_f - C_i) \times V}{t \times A} \quad (1)$$

Dove C_f e C_i sono le concentrazioni finali ed iniziali del soluto considerato, V è il volume della fase acquosa della carota, t è il tempo di incubazione, A è l'area di base della carota.

Al termine dell'incubazione le carote sono state estruse e sezionate per la caratterizzazione dello strato superficiale (0-2 cm) e di quello successivo sino all'orizzonte dei 5 cm di sedimento; i parametri investigati sono la sostanza organica, la clorofilla, la densità, la porosità.

Determinazioni analitiche

- La Clorofilla a fitoplanctonica è stata determinata spettrofotometricamente sugli estratti di circa 1 ml di sedimento fresco mantenuto in acetone al 90% in acqua per 24 ore al buio (A.P.H.A. 1975).
- La porosità, espressa come ml di acqua per ml di sedimento, è stata misurata come perdita in peso dopo essiccazione a 105°C per 24 ore di 5 ml di sedimento.
- Il contenuto di sostanza organica è stato determinato come perdita di peso per incenerimento a 550°C in muffola di circa 0.5 g del materiale preventivamente essiccato a 70°C.
- L'Ossigeno disciolto è stato determinato per titolazione secondo il metodo Winkler (A.P.H.A. 1975).
- Lo ione Ammonio è stato determinato spettrofotometricamente usando il metodo del blu indofenolo secondo Bower & Holm-Hansen (1980).
- Lo ione Nitrito è stato determinato spettrofotometricamente (A.P.H.A, 1975).
- Lo ione Nitrato è stato determinato spettrofotometricamente, dopo riduzione a nitrito con cadmio attivato con rame per diazotazione (A.P.H.A. 1975).
- Il Fosforo reattivo solubile è stato determinato spettrofotometricamente (visibile a 882 nm), mediante formazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente, (Valderrama, 1977).
- La silice reattiva disciolta è stata determinata spettrofotometricamente (A.P.H.A. 1975).

2.5. Risultati

2.5.1. Comparto acquatico

Variazioni su base stagionale delle caratteristiche fisiche, chimiche e dello stato trofico sul sistema acquatico

Impatto sul regime idrologico

Durante il monitoraggio primaverile - estivo, le portate del Po misurate a Piacenza sono risultate comprese tra 2086 e 486 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (Fig. 2.5.1.).

La velocità della corrente diminuisce dalla stazione 1 (Mortizza) alla stazione 2 (Bacino), raggiungendo valori minimi nella stazione 3, sottoriva (Fig. 2.5.1). Nel bacino la velocità di corrente risulta correlata con la portata, anche se di fatto oltre a dipendere dal regime idrologico risente anche della gestione delle paratoie. A valle degli sbarramenti, la velocità della corrente risulta pressoché costante con valori di $1.02 \pm 0.12 \text{ m s}^{-1}$ nella stazione 4 (canale di restituzione) e $0.64 \pm 0.20 \text{ m s}^{-1}$ nella stazione 5 di Valle di Po. La stazione 5 si trova nel ramo morto del Po che, a portate inferiori ai $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ viene alimentato dal deflusso derivato da due sole paratoie libere. Nel canale di scarico della centrale affluisce invece tutta la portata turbinata che è nettamente superiore.

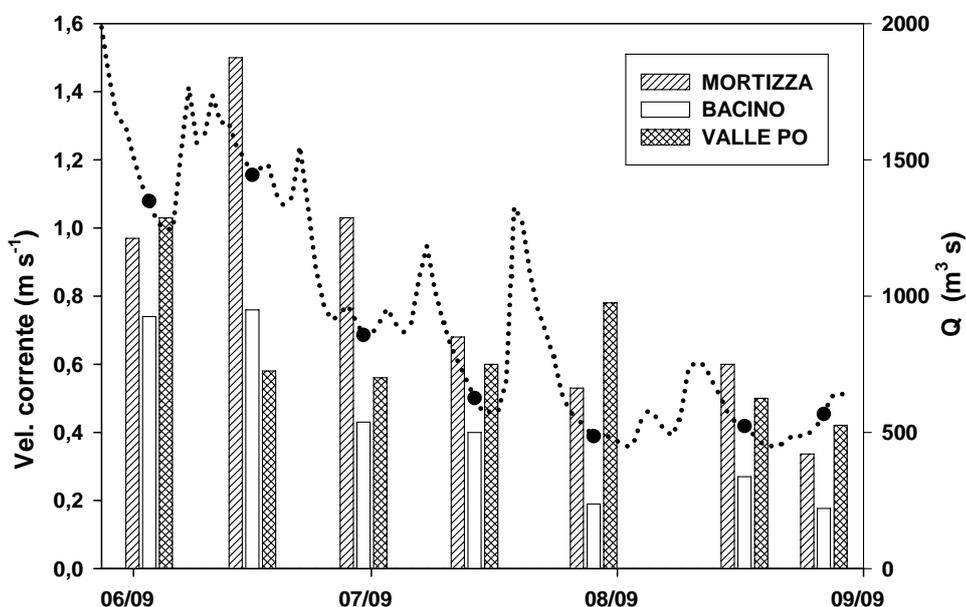


Figura 2.5.1. La curva rappresenta l'evoluzione delle portate del Po misurate nella stazione idrometrica di Piacenza. I cerchi rappresentano le date di campionamento. Le barre mostrano le velocità di corrente rilevate alla stazione di monte, di valle e nel bacino per ogni data.

La dipendenza del parametro della velocità rispetto alla portata risulta lineare solo all'interno del Bacino (Fig. 2.5.2.), mentre nelle stazioni Valle Po e Canale questo parametro varia in maniera irregolare rispetto alla portata perché il volume d'acqua che viene sversato a valle è influenzato dalla captazione della centrale idroelettrica che non risulta rispondere in maniera lineare al volume d'acqua in entrata al bacino.

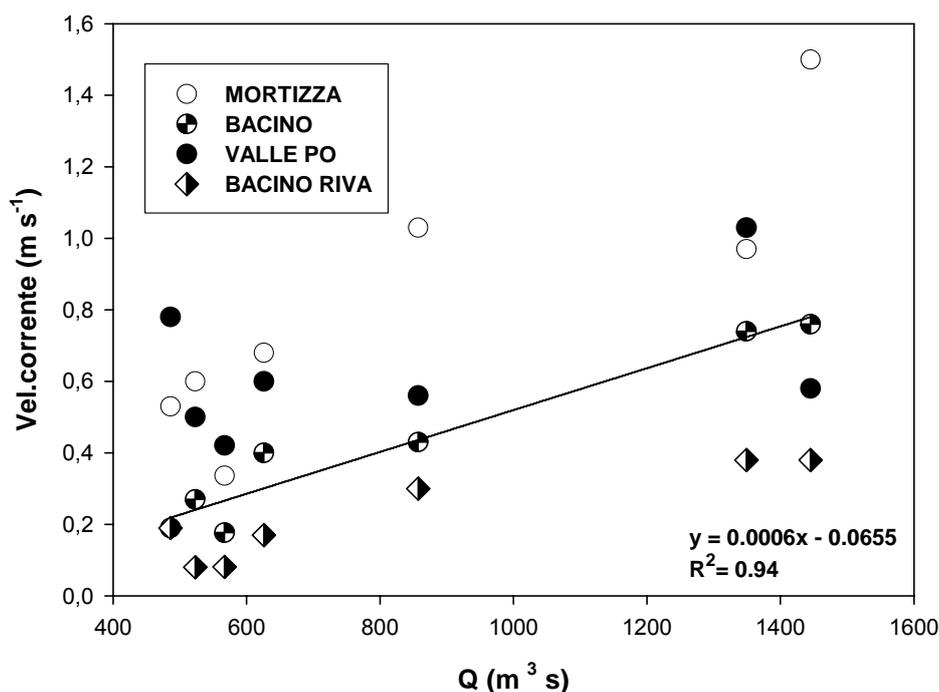


Figura 2.5.2.: Distribuzione dei valori di velocità di corrente in relazione alla portata. Nella Stazione Bacino la regressione lineare descrive bene la dispersione dei dati.

Impatto sul regime termico

La temperatura delle acque superficiali è influenzata dalla presenza della diga, in quanto nei periodi di minor portata aumenta da monte a valle di circa 1.5 °C (appendice 1). La massima escursione termica è stata registrata tra le stazioni Mortizza e VallePo che hanno anche le maggiori differenze di portata e livelli idrometrici. Temperature elevate sono state misurate anche nella stazione Riva, dove la vegetazione riparia e acquatica e la bassa profondità creano un ristagno maggiore che nel resto del bacino (Fig.2.5.3.). Nel bacino, non si è verificata stratificazione termica. La colonna d'acqua, che nella stazione di centro Bacino ha una profondità di 8-10 m, è sempre rimescolata con escursione termica al massimo di 0.7 °C.

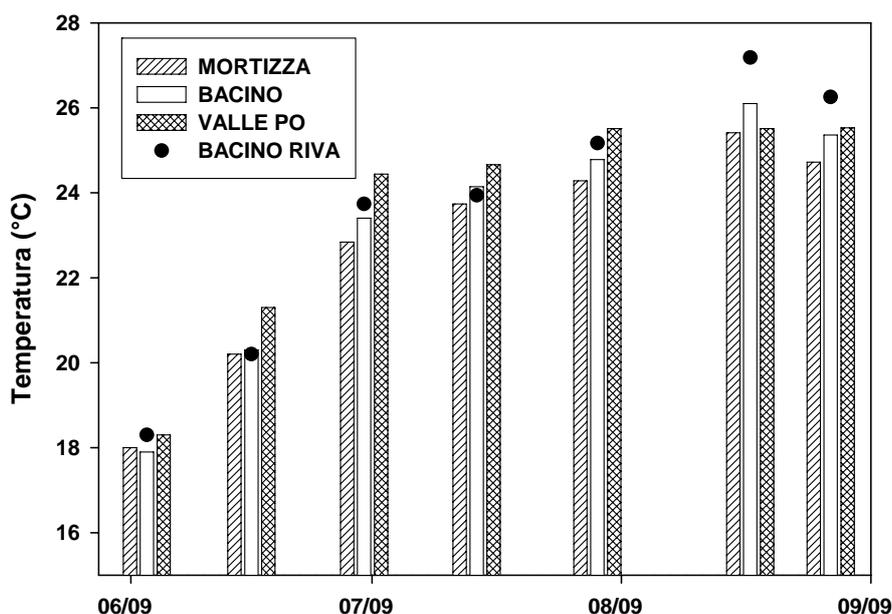


Figura 2.5.3.: Valori di temperatura per ogni stazione (escluso Canale) ad ogni data di campionamento.

Impatto sulla qualità delle acque

Evoluzione stagionale delle caratteristiche chimiche e dello stato trofico delle acque

Le concentrazioni del materiale solido in sospensione (SST) sono in stretta relazione con le portate e diminuiscono significativamente nel passaggio tra le stazioni di monte e bacino (Fig. 2.5.4.). Con portate inferiori ai $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, nel bacino le concentrazioni dei SST si riducono sino dell'80% ad indicare la dominanza dei processi sedimentazione ed accumulo che sono indotti dal rallentamento della velocità della corrente e dall'aumento dei tempi di residenza idraulica (Fig. 2.5.5.). La diminuzione dei SST è accompagnata dal progressivo aumento della concentrazione della clorofilla-a fitoplanctonica, che in agosto raggiunge un picco di oltre $100 \mu\text{g L}^{-1}$ in tutte le stazioni a monte degli sbarramenti, mentre a valle si osserva una leggera diminuzione (Fig. 2.5.4.). Nelle ultime tre date è stata determinata anche la concentrazione di clorofilla a nelle acque di fondo del Bacino che è risultata simile a quella di superficie. Più che la concentrazione assoluta, risulta interessante l'incremento del rapporto tra clorofilla-a e SST che è massimo nella stazione Bacino in coincidenza delle portate minime. Tale tendenza sta ad indicare che il materiale in sospensione è costituito da fitoplancton, come risulta anche dalla grande abbondanza delle diatomee che raggiungono i 55 milioni di cellule per litro. La presenza di comunità fitoplanctoniche risulta determinante nella composizione del materialeparticellato in sospensione che si arricchisce progressivamente di clorofilla "a", soprattutto nel Bacino, a significare una responsabilità diretta della densità algale nella

concentrazioni di SST ed una frazione organica che riveste un peso sempre maggiore nella composizione del particolato durante la stagione estiva.

Le elevate concentrazioni dei SST prima e della clorofilla-a fitoplanctonica successivamente, rendono conto della bassa trasparenza delle acque, come risulta dalla profondità di scomparsa del disco di Secchi che raramente supera il metro (dati non riportati).

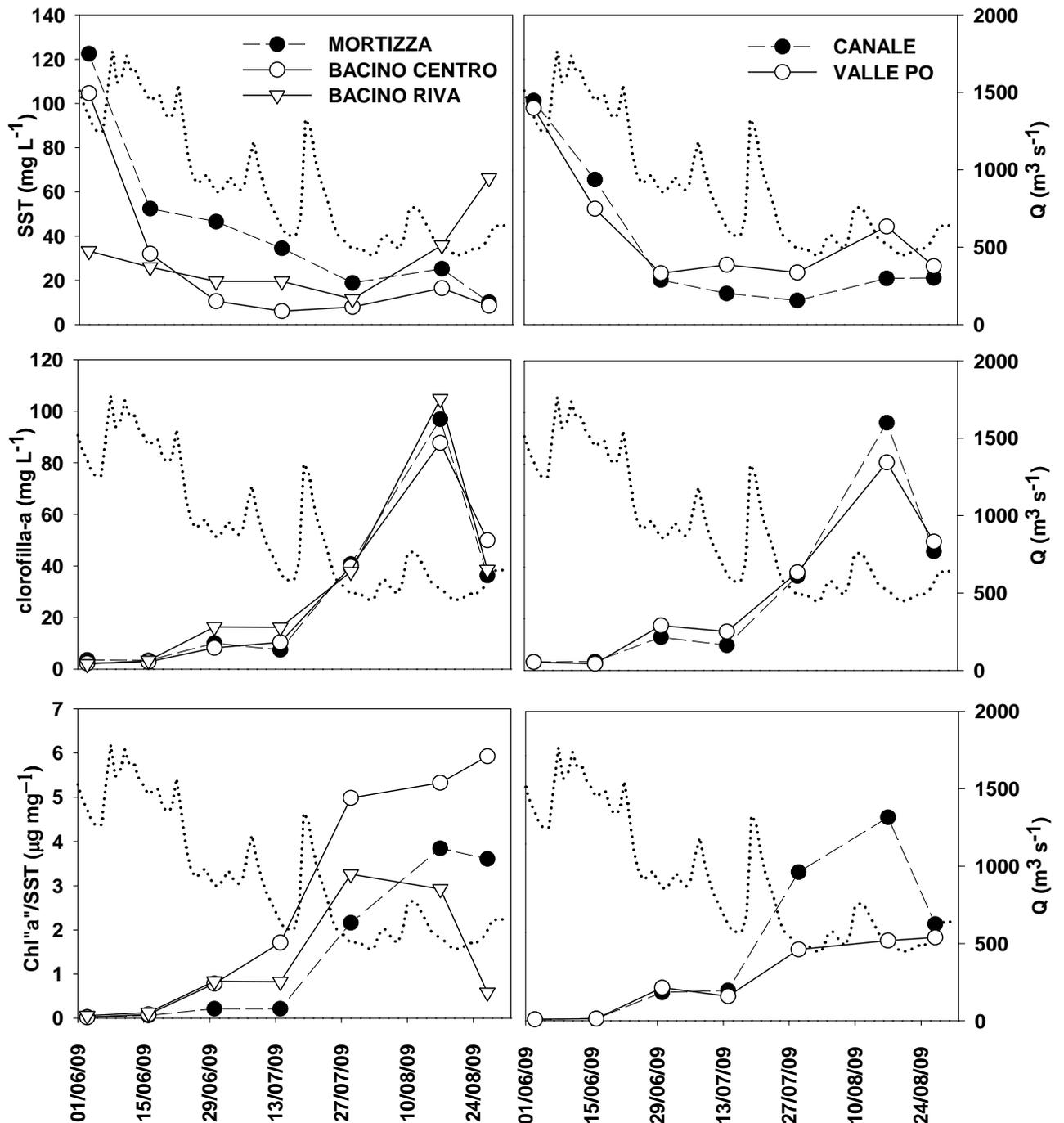


Figura 2.5.4. Variazioni temporali della portata (Q) a Piacenza, delle concentrazioni di solidi sospesi totali (SST) e clorofilla-a fitoplanctonica e del contenuto di clorofilla-a nel materiale particolato in sospensione nelle stazioni a monte (sinistra) e a valle(destra) degli sbarramenti.

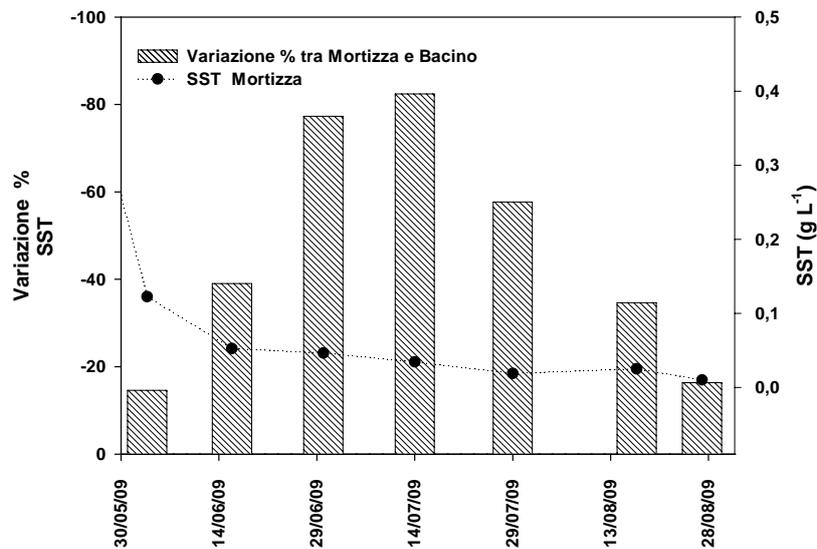


Figura 2. 5. 5. Variazioni delle concentrazioni dei SST tra le stazioni Mortizza e Bacino. Le barre indicano la variazione percentuale di SST tra Mortizza e Bacino e la curva mostra la distribuzione dei valori di SST a Mortizza.

Le concentrazioni dell'ossigeno disciolto nello strato superficiale aumentano progressivamente da giugno ad agosto, parallelamente all'aumento di temperatura e clorofilla-a fitoplanctonica e alla diminuzione delle portate e della velocità della corrente. Le fioriture fitoplanctoniche che si verificano nel mese di agosto sono accompagnate da un incremento dell'ossigeno disciolto nel bacino, in particolare nella stazione di Riva, mentre nella stazione Mortizza, situata in un tratto a corrente libera, le concentrazioni dell'ossigeno restano pressoché costanti ($8.04 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$), attorno al 100% di saturazione (Fig. 2.5.6.). A partire da fine luglio anche le acque dei tratti a valle dello sbarramento risultano più ossigenate con concentrazioni maggiori nel Canale rispetto a Valle Po. La diversità di concentrazione nelle due stazioni di Valle dipende sia da fattori fisici che da fattori biologici. Nel Canale il rimescolamento risulta maggiore, come dimostrano i valori di velocità di corrente mentre nel Fiume Po a valle dell'invaso, sito a bassa profondità e velocità ridotta, la produttività primaria risulta più intensa, in riferimento allo strato superficiale, come si evince dalle concentrazioni di Chl^{a} (Fig. 2.5.4.).

Durante il periodo di indagine non si è mai registrata anossia nelle acque di fondo, dove le concentrazioni più basse di DO rappresentano comunque il 73% di saturazione. Nella stazione Riva il picco di clorofilla raggiunge circa 13 mg L^{-1} , con un livello di saturazione di poco inferiore al 200%, in coincidenza con il picco di clorofilla. Il pH segue un andamento analogo, con valori fortemente alcalini nelle stazioni 2 e 3 in agosto, a riprova di un elevato prelievo di CO_2 dovuto ai processi fotosintetici operati del popolamento fitoplanctonico.

Gli effetti della produzione primaria che avviene nel bacino si trasmettono anche a valle, soprattutto nel canale di scarico della centrale (stazione Canale), dove si osserva un certo incremento della concentrazione dell'ossigeno disciolto e del pH.

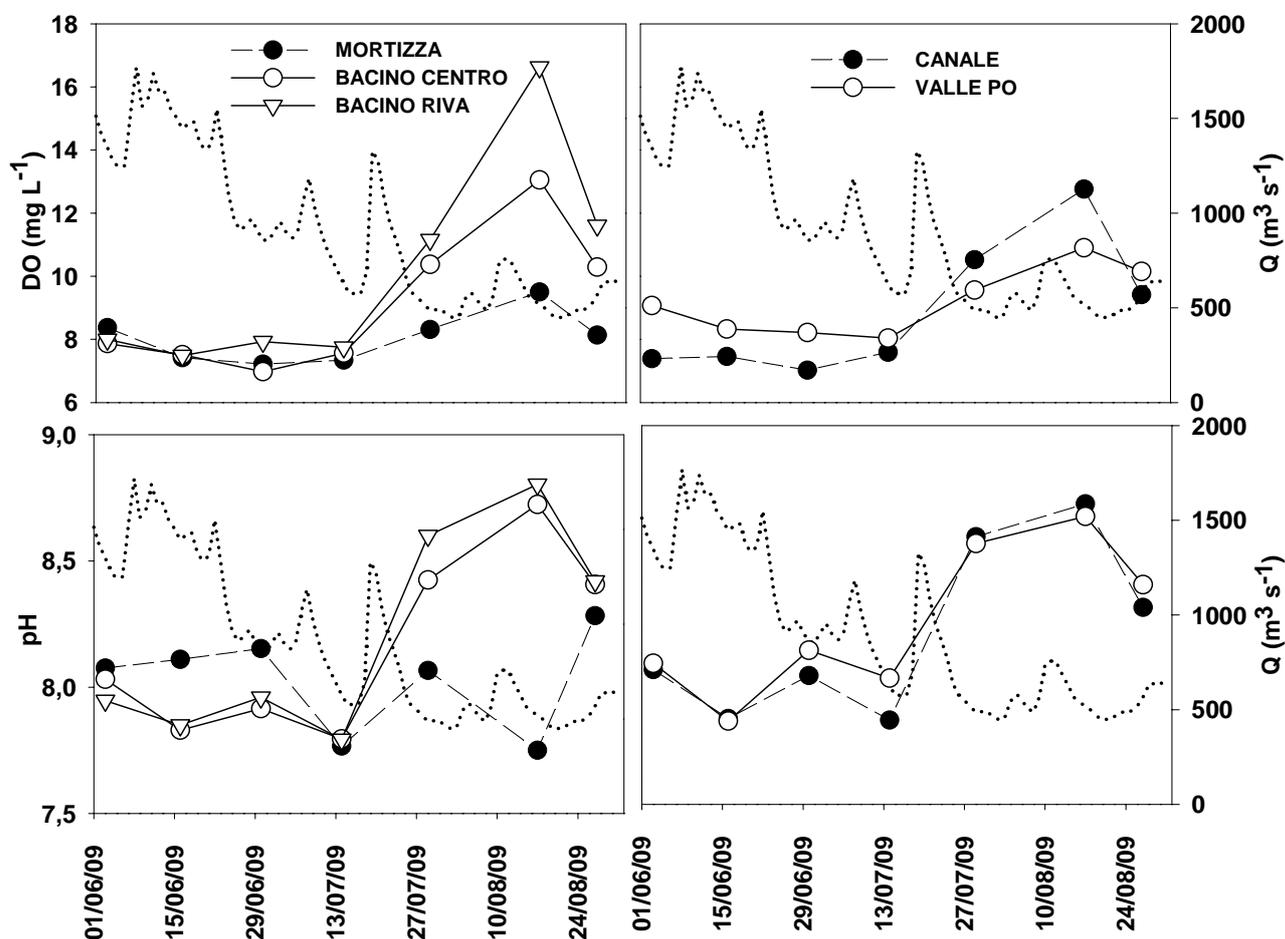


Figura 2.5.6. Variazioni delle portate (Q) delle concentrazioni dell'ossigeno disciolto e del pH nelle stazioni a monte (sinistra) e a valle(destra) degli sbarramenti.

L'abbattimento nel Bacino di trasporto solido, influisce anche sulle dinamiche dei carichi di nutrienti all'interno del Bacino. In Fig.2.5.7. si può notare come la variazione di concentrazioni di Fosforo totale (TP) tra le due stazioni in esame sia principalmente dovuta alla frazione di Fosforo particellato (PP) che sedimenta nel Bacino e che rappresenta l'alterazione del carico di P più significativa causata dalla presenza dell'invaso. Le concentrazioni di SRP rimangono molto contenute per tutto il periodo d'indagine con concentrazioni che variano da 9 a 56 $\mu\text{g L}^{-1}$ in entrambe le stazioni con differenza non significative tra monte e bacino. Molto più elevate sono le concentrazioni del Fosforo totale disciolto (TDP) che rappresentano in media meno del 50% del TP. TDP, TP e PP seguono lo stesso andamento temporale e diminuiscono al decrescere della portata.

Le concentrazioni del TP nelle stazioni Bacino e Riva sono mediamente inferiori a quelle della stazione di monte.

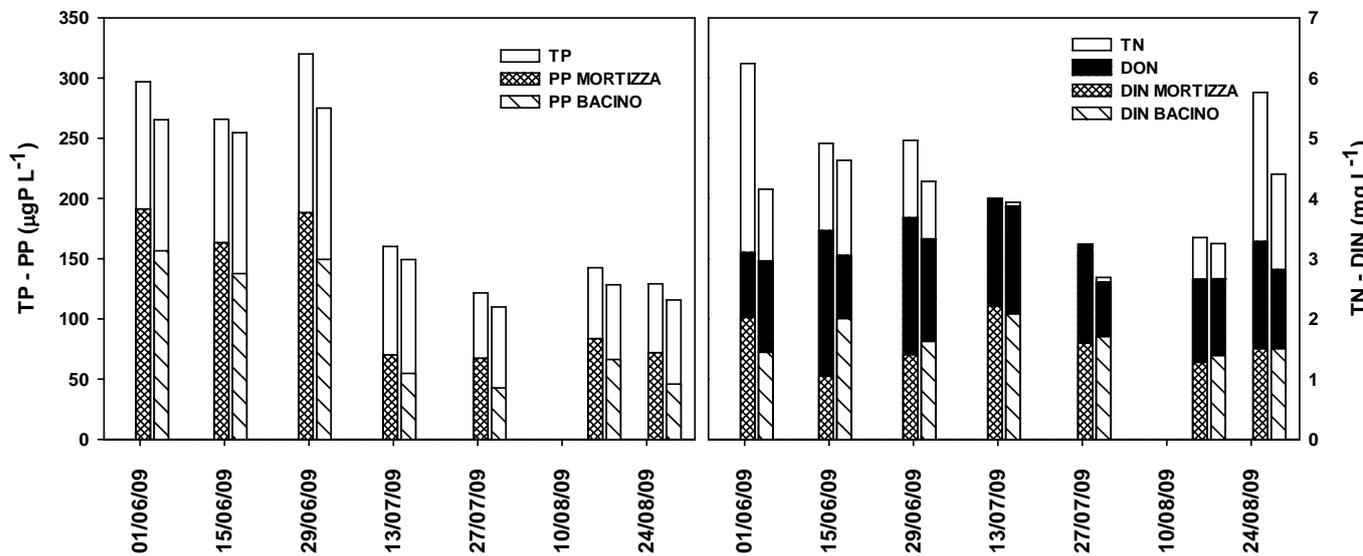


Figura 2.5.7: Evoluzione delle concentrazioni di TN e TP durante tutto il periodo di campionamento, differenziate anche per le frazioni di PP e DIN. Ad ogni data di campionamento, le barre di sinistra rappresentano la stazione di Mortizza e le barre di destra il Bacino.

Per quanto riguarda il carico di N, le analisi condotte rivelano una composizione più variabile; la frazione disciolta (inorganica e organica) risulta essere dominante con una percentuale che varia dal 57% al 97% rispetto al carico totale. La frazione inorganica disciolta (DIN) è principalmente rappresentata da nitrato (NO_3^-) con una concentrazione media $1,54 \pm 0,48 \text{ mg L}^{-1}$ in Mortizza e $1,56 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ nel Bacino. Lo ione ammoniacale ha concentrazioni contenute (Mortizza = $43,4 \pm 30,6 \mu\text{g L}^{-1}$; Bacino = $29,3 \pm 12,3 \mu\text{g L}^{-1}$), mentre è trascurabile il contributo dell'azoto nitroso.

Il materiale particellato non risulta avere un ruolo determinante nel carico totale di N, soprattutto nel mese di luglio, in cui la composizione di SST (a concentrazioni relativamente costanti) s'impoverisce di forme azotate. Analizzando le variazioni tra Mortizza e Bacino, si registra anche per questo nutriente una diminuzione delle concentrazioni. Mediamente, le concentrazioni di DIN più basse si ritrovano nella stazione Riva, caratterizzata da una maggiore stagnazione delle masse d'acqua. Le concentrazioni dell'azoto totale seguono sostanzialmente le variazioni di portata, con valori compresi tra 4 e 8 mg N L^{-1} con portate maggiori di $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e valori inferiori anche a 1 mg N L^{-1} durante la fase di crescita del fitoplancton (appendice 1). L'azoto organico totale ($\text{TON} = \text{TN} - \text{DIN}$) segue un andamento analogo e risente degli effetti della bacinizzazione soprattutto alle portate più basse. Complessivamente, gli sbarramenti non sembrano avere un effetto significativo sul trasporto di DIN e

TN, ma piuttosto sono in grado di trattenere azoto organico. Un accumulo di TON si ha ad esempio in coincidenza e dopo il bloom fitoplanctonico di metà agosto.

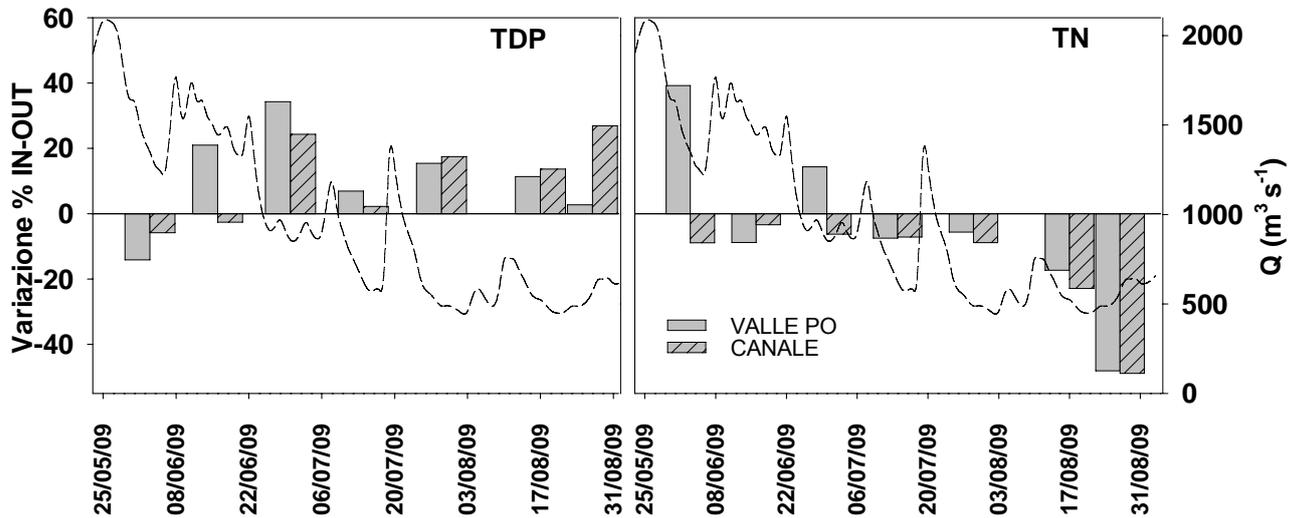


Figura 2.5.8.: Variazioni percentuali tra le concentrazioni di Mortizza e le concentrazioni di Canale e Valle PO. Ad ogni data di campionamento la barra a destra rappresenta la variazione rilevata nella stazione di Canale rispetto a Mortizza, nella barra di sinistra è rappresentata la stazione di Valle Po. La curva rappresenta l'evoluzione della portata durante tutto il periodo di campionamento.

Le alterazioni del carico che intervengono nel Bacino non sempre sono state riscontrate anche nelle stazioni di valle (Canale e Valle Po). In specifico, per quanto riguarda il carico di Fosforo, le concentrazioni di TP in entrambe le stazioni non risultano rispondere in maniera lineare a quelle presenti nel bacino e non sono significativamente diverse da esse per la maggior parte delle date di campionamento. In Fig.2.5.8. vengono presentate le variazioni percentuali di TDP tra Mortizza e le due stazioni di valle. Si nota una tendenza positiva, durante i periodi a regime idrologico più contenuto, ovvero le concentrazioni in queste due stazioni aumentano in media del 15,5 % rispetto a quelle in entrata nel Bacino. Tra la stazione Canale e Valle Po risulta discriminante il carico di PP presente: in Valle PO tendenzialmente si registra un aumento di questa componente, sempre in termini di concentrazione, mentre nel Canale questa frazione risulta minore di quella trasportata originariamente dal fiume e più simile alle concentrazioni di PP presenti nel Bacino. Le concentrazioni di PP oscillano nel Canale da 181 a 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ con un valore medio di $98 \pm 58 \mu\text{g L}^{-1}$, mentre nel Fiume Po di valle i valori sono compresi tra 209 e 70 $\mu\text{g L}^{-1}$ con un valore medio di $113 \pm 54 \mu\text{g L}^{-1}$.

Per quanto riguarda il carico di N, invece i trend rilevati a valle sono più coerenti con quello presentato per il bacino. Dal mese di luglio si nota al netto una diminuzione nelle concentrazioni di TN rispetto alle concentrazioni di Mortizza, con una variazione massima del 48 %. Le concentrazioni nelle due stazioni risultano simili, con un valore medio di $4,2 \pm 1,7 \text{ mg L}^{-1}$.

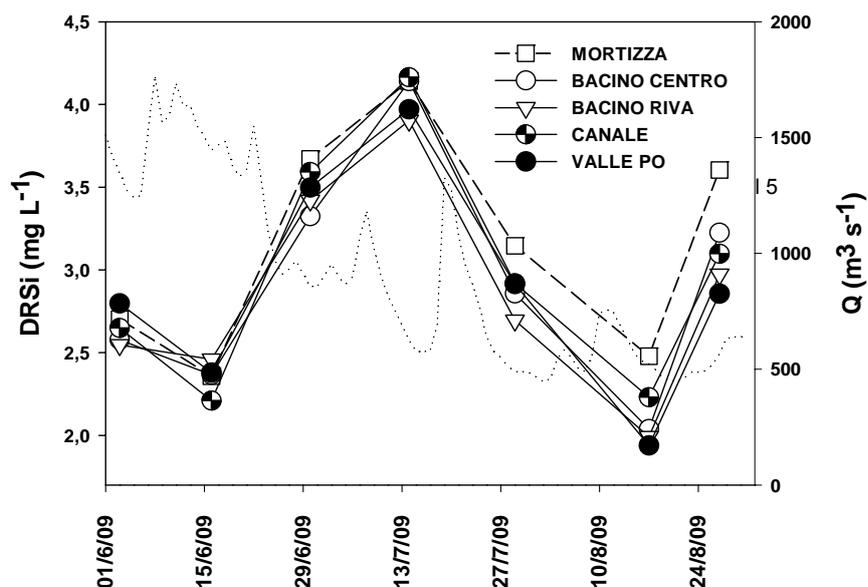


Figura 2.5.9. Variazioni delle portate (Q) e delle concentrazioni di silice reattiva disciolta (DRSi).

L'evoluzione delle concentrazioni della silice reattiva disciolta (DRSi), che danno traccia dello sviluppo delle comunità algali di diatome, seguono un andamento in parte concorde con quello del DIN, con concentrazioni mediamente comprese tra 2 e 4 mg Si L^{-1} (Fig. 2.5.9.).

Il picco di concentrazione di DRSi anticipa quello di Clorofilla "a". Le concentrazioni maggiori sono state riscontrate alla stazione di Mortizza ($4,1 \text{ mg L}^{-1}$) in data 14/07/09.

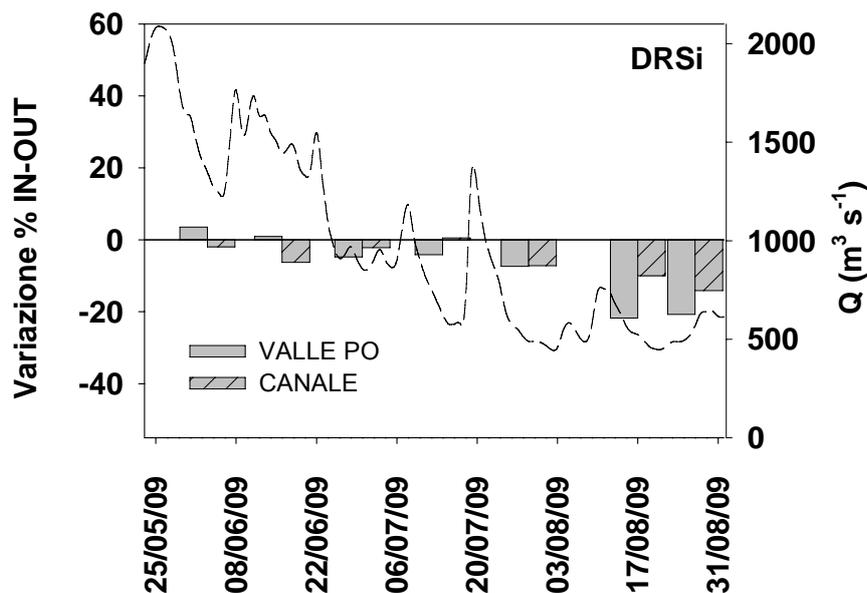


Figura 2.5.10. Variazione percentuale tra le concentrazioni di DRSi rilevate in stazione di monte (Mortizza) e le due stazioni di valle (Canale e Valle Po). Ad ogni data di campionamento le barre a destra rappresentano Canale e quelle a sinistra la stazione Valle Po.

Dal confronto tra le concentrazioni di monte e quelle di valle, al netto risulta una diminuzione del carico di DRSi soprattutto a partire da fine luglio, contemporaneamente alle portate più basse e all'aumento della concentrazione di Clorofilla "a". Questa diminuzione netta si verifica in misura maggiore nella stazione di Valle Po dove la percentuale di variazione massima registrata è del 21% rispetto alle concentrazioni relative a Mortizza (Fig.2.5.10.). Il fatto che nelle stazioni di valle si mantengano concentrazioni simili al Bacini, significa che, soprattutto al diminuire della portata il bacino diventa una trappola per la DRSi.

Sia i rapporti atomici $N: DRSi:SRP$ che $N: DRSi :TDP$ denotano una sostanziale limitazione da fosforo, soprattutto nel bacino e in coincidenza con il picco di clorofilla-a (appendice 1). Il rapporto $DRSi:DIN$ è invece mediamente bilanciato nelle stazioni 1, 3, 4 e 5, con valori pari a 0.95 ± 0.15 , mentre si osserva una debole limitazione da silice nella stazione 2, dove il rapporto $DRSi:DIN = 0.87 \pm 0.17$.

Sulla base dei criteri per la valutazione dello stato trofico delle acque lacustri relativa agli intervalli di concentrazione del fosforo totale e del picco di concentrazione della clorofilla-a (Vollenweider & Kerekes, 1982), le acque del bacino sono classificabili come ipertrofiche, vale a dire di bassa qualità. Tale giudizio è confermato considerando anche le concentrazioni dell'azoto totale che sono ampiamente sopra ai limiti dell'ipertrofia (Premazzi & Chiaudani, 1992).

Variazioni delle caratteristiche chimiche e dei gas disciolti in un ciclo giorno-notte

Il ciclo di indagini su base giornaliera è stato svolto dalle ore 19 dell'8 agosto alle 19 del giorno successivo. I risultati completi sono riportati nell'appendice 2. In questo paragrafo sono analizzati e discussi solo i dati più significativi che descrivono il metabolismo del sistema ed il comportamento di metano e anidride carbonica.

Durante le indagini si sono verificate condizioni meteorologiche di spiccata variabilità con due eventi piovosi tra le ore 22:00 e 24:00 dell'8 agosto e tra le 7:00 e le 9:00 del giorno successivo. Fenomeni temporaleschi di forte intensità a monte di Piacenza hanno infine causato un aumento di portata da 489 a 586 m³ s⁻¹.

Le concentrazioni dell'ossigeno disciolto presentano un chiaro andamento giornaliero con valori minimi a notte inoltrata e nelle prime ore del mattino e valori massimi nel pomeriggio (Fig. 2.5.12). Si tratta di un andamento atteso in quanto dipendente dalla temperatura e, soprattutto, dai processi fotosintetici che avvengono nelle ore diurne e di quelli respiratori che prevalgono nelle ore notturne. Le concentrazioni dell'ossigeno risultano sempre più elevate nel Bacino (13,1 – 9,3 mg L⁻¹) che nel tratto a corrente libera a Mortizza (11,3 – 7,4 mg L⁻¹).

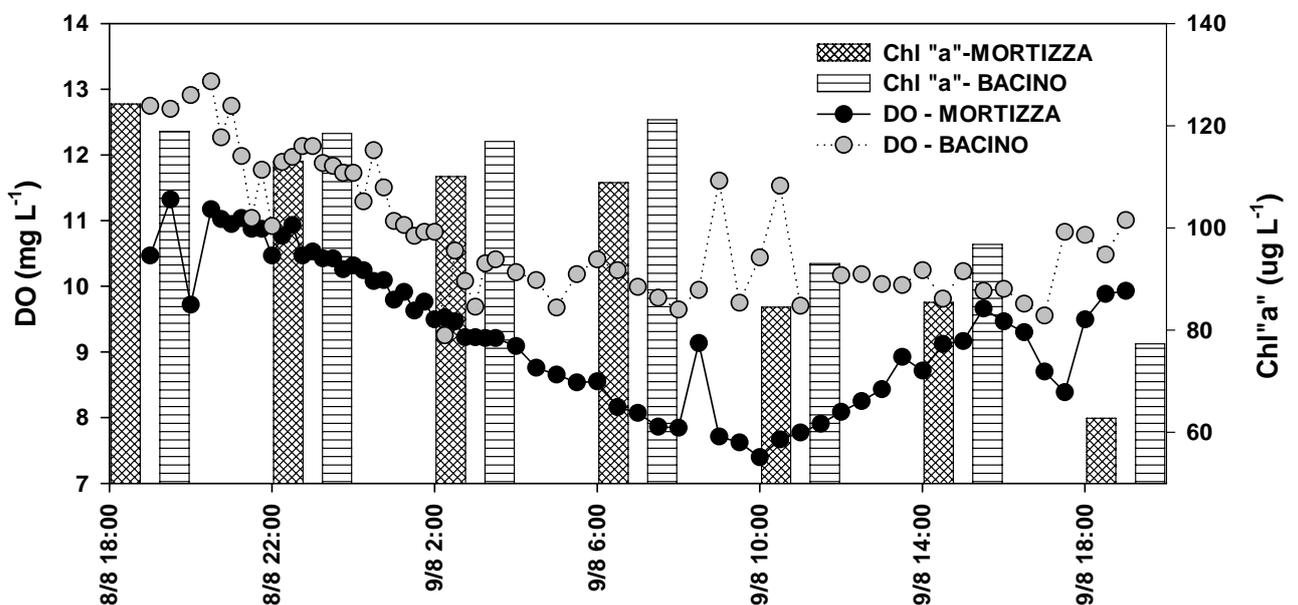


Figura 2.5.11.. Variazioni delle concentrazioni di ossigeno disciolto (punti) e clorofilla-a fitoplanctonica (barre) nelle stazioni 1 (Mortizza) e 2 (Bacino) nell'arco di un ciclo di misure giorno-notte, dalle ore 19 dell'8 agosto alle 19 del giorno successivo.

La distribuzione dei dati di concentrazione a Mortizza risulta più lineare rispetto al Bacino (Fig.2.5.11), e si possono determinare le funzioni che descrivono la fase di consumo netto notturno e la fase di produzione netta giornaliera in relazione al tempo (Fig.2.5.12 e 2.5.13).

I dati rilevati dalle 20 alle 6 del giorno successivo sono stati analizzati con un modello di regressione della concentrazione dell'ossigeno disciolto (DO, mg L⁻¹) in funzione del tempo (t, h):

$$DO = a + b \cdot t \quad (1)$$

dove b (mg L⁻¹ h⁻¹) rappresenta la respirazione della comunità.

La respirazione non è significativamente diversa nelle due stazioni con b=0.25 (R²=0.89, P<0.01) a Mortizza e b=0.26 (R²=0.77, P<0.01) nel bacino. I dati rilevati il 9 agosto dal sorgere del sole in poi presentano una variabilità tale da non consentire il calcolo della produzione netta. Due fattori possono avere creato una variabilità di fondo che maschera gli effetti dei processi biologici, soprattutto nel bacino: l'improvviso aumento di portata e il forte incremento di temperatura dell'acqua superficiale che è passata da 22.1 a 28.3 °C in sole cinque ore, dalle 8 alle 13.30. Nella stazione di Mortizza, in corrente libera, l'escursione termica giornaliera è stata invece di soli 1.4 °C.

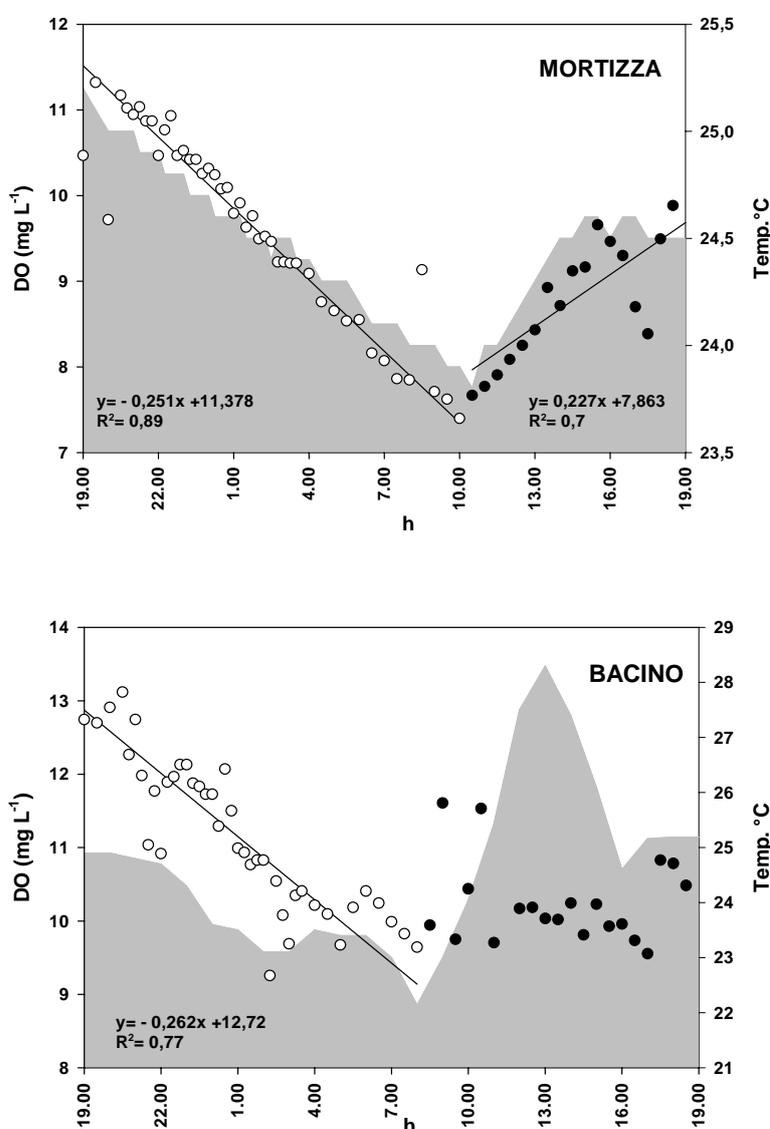


Figura 3.5.12. & 3.5.13.: Fase notturna e fase luminosa nell'evoluzione delle concentrazioni di DO. Nell'area in grigio è rappresentata la temperatura.

A Mortizza la funzione lineare che descrive le concentrazioni di DO al variare della temperatura è risultata significativa ($R^2=0.84$, $P<0.01$). Questo non si verifica per il Bacino dove la dispersione delle concentrazioni sulle temperature è più ampia (Fig. 3.5.14); da notare come le concentrazioni di Chl "a" risultano anch'esse significativamente diverse tra le due stazioni con picchi di concentrazioni shiftati nel tempo. Nel Bacino la concentrazione massima è di $121.2 \mu\text{g L}^{-1}$ (ore 7:00 di 09/08/09) e a Mortizza il valore massimo di clorofilla fitoplanctonica è di $124 \mu\text{g L}^{-1}$ riferita alle ore 19:00 del 08/09/09 (Fig.2.5.11.).

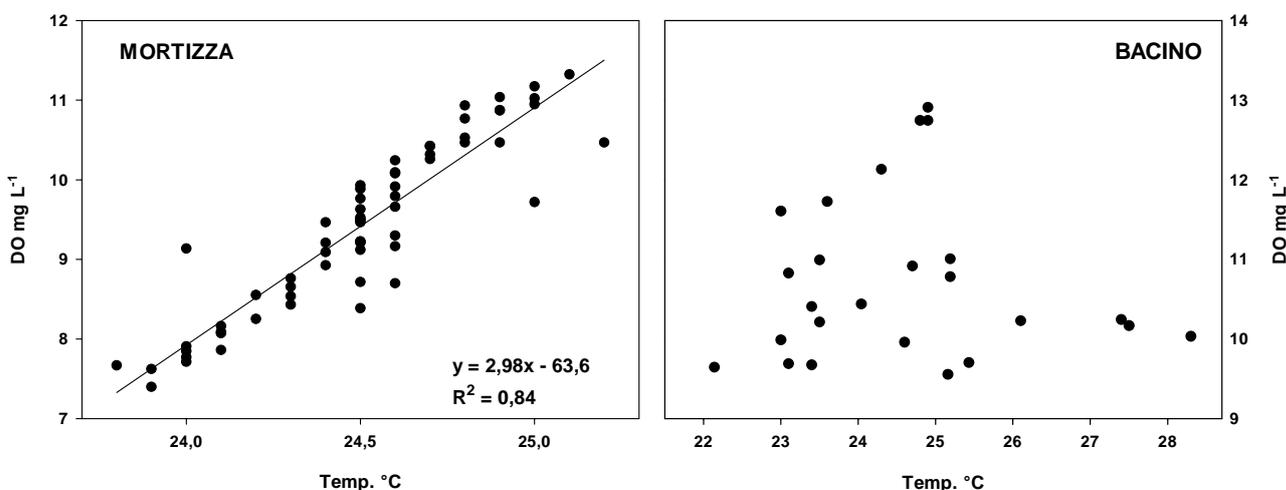


Figura 2.5.14: Relazione tra Temperatura e concentrazioni di DO, per la stazione di Mortizza (sinistra) e la stazione di Bacino (destra).

L'evoluzione temporale delle concentrazioni della CO_2 denota un andamento simile a quello dell'ossigeno; infatti nella stazione di monte si osserva una fase notturna distinguibile da quella diurna, mentre nel bacino le dinamiche sono meno evidenti e la variabilità nelle concentrazioni è più contenuta (Fig. 3.5.16). Nella stazione di Mortizza, l'andamento della concentrazione della CO_2 è complementare a quello dell'ossigeno disciolto. Il picco notturno di $59.2 \mu\text{M}$ e il minimo diurno di $21.7 \mu\text{M}$ sono molto più ampi che nel bacino, dove l'intervallo giorno-notte è compreso tra 13.9 e $28.2 \mu\text{M}$.

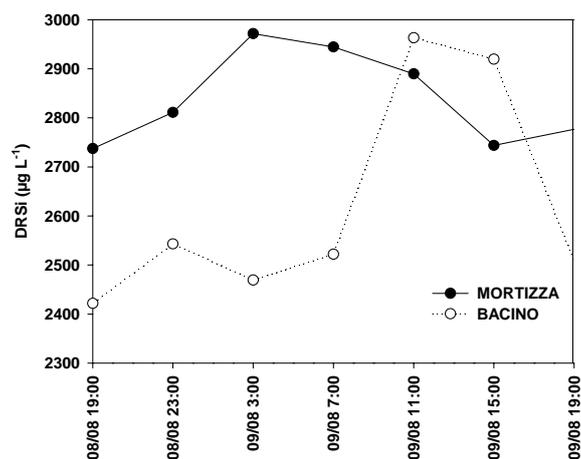


Figura 2.5.15.: Concentrazioni di Silice Reattiva disciolta nelle due stazioni .

Le concentrazioni del metano non presentano un andamento giornaliero e sono nettamente più elevate nel bacino ($2.44 \pm 0.68 \mu\text{M}$) che nella stazione di monte ($0.92 \pm 0.22 \mu\text{M}$). Questo dato è in accordo con quanto verificato per le grandi dighe, ovvero indica che anche i bacini fluviali di piccole dimensioni possono essere sorgenti di metano.

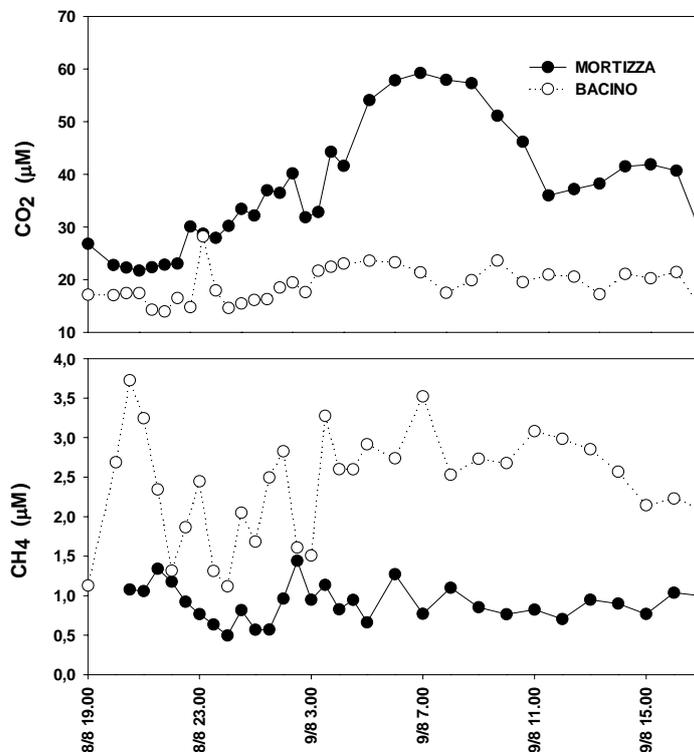


Figura 2.5.16. Variazioni delle concentrazioni di anidride carbonica (CO₂) e metano (CH₄) nelle stazioni 1 (Mortizza) e 2 (Bacino) nell'arco di un ciclo di misure giorno-notte, dalle ore 19 dell'8 agosto alle 19 del giorno successivo.

Nel Bacino la variabilità nella concentrazione di Silice Reattiva Disciolta è più marcata, ed in questa stazione è distinguibile un'aumento durante la fase luminosa (Fig.2.5.15). Questo fenomeno può essere spiegato dalle dinamiche in situ di migrazioni verticali all'interno della colonna d'acqua a carico delle comunità di diatomee. Anche durante questo campionamento intensivo le concentrazioni medie di DRSi nel tratto fluviale risultano maggiori (Mortizza : $2,62 \pm 0.22$; Bacino : 2.84 ± 0.96).

2.5.2. Comparto bentonico

Studio dei sedimenti e dei flussi bentonici nel bacino e nel tratto fluviale a corrente libera a monte

Caratteristiche del sedimento

Differenze altamente significative sono state riscontrate in tutti i flussi in relazione al transetto campionato (Fig.2.5.20). In particolare i sedimenti fluviali del transetto nel segmento bacinizzato hanno un consumo di accettori di elettroni (ossigeno e azoto nitrico) e un tasso di rigenerazione di nutrienti (fosforo e silice reattiva disciolti e azoto ammoniacale) significativamente maggiori rispetto ai sedimenti prelevati nel transetto del segmento prettamente fluviale. Non sembrano casuali le differenze riscontrate all'interno di ogni transetto relative ai punti di campionamento, con valori crescenti o decrescenti dei flussi alle diverse profondità di prelievo (Fig. 2.5.20).

Tabella 2.5.1. Caratteristiche fisiche e contenuto di sostanza organica e fosforo dei sedimenti superficiali (orizzonte 0-2) nelle stazioni a corrente libera (Mortizza) e nel bacino. Sono riportati i valori medi e le relative deviazioni standard. I dati dei due strati sono stati mediati, in quanto non significativamente diversi. . Per il significato dei simboli e delle abbreviazioni si rimanda alla figure 2.10.

		porosità	densità	sostanza organica	fosforo totale
		$\text{Cm}^3 \text{ cm}^{-3}$	g cm^{-3}	% p.s.	mg g^{-1} p.s.
Mortizza	S	16.1±1.0	1.65±0.04	0.50±0.13	0.22±0.08
	I	19.5±0.2	1.44±0.02	0.24±0.06	0.20±0.02
	D	21.2±0.4	1.42±0.04	0.24±0.01	0.19±0.01
Bacino	S	48.6±7.0	1.00±0.08	2.93±0.04	0.61±0.07
	I	24.8±4.0	1.37±0.15	0.99±0.13	0.28±0.04
	D	22.8±3.9	1.39±0.08	0.59±0.05	0.29±0.04

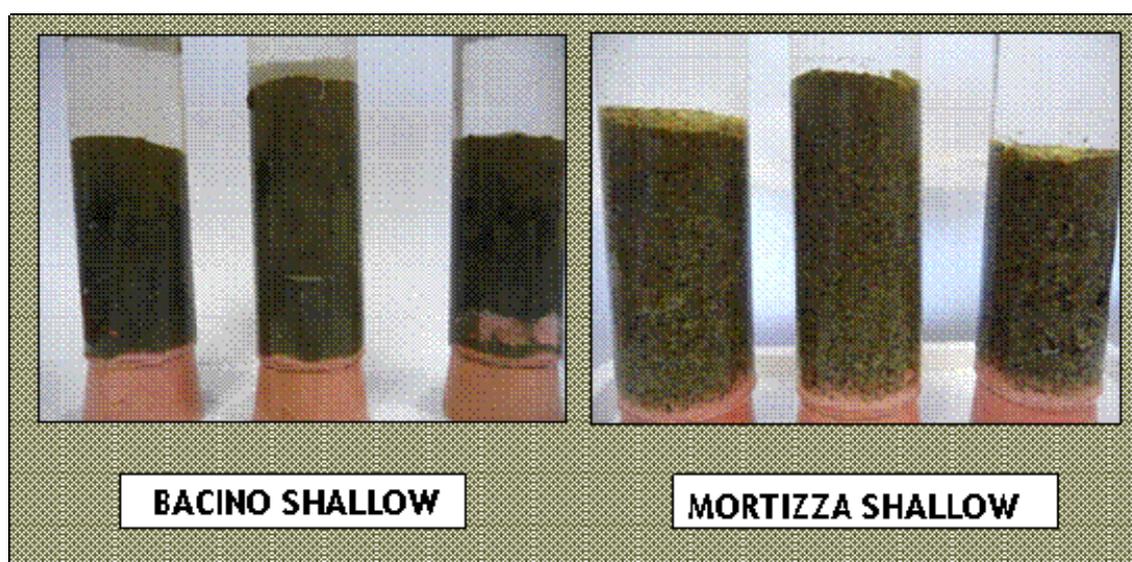


Figura 2.5.17.: Composizione dei sedimenti di bassa profondità per entrambi i siti (Mortizza & Bacino)

Nella stazione a corrente libera prevale la componente sabbiosa, mentre in quella bacinizzata il sedimento è limo-sabbioso. Nel sedimento superficiale le differenze tra gli strati 0-2 e 2-5 cm per tutte le variabili considerate non sono risultate significative, per cui vengono presentati solo i dati del primo orizzonte 0-2 cm.

Dalla caratterizzazione dei sedimenti emerge come i siti a minor profondità, dove l'effetto di erosione è meno intenso, abbiano una composizione più arricchita di materiale organico. Nel Bacino il sito Shallow mostra caratteristiche uniche tra i sedimenti prelevati, con una matrice organica diffusa anche oltre i 5 cm e una componente sabbiosa quasi assente, a dimostrazione di un intenso fenomeno di sedimentazione e accumulo di materiale organico (Fig.2.5.17). A parte le carote dei siti Shallow con una frazione organica limosa evidente, nelle carote di sedimento relative alle altre profondità è predominante la componente sabbiosa. A Mortizza la componente inerte sabbiosa è risultata ubiquitaria e dominante.

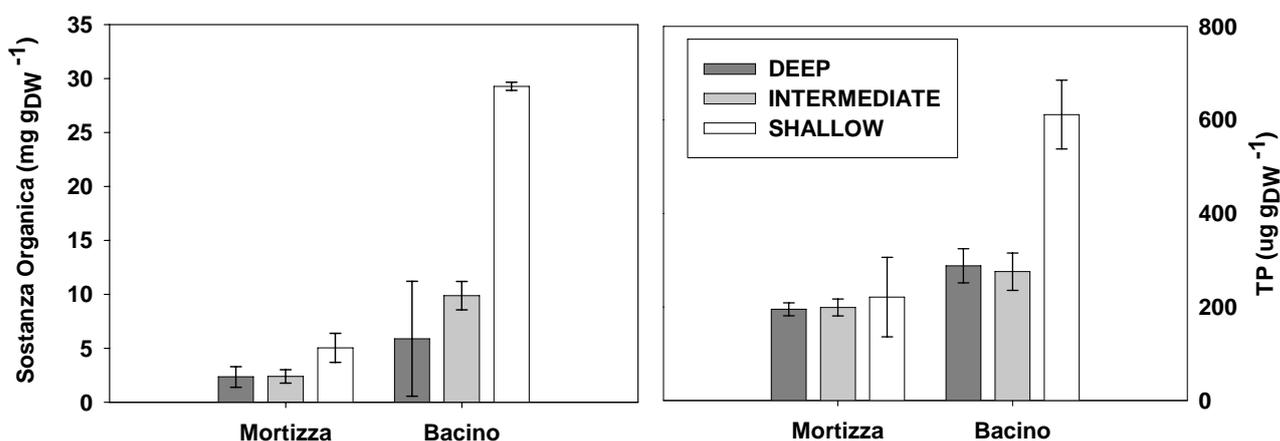


Figura 2.5.18.: Sostanza Organica, nei sedimenti delle due stazioni , rispettivamente nei 3 siti a diversa profondità.

Il contenuto di sostanza organica aumenta da monte a valle e al diminuire della profondità e raggiunge il valore più elevato (2.93 ± 0.04 %) nella stazione meno profonda nel bacino, mentre il valore minimo è stato misurato nella stazione a maggiore profondità (0.24 ± 0.01 %) nel tratto a corrente libera (Tabella 2.5.1. & Fig.2.5.18). Il gradiente di concentrazione tra le varie profondità è molto più accentuato nel Bacino, dove il contenuto di sostanza organica aumenta da circa sei volte nella stazione S a circa due volte nella stazione D. Anche Il Fosforo totale del sedimento aumenta significativamente da monte a valle. Nella stazione di Mortizza il contenuto del P del sedimento è pressoché costante e non è influenzato dalla profondità, mentre nella stazione nel bacino si osserva un netto gradiente inversamente correlato alla profondità della lama d'acqua.

La concentrazione della clorofilla-a nel sedimento superficiale aumenta in modo netto al diminuire della profondità in entrambe le stazioni (Fig. 2.5.19). Nella stazione del bacino le concentrazioni della

clorofilla-a sono però dieci volte più elevate che nel tratto in corrente libera (Bacino S: $45.6 \pm 10.5 \mu\text{g g}_{\text{DW}}^{-1}$; Mortizza S: $6.3 \pm 2.6 \mu\text{g g}_{\text{DW}}^{-1}$). Tali valori sono da attribuire alla sedimentazione del particolato trasportato da monte e derivante dalle fioriture fitoplanctoniche nel bacino.

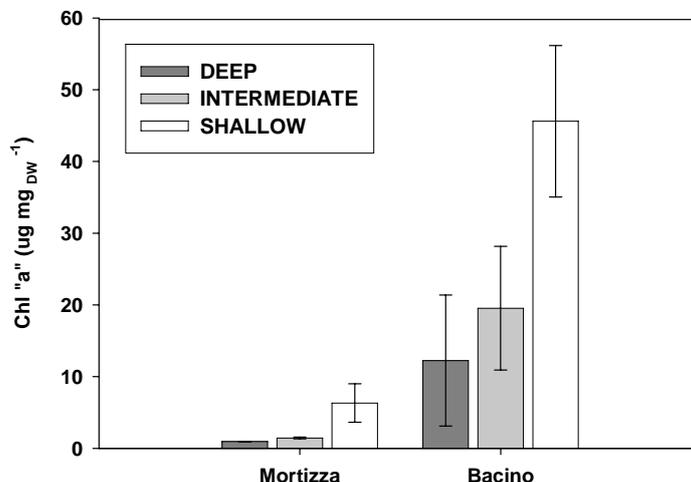


Figura 2.5.19.. Concentrazione della clorofilla-a nel sedimento superficiale (orizzonte 0-2 cm).

Flussi sedimento-acqua

Le diverse caratteristiche del sedimento superficiale tra il tratto a corrente libera e quello bacinizzato si traducono in differenze altamente significative dei flussi di O_2 , SRP, DRSi, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- (Fig. 2.5.20). I flussi misurati nelle carote sono i risultati di processi eterotrofi perché misurati al buio; per tutti le specie chimiche interessate essi sono risultati significativamente diversi anche tra tutte le profondità campionate (Tab.2.5.2.).

Il tasso di respirazione nei sedimenti è più intenso dove più intensi sono i processi di rigenerazione di materiale organico. Il consumo di ossigeno nella stazione del bacino (Bacino S: $3.87 \pm 0.46 \text{ mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) è doppio rispetto a quello misurato a Mortizza e aumenta al diminuire delle profondità. Nel bacino per i tutti i nutrienti, ad eccezione del NO_3^- , i flussi sono risultati positivi con rigenerazione verso la colonna d'acqua. Per il PO_4^{3-} , il flusso dal sedimento è variabile tra 20 e $15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; per la DRSi dal sito Shallow si registra un tasso di rigenerazione di $517 \pm 123 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e di $460 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ per lo ione ammonio. I tassi rilevati nella stazione di Mortizza sono molto più ridotti per tutti i nutrienti considerati e presentano per il flusso di NO_2^- e NO_3^- una direzione opposta, assimilando queste specie azotate dalla colonna d'acqua.

I risultati sembrano indicare che i punti di minore profondità sono soggetti al maggior carico di particolato labile dalla colonna d'acqua e manifestano le maggiori attività eterotrofe cui sono associati intensi processi di rigenerazione. Nelle stazioni meno profonde del transetto fluviale una

significativa produzione di nitrato dai sedimenti all'acqua indica nitrificazione e condizioni ossidative dei sedimenti, associate a minore rigenerazione di azoto ammoniacale.

Molto marcate sono le differenze tra le due stazioni relativamente al consumo dell'azoto nitrico. Il consumo di O_2 e NO_3^- è un indicatore della presenza di processi di respirazione batterica legati alla decomposizione e alla mineralizzazione della sostanza organica. Ne consegue una rigenerazione netta di azoto ammoniacale, fosforo inorganico e silice reattiva disciolta, che è evidenziata dai flussi positivi di queste specie chimiche. Le differenze tra il tratto a corrente libera e quello bacinzato sono nette ed inequivocabili, a dimostrazione che gli sbarramenti hanno effetti significativi sui cicli biogeochimici degli elementi considerati.

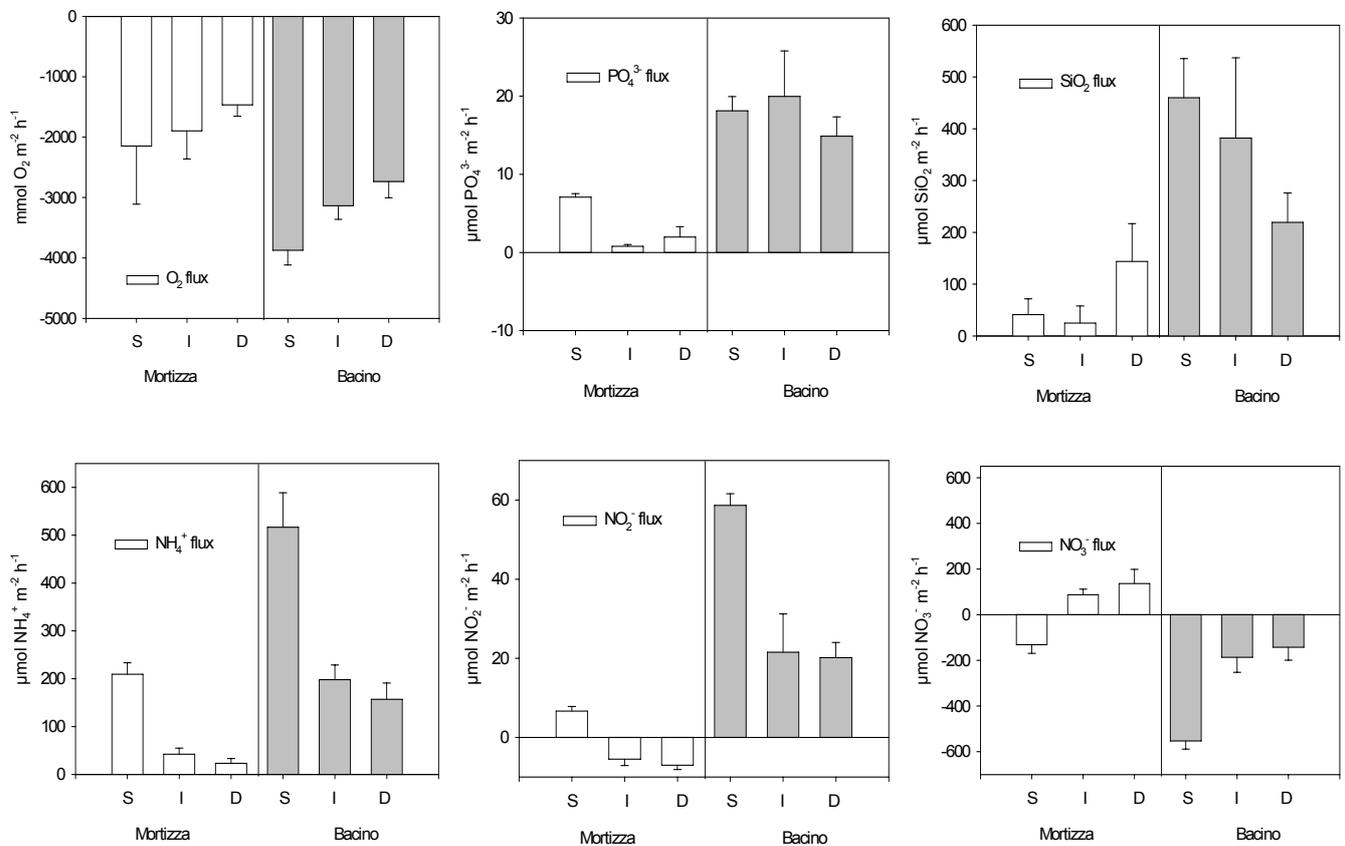


Figura 2.5.20. Flussi di ossigeno e nutrienti attraverso l'interfaccia acqua-sedimento nelle stazioni a corrente libera (Mortizza) e nel bacino. Per convenzione i flussi di segno negativo indicano consumo del composto in esame da parte dei sedimenti mentre flussi di segno positivo indicano rigenerazione. Sono riportati i valori medi di quattro carote con le relative deviazioni standard.

Tabella 2.5.2.: Valori di significatività calcolati nell' ANOVA per i flussi, secondo stazione, profondità e specie chimica.

		Significatività					
		fluxO ₂	fluxPO ₄ ³⁻	fluxNH ₄ ⁺	fluxNO ₂ ⁻	fluxNO ₃ ⁻	fluxSiO ₂
Tra sito		***	***	**	***	***	***
Tra profondità		**	***	***	***	***	**

Il flusso dell'ossigeno misurato al buio o domanda di ossigeno del sedimento (SOD) è direttamente correlata alla concentrazione della sostanza organica del sedimento superficiale e denota come l'accumulo di sostanza organica nel bacino abbia un effetto rilevante sul consumo di ossigeno a livello sedimento superficiale (Fig. 2.5.21). Una relazione analoga è stata verificata anche tra la rigenerazione del fosforo reattivo solubile (SRP) e il contenuto di fosforo del sedimento. Oltre certi valori però, il tasso di rigenerazione del fosforo diventa costante. Tale comportamento è probabilmente dovuto a processi di adsorbimento e coprecipitazione con carbonati e ossidi di ferro che contrastano il rilascio di SRP verso la colonna d'acqua (Rozan et al., 2002).

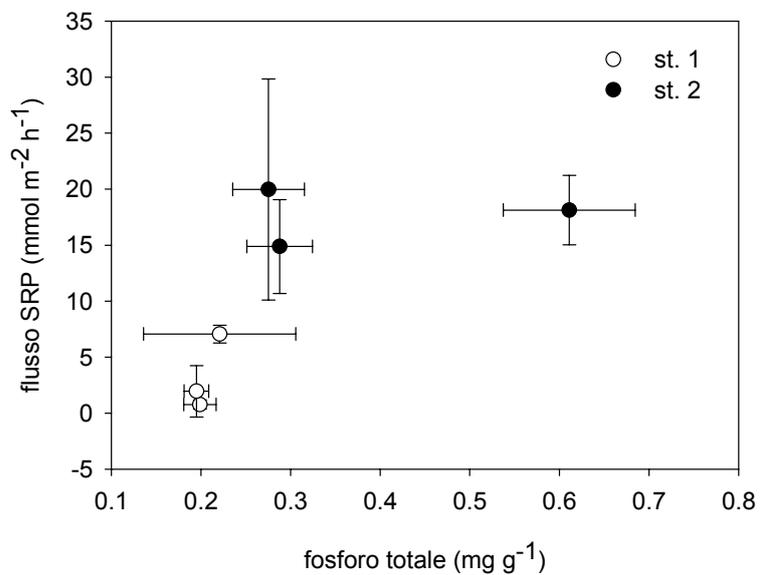
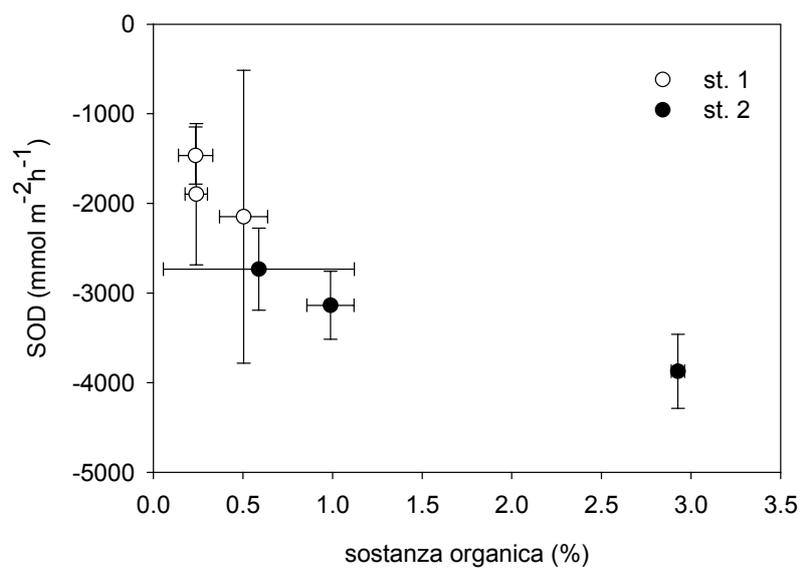


Figura 2.5.21 Reazioni tra il flusso di ossigeno al buio (domanda di ossigeno del sedimento, SOD) e concentrazione della sostanza e tra rigenerazione del fosforo reattivo solubile (SRP) e la concentrazione del fosforo nel sedimento. Mortizza: st. 1, Bacino: st. 2:

I flussi di SRP non presentano relazioni significative con SOD, a dimostrazione del fatto che i flussi di SRP sono controllati anche da processi geochimici.

Nel tratto a corrente libera si osserva un flusso di azoto nitrico verso la colonna d'acqua, che sta ad indicare una modesta nitrificazione o rilascio di nitrato dal sistema iporreico. Nella stazione del bacino, in tutti i punti campionati si ha invece equivalenza tra l'abbattimento del nitrato e la produzione di ammonio. I flussi dell'azoto nitroso sono speculari rispetto a quelli dell'azoto nitrico e dell'ammonio, indicando che le due specie in esame sono convertite l'una nell'altra, attraverso i processi di nitrificazione o riduzione dissimilativa. In particolare, la riduzione del nitrato è accompagnata da una rigenerazione dell'azoto ammoniacale, che lascia supporre che nei sedimenti del bacino prevalga la riduzione dissimilativa del nitrato ad ammonio (Fig. 2.5.22).

I flussi dell'azoto ammoniacale presentano una relazione significativa con il consumo di ossigeno, sulla base della quale è anche possibile distinguere il diverso comportamento dei sedimenti nel tratto a corrente libera e in quello bacinizzato (Fig. 2.5.22).

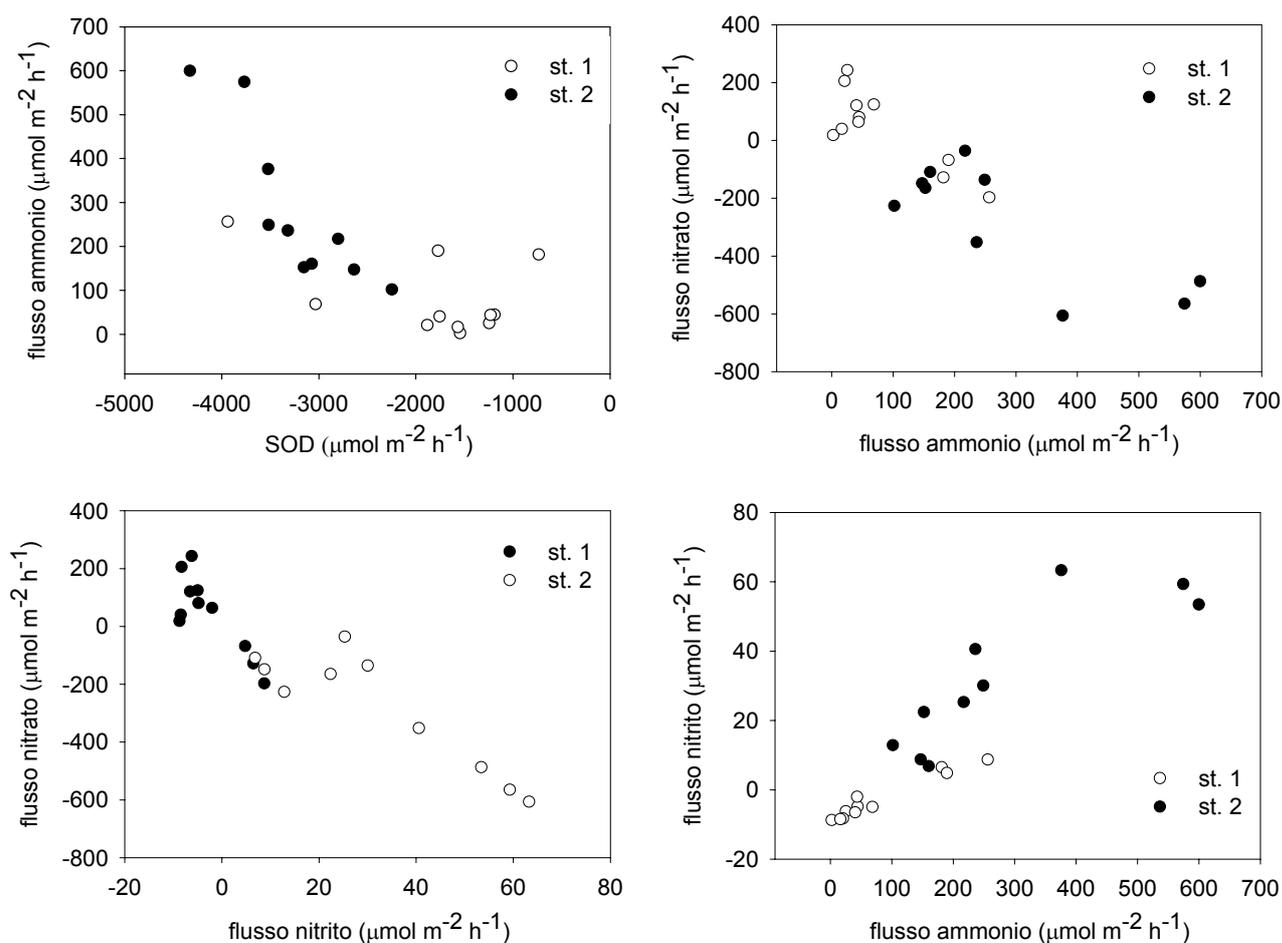


Figura 2.5.22 Relazione tra i flussi dell'azoto ammoniacale e la domanda di ossigeno del sedimento (SOD) e tra i flussi delle diverse specie azotate. Mortizza: st. 1, Bacino: st. 2:

2.6. Discussione

I risultati ottenuti in questa ricerca permettono di identificare le principali variazioni che intervengono a monte e valle degli sbarramenti per effetto della regimazione fluviale. Secondo l'approccio della World Commission on Dams, i risultati fin qui ottenuti riguardano gli impatti di primo ordine che hanno effetto immediato sulle componenti abiotiche del sistema, come l'idrologia, la qualità delle acque e i processi geochimici. In aggiunta sono stati analizzati fattori biologici, come il fitoplancton, e processi dell'ecosistema che hanno grande rilevanza per lo svolgimento dei cicli biogeochimici.

Nel periodo interessato dalla campagna sperimentale, i transitori idrologici sono stati moderati e non si è verificato nella stagione estiva nessun evento di magra che avrebbe potenzialmente amplificato le differenze riscontrate tra l'ecosistema fiume e l'ecosistema bacino. Dal 2003 al 2007 infatti le portate fluviali a Piacenza hanno frequentemente raggiunto valori inferiori ai $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per periodi di tempo prolungati.

Impatto sul regime idrologico

E' stata verificata l'azione di rigurgito dell'invaso con un effetto di rallentamento della corrente che risulta più marcato con portate dell'ordine dei $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. I dati di portata di cui disponiamo sono rilevati a Piacenza (circa 20 km a monte dello sbarramento; non avendo indicazioni precise sulla gestione della centrale idroelettrica e sul DMV rilasciato nel meandro morto del Po, non è stato possibile risalire ai valori di portata nelle stazioni di valle. Le misure di velocità di corrente sono state però misurate, sia pure in modo puntiforme, in occasione dei campionamenti.

Il canale della centrale, che ha una sezione stretta e conica, accelera il transito della massa d'acqua con velocità che indipendentemente dal regime idrologico del fiume Po, si attesta intorno a 1 m s^{-1} . Nel meandro morto a valle dell'invaso, la corrente risulta molto rallentata e con portate inferiori ai $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ la profondità non supera i 2 m. Si hanno quindi condizioni idrologiche profondamente alterate rispetto all'ecosistema fluviale di monte.

Impatto sul regime termico

La presenza dell'invaso influisce sul regime termico del bacino, dove si ha un moderato riscaldamento delle acque superficiali. A valle dello sbarramento la temperatura rimane di circa $1 \text{ }^\circ\text{C}$ più elevata che a monte. Durante il ciclo di misure nell'arco di 24 ore dall'8 al 9 agosto, nelle acque superficiali del bacino è stata misurata un'escursione termica di circa $6 \text{ }^\circ\text{C}$, mentre nel tratto di monte a corrente libera l'incremento è stato di poco più di $1 \text{ }^\circ\text{C}$. In questo tratto si osserva anche

una relazione diretta tra temperatura atmosferica e dell'acqua. Va infine segnalato che durante il ciclo di misure una piccola, ma rapida, variazione di portata ha probabilmente interferito con le variazioni giornaliere della temperatura.

Impatto sulla qualità delle acque

Nell'invaso si accumula per sedimentazione il materiale particellato trasportato in sospensione dal fiume al quale si sovrappone materiale organico prodotto dalle fioriture fitoplanctoniche. Le concentrazioni del materiale particellato sono direttamente correlate con la portata, tranne nella stazione di Riva dove la vegetazione e la bassa profondità incidono sulla trasparenza. Con portate superiori a $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ le concentrazioni di SST nel Bacino e nel Canale non sono significativamente diverse. Quando le portate diminuiscono del 50%, si osserva invece un abbattimento anche degli SST sino all'80 %. Nelle stazioni a valle degli sbarramenti il trasporto solido aumenta di nuovo, fenomeno imputabile sia alla risospensione che risulta intensa a seguito del salto dalle paratoie, sia ad uno sviluppo di comunità fitoplanctoniche che raggiungono densità di oltre 55 milioni di cellule per litro d'acqua (Fig.2.5.23). Più dell'80% del popolamento algale è costituito da diatomee che tendono a sedimentare e che utilizzano silice reattiva.



Figura 2.5.23: Risospensione a valle delle paratoie.

Lo sviluppo delle comunità fitoplanctoniche è accompagnato da un'intensa produzione fotosintetica correlata ad elevate concentrazioni dell'ossigeno nelle acque superficiali. In parallelo si ha deposizione ed accumulo di materia organica di origine fitoplanctonica sul fondo. Il prelievo di acque superficiali non permette di verificare eventuali migrazioni verticali in colonna d'acqua a carico delle comunità algali, anche se dalle analisi effettuate sulle acque di fondo del Bacino non risulta una differenza significativa con quelle di superficie e vi è oltremodo corrispondenza tra Bacino e Mortizza nelle dinamiche di fluttuazione giornaliere di questo parametro.

Per effetto delle fioriture del fitoplancton si verifica un abbattimento della silice reattiva pari a circa il 20% di quella in ingresso al bacino. Meno rilevante è l'abbattimento di azoto e fosforo inorganici.

Dall'analisi dei rapporti stechiometrici risulta una limitazione da fosforo e, solo nel bacino, la silice è debolmente limitante rispetto all'azoto.

Sulla base delle concentrazioni di fosforo e clorofilla le acque del bacino possono essere classificate come ipertrofiche, ovvero hanno qualità scadente.

La componente biotica nel Bacino risulta essere più presente ed impattante, come risulta dalle differenze tra il fiume a monte e l'invaso nelle concentrazioni dei gas disciolti, e nei processi rigenerativi a carico dei sedimenti. Nel bacino la concentrazione di anidride carbonica si attenua, principalmente per l'assimilazione delle comunità autotrofe ed è maggiore il rilascio in atmosfera di metano, come verificato dal ciclo di monitoraggio intensivo di 24 ore. Le concentrazioni del metano nelle acque del bacino è doppia rispetto a quella misurata nel tratto a corrente libera. Il bacino è dunque una sorgente potenziale di metano. L'anidride carbonica segue invece un andamento che è regolato da fotosintesi e respirazione. Sulla base dei dati disponibili non è possibile valutare se il bacino è sink o source per questo gas.

L'abbattimento del carico particellato nel Bacino implica un accumulo di nutrienti e di materiale organico nei sedimenti, dove i processi di rigenerazione sono più intensi così come il consumo di ossigeno, anche se nelle acque di fondo non si è mai registrata anossia e stratificazione termica. Il contenuto di sostanza organica del sedimento è correlato in modo positivo con il consumo di ossigeno del sedimento: nella stazione del bacino il consumo di ossigeno è doppio rispetto alla stazione di monte. Nel sito di Riva, quello a minor profondità, sono più intensi questi processi rigenerativi e maggiore è l'influenza delle comunità biotiche sul controllo e riciclo dei nutrienti. La disponibilità di nutrienti nelle stazioni di valle dipende dal bilancio netto tra processi di sedimentazione, che stoccano nel Bacino parte del carico entrante e processi di rigenerazione che arricchiscono la colonna d'acqua di nutrienti in forma disciolta. E' stato riscontrato come, nel tratto di valle del Fiume Po, le concentrazioni di TDP aumentino in tutte le date rispetto a quelle transitanti per Mortizza, per effetto della rigenerazione nel Bacino e come, in misura scostante, il carico di P particellato possa anch'esso superare quello di monte per effetto dei fenomeni di risospensione. Diverso è l'impatto verificato per il carico di N, dove in condizioni regimi idrologici tipicamente estivi (all'incirca $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) le acque sversate a valle risultano meno cariche di TN. Questo fenomeno è dovuto principalmente alla rimozione netta di N particellato all'interno dell'invaso, considerato che il carico di TDN tra monte e valle non cambia significativamente.

E' stato verificato che il rilascio di fosforo, azoto e silice reattiva dai sedimenti è nettamente più elevato nel bacino che nel tratto a corrente libera.

Nell'analisi dell'impatto potenziale dei carichi sversati a valle, bisogna considerare anche la disponibilità di Silice Reattiva Disciolta, che diventa una risorsa discriminante per la composizione delle comunità algali che si possono instaurare sia nel bacino che nel tratto di valle (dove la velocità ridotta ne favorisce lo sviluppo). Parte del carico di DRSi viene relegato nei sedimenti e il suo trasporto a valle viene ridotto sino al 20%.

In generale, è stato riscontrato come la regolazione del regime fluviale attuata dal bacino, impatti le dinamiche ecologiche (idrochimiche) all'interno e a valle di esso, anche se l'intensità dei processi e le alterazioni attuate dipendono dal regime idrologico presente e da come viene gestito nell'invaso.

A regimi idrologici più contenuti, il sistema invasivo diventa a connotazione lacustre, con una componente autotrofa più impattante e con processi rigenerativi a carico dei sedimenti più intensi e permanenti anche nelle stazioni di valle. Il metabolismo del sistema bacino rimane comunque eterotrofo, considerando che i siti a minor profondità, quelli con una maggior componente autotrofa, sono rappresentativi di una piccola superficie dell'invaso e che i tassi di respirazione a livelli dei sedimenti contrastano ampiamente l'assimilazione di CO₂ attuata da comunità di produttori primari che possono svilupparsi solo negli strati superficiali, essendo la penetrazione della luce fortemente limitata anche all'interno del Bacino.

Nel tratto di fiume considerato le portate di magra possono raggiungere minimi estremi, come si è verificato dal 2003 al 2007. Si ritiene che in tali condizioni i bloom fitoplanctonici e i flussi sedimentari possano essere marcatamente amplificati. Indagini di questo tipo dovrebbero pertanto essere ripetute in tali condizioni per verificare le risposte dell'ecosistema a condizioni di stagnazione prolungata.

3.1. Bibliografia

- AAVV,1978.Il Lago di Pietra del Pertusillo: definizione delle sue caratteristiche limno-ecologiche". *Istituto Italiano di Idrobiologia* (ed). Pallanza.
- Allodi A., Pecora S., 2003. Sulla magra invernale del fiume Po nell'anno 2002. *L'Acqua*, 4: pp. 23-32.
- Anderson L.D., Delaney M.L., 2000. Sequential extraction and analysis of phosphorus in marine sediments: Streamlining of the SEDEX procedure. *Limnology and Oceanography*, 45: pp. 509-515.
- Angonese G.A., 2006. Gestione Sacca di Goro e monitoraggio delle acque lagunari e marine. Provincia di Ferrara, Servizio Risorse idriche e tutela ambientale, UOPC Acque costiere ed economia ittica. <http://www.dittyproject.org/Article/Angonese.pdf>
- APAT 2003. Metodi analitici per le acque. Rapporti 29: 1153 pp..
- APHA, AWWA, WEF, 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed. Washington, DC.
- Bertonati M., Ioannilli E.,1992. Comportamento dei nutrienti e di altri parametri idrochimici in funzione del regime idrologico e conseguenze metodologiche per la valutazione degli apporti al mare Adriatico. In: *Atti del Convegno 'La qualità delle acque del fiume Po negli anni '90'*, Quad. Ist. Ric. Acque 92.
- Billen G., Garnier J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106: pp.148-160.
- Billen G., Lancelot C., Meybeck M., 1991. N,P,Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In Mantoura, Martin and Wollast (eds), *Ocean Margin Processes in Global Change*: pp.19-44.
- Blum M.D., Roberts H.H.,2009.Drowning of the Mississippi Delta due to insufficient sediment supply and global sea-levelrise. *Nature Geoscience* 2 (7):pp. 488-491.
- Boldrin A., Langone L., Miserocchi S., Turchetto M., Acri F., 2005. Po River plume on the Adriatic continental shelf: dispersion and sedimentation of dissolved and suspended matter during different river discharge rates. *Marine Geology*, 222-223: pp. 135-158.
- Boström B., Andersen J.M., Fleischer S., Jansson M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment – water interface. *Hydrobiologia*, 170: pp.229-244
- Bowes M.J., House W.A., Hodgkinson R.A., Leach D.V., 2005. Phosphorus –discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale; UK. *Water Research*, 39: pp.751-762.
- Burgin A.J., Hamilton S.K., 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in ecology and the environment*, 5 (2): pp.89-96.
- Calvo S., Barone R., Naselli Flores L., Fradà Orestano C., Dongarrà G., Lugaro A., Genchi G. Limnological studies on lakes and reservoirs of Sicily. *Il Naturalista Siciliano* 17(suppl), 292 pp.
- Canfield D.E., 1989. Reactive iron in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53: pp. 619–632.
- Chen F.J., Jia G.D.,2009. Spatial and seasonal variations in delta C-13 and delta N-15 of particulate matter in a dam-controlled subtropical river. *River research and applications*, 25 (9):pp. 1169-1176.
- Clarkson R. W., Childs M., 2000. temperature effects of hypolimnial release dams on early stages of Colorado River Basin Big-River Fishes. *Copeia* 2: pp.402-412.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: pp. 223-253.
- Cognetti G., 2001. Marine eutrophication: the need for a new indicator system. *Marine Pollution Bulletin*, 42 (3): pp.163-164.
- Conley D.J., Stalnacke P., Pitkänen H., Wilander A.,2000.The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography* 45 (8): pp. 1850-1853.
- Conley, D.J., Schelske C.L., Stoermer E.F.,1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 101(1-2):pp.179-192.
- Cooke G.D., Welch E.B., Peterson S.A., Newroth P.R., 1993. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Lewis Publishers.
- Dalsgaard T., Nielsen L.P., Brotas V., Viaroli P., Underwood G.J.C., Nedwell D.B., Sundback K., Rysgaard S., Miles A., Bartoli M., Dong L., Thornton D.C.O., Ottosen L.D.M., Castaldelli G., Risgaard-Petersen N., 2000. Protocol Handbook for NICE-Nitrogen Cycling in Estuaries: A project under EU research programme. *Marine Science and Technology (MAST III)*. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark.
- De Wit M., Bendoricchio G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment*, 273: pp. 147-161.

- Degobbis D., Precali R., Ferrari C.R., Djakovac T., Rinaldi A., Ivancic I., Gismondi M., Smolaka N., 2005. Changes in nutrient concentration and ratios during mucilage events in the period 1999-2002. *Science of the Total Environment*, 353: pp.103-114.
- Degobbis D., Precali R., Ivancic I., Smolaka N., Fux D., Kveder S., 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution*, 13: pp. 495-533.
- Dodds W.K., Cole J.J., 2007. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems. It's not just the autotrophs. *Aquatic Sciences*, 69 (4): pp.427- 439.
- Dodds W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in river and streams. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): pp.671-680.
- Eisenreich S., 2005. Climate Change and the European Water Dimension. *EUR report No. 21553 EN*. EC.JRC, 253.
- Ellison M.E., Brett M.T., 2006. Particulate phosphorous bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water research*, 40 (6), pp. 1258-1268.
- Ferrari I., Viglioli S., Viaroli P., Rossetti G., 2006. The impact of summer 2003 drought event on the zooplankton of the Po river (Italy). *Verh.Internat.Verien.Limnol.*, 29: pp.2143-2149.
- Ferris J.A., Lehman J.T., 2008. Nutrient budgets and river impoundments: Interannual variation and implications for detecting future changes. *Lake and Reservoir management*, 24 (3): pp.273-281.
- Fisher S.G., Sponseller R.A., Heffernan J. B., 2004. Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology* 85: pp.2369-2379.
- Flemer D.A., Champ M.A., 2006. What is the future of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion and low flows. *Marine Pollution Bulletin*, 52: pp. 247-258
- Forsberg C., 1989. Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. *Hydrobiologia*, 176/177: pp.263-277.
- Fox J.M., Hill P.S., Milligan T.G., Boldrin A., 2004. Flocculation and sedimentation on the Po river delta. *Marine Geology*, 203: pp. 95-107
- Giani M., Savelli F., Boldrin., 2003. Temporal variability of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the Northern Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, 494: pp. 319-325.
- Friedl G., Teodoru C., Wehrli B., 2004. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube river a sink for dissolved Silica?. *Biogeochemistry* 68: pp. 21-32.
- Friedl G., Wuest A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles- consequences of damming. *Aquatic Science* 64: pp. 55-65.
- Gaggino G.F., Cappelletti E., 1984. Catasto dei laghi italiani. Volume 1, parte seconda. *Quaderni IRSA* 72: pp. 571-974.
- Garnier J., Leporcq B., Sanchez N., Pholippon X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C,N,P,Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry* 47: pp. 119-146.
- Giani M., Boldrin A., Matteucci G., Frasari F., Gismondi M., Rabitti S., 2001. Downward fluxes of particulate carbon, nitrogen, and phosphorus in the north-western Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, 266: pp. 125-134.
- Giordani G., Viaroli P., Swaney D.P., Murray C.N., Zaldivar J.M., Marshall J.J., 2005. Nutrient fluxes in transition zones of the Italian Coast. *LOICZ Reports & Studies No. 28*. LOICZ, Crossland (eds), Netherlands: pp. 158.
- Giordani G., Bartoli M., Cattadori M., Viaroli P., 1996. Sulphide release from anoxic sediments in relation to iron availability and organic matter recalcitrance and its effects on inorganic phosphorus recycling. *Hydrobiologia*, 329: pp.211-222.
- Gomez E., Durillon C., Rofes G., Picot B., 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons : pH, O₂ and loading influence. *Water research*, 33 (10): pp.2437-2447.
- Golterman H.L., 1995. The role of the iron hydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and water. *Hydrobiologia*, 297: pp. 43-54.
- Hay, B.J. 1994. Sediment and water discharge rates of Turkish Black Sea rivers before and after hydropower dam construction *Environmental Geology* (New York) 23 (4): pp. 276-283.
- Heijs S.K., Azzoni R., Giordani G., Viaroli P., 2000. Sulfide-induced releases of phosphate from sediments of coastal lagoons and the possible relation to the disappearance of *Rubbia* sp. *Aquatic microbial ecology*, 23 (1): pp.85-95.
- Hessen D.O., 1999. Catchment properties and the transport of major elements to estuaries. *Advances in Ecological Research*, 29: pp. 1-41.

- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J., Jones J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365: pp. 66-83.
- Hirabayashi Y., Kanae S., Emori S., Oki T., Kimoto M., 2008. Global projections of changing risks of floods and droughts in a changing climate. *Hydrological Sciences Journal*, 53 (4): pp.754-772.
- Howarth R.W., Marino R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51: pp. 364-376.
- Howarth R.W., Jensen H.S., Marino R. and Postma H. 1995. Transport to and processing of P in nearshore and oceanic waters. Tiessen H. (ed.) Phosphorous Cycles in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Regional Workshop 1 : Europe. SCOPE, UNEP, Saskatchewan, Canada, pp.253-282.
- Humborg C., Conley D.J., Rahm L., Wulff F., Cociasu A., Ittekkot V., 2000. Silicon retention in river basins: far reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio* 29: pp.44-49.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A., von Bodungen B., 1998. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386: pp. 385-388.
- Humborg C. Venugopalan I., Cociasu A., Bodungen B.V., 1997. Effects of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* 386: pp.385-388.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Fourth Assessment Report – Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: pp.996.
- Ittekkot V., Humborg C., Schäfer P., 2000. Hydrological alterations and marine biogeochemistry: a silicate issue?. *BioScience*, 50: pp.776-782.
- Jensen H.S., Bendixen T., Andersen F.O., 2006. Transformation of particle-bound phosphorous at the land-sea interface in a danish estuary. *Water, air and soil pollution: Focus*, 6: pp.547-555.
- Jensen K., Sloth N.I., Risgaard-Petersen N., Rysgaard S., Revsbech N.P., 1994. Estimation of nitrification and denitrification from microprofiles of oxygen and nitrate in model sediment systems. *Applied Environmental Microbial Ecology*, 60: pp. 2094-2100.
- Jordan T.E., Cornwell J.C., Boynton W.R., Anderson J.T., 2008. Changes in phosphorus biogeochemistry along an estuarine salinity gradient: The iron conveyor belt. *Limnology and Oceanography*, 53(1): pp.172-184.
- Kanae S., Hirabayashi Y., Yamada T., Oki T., 2006. Influence of “realistic” land-surface wetness on predictability of seasonal precipitation in boreal summer. *Journal of Climate* 19 : pp. 1450-1460.
- Koroleff F., 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for seawater. *Interlaboratory report of conseil international pour l'exploration de la mer*, 3: pp. 19–22.
- Kundzewicz Z.W., Zbigniew W., 2009 . Adaptation to floods and droughts in the Baltic Sea basin under climate change. *Boreal Environment Research*, 14 (1): pp.193-203.
- Kunkel K. E., Easterling D. R., Redmond K., Hubbard K. 2003. Temporal variations of extreme precipitation events in the United States:1895–2000. *Journal of Geophysical Research* 30, CLM5-1-5-4.
- Lima I.B.T., Ramos F.M., Bambace L.A.W., Rosa R.R., 2008. Methane emissions from large dams as renewable resources: a developing nation perspective. *Mitigation and adaptation strategies for Global Change*, 13 (2): pp.193-206.
- Lyklema L., 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In: *Interactions between sediments and freshwater*. Ed.; Golterman, L.L.; Junk & Pudoc, The Hague, Wageningen.
- Malmqvist B., Rundle S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29 (2): pp.134-153.
- Marchetti R., 1993. Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, 6-7.
- Marchetti R, Verna N, 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. In: Vollenweider R.A., Rinaldi A., Montanari G., (eds). Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten-years monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). *Science of the Total Environment*, Supplement on Marine Coastal Eutrophication: pp. 315-336.

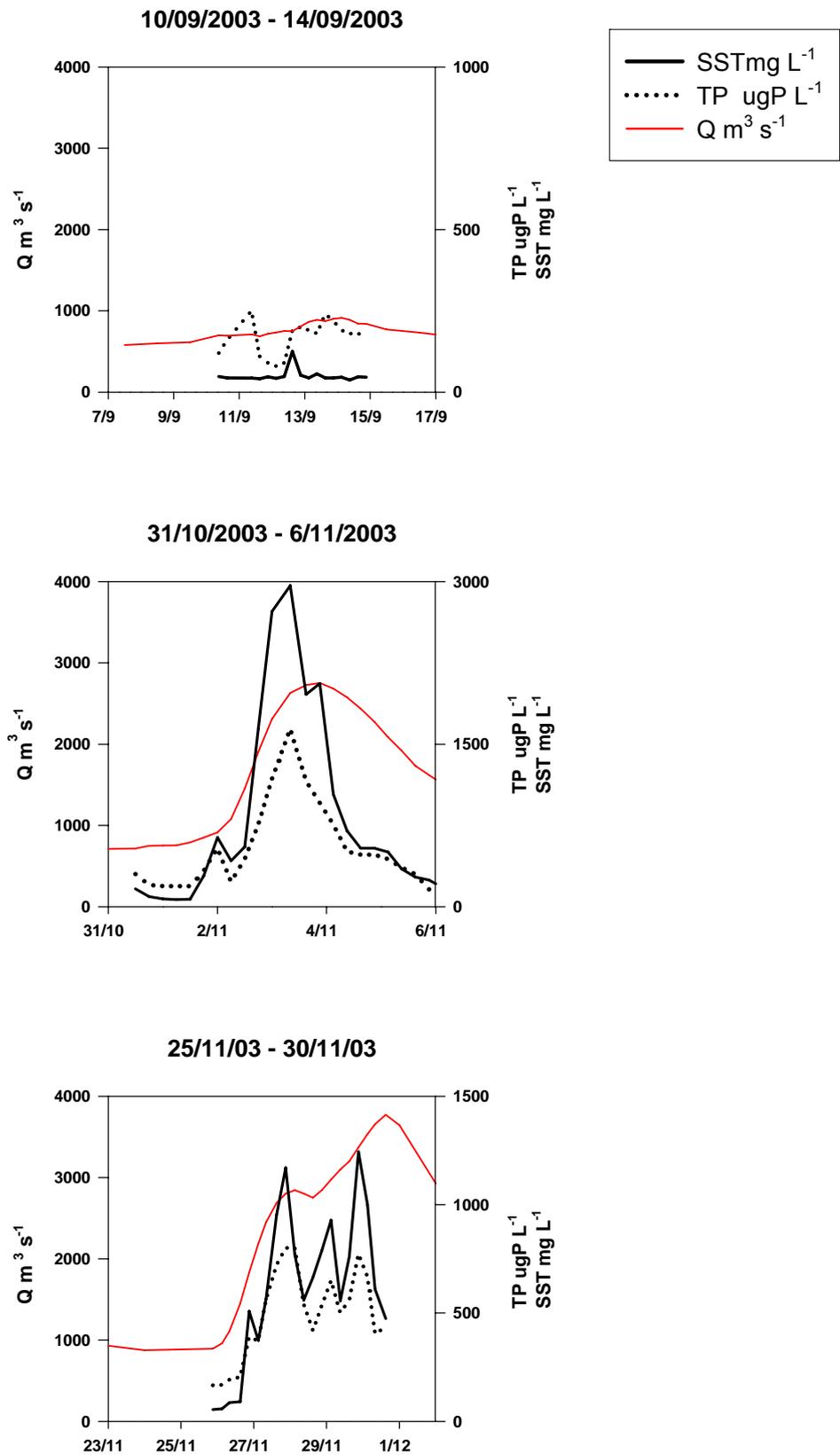
- Marchetti R., Provini A., Crosa G., 1989. Nutrient loads carried by the river Po into the Adriatic Sea, 1968-1987. *Marine Pollution Bulletin*, 20: pp.168-172.
- Mazzarella A., Rapetti F., 2004. Scale-invariance laws in the recurrence interval of eMeybeck M., 2002. Riverine quality at the Anthropocene: propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquatic Sciences*, 64: pp. 376-393.
- McCartney M., 2009. Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy* 11 (Suppl.): pp.121-139.
- McCartney M. P. & Acreman M.C., 2001. Managed flood releases as an environment mitigation option. *International journal of Hydropower and Dams* 8, 7480.
- McCully P., 1996. Silenced rivers: the ecology and politics of large dams . Zed books Ltd. (eds): 350 pp.
- McGlathery, K. J., R. Marino & R. W. Howarth, 1994. Variable rates of phosphate uptake by shallow marine carbonate sediments: Mechanisms and ecological significance. *Biogeochemistry*, 25: pp.127-146.
- Meybeck M., 2004. The Global Change of continental aquatic systems: dominant impacts of human activities. *Water Science and Technology*, 49: pp. 73-83.
- Mesa M.G., Weiland L.K., Maule A.G., 2000. Progression and severity of gas bubble trauma in juvenile salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: pp. 174-185.
- Miserocchi S., Langone L., Tesi T., 2007. Content and isotopic composition of organic carbon within a flood layer in the Po river prodelta (Adriatic Sea). *Continental Shelf Research*, 27: pp. 338-358.
- Montanari A., 2008. L'importanza dei piccolo invasi. *ARPA Rivista* 3: pp. 29.
- Muller B., Berg M., Yao Z.P., Zhang X.F., Wang D., Pfluger A., 2008. How polluted is the Yangtze River? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of the total environment*, 402 (2-3): pp.232-247.
- Naiman R.J., Decamps H., Pollock M., 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological application* 3: pp. 209-212.
- Nedwell D., Raffaelli D. (eds.), 1999. Estuaries. *Advances in Ecological Research*. Vol. 29.
- Nixon S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: pp. 199-219.
- Obermann M., Rosenwinkel K.H., Toumoud M.G., 2009. Investigation of first flushes in a medium-sized mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, 373 (3-4): pp. 405-415.
- Obermann M., Froebrich J., Perrin J.L., Tournoud M.G., 2007. Impact of significant floods on the annual load in an agricultural catchment in the Mediterranean. *Journal of Hydrology*, 334 (1-2): pp. 99-108.
- Odum W.E., Odum E.P., Odum H.T., 1995. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries*, 18(4): pp.547-555.
- Owens P.N., Walling D.E., 2002. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrializes river basins. *Water Research*, 36 (3): pp.685-701.
- Pacini N., Gachter R., 1999. Speciation of riverine particulate phosphorous during rain events. *Biogeochemistry* 47 (1): pp.87-109.
- Painting S.J., Devlin M. J., Mailcolm S.J., Parker E.R., Mills D.K., Mills C., Tett P., Wither A., Burt J., Jones R., Winpenny K., 2007. Assessing the impact of nutriemt enrichment in estuaries: susceptibility to eutrophication. *Marine pollution bulletin* , 55 (1-6): pp. 74-90.
- Palmeri L., Bendoricchio G., Artioli Y., 2005. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecological Modelling*, 184: pp. 37-53.
- Penna N., Capellacci S., Ricci F., 2004. The influence of the Po river discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: pp.321-326.
- Pinckney J.L., Paerl H.W., Tester P., Richardson T.L., 2001. The role of nutrient loading and eutrophication in estuarine ecology. *Environmental Health Perspectives*, 109 (Suppl.5) :pp. 699-706.
- Pinardi M., Bartoli M., Longhi D., Marzocchi U., Laini A., Ribaldi C., Viaroli P., 2009. Benthic metabolism and denitrification in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments. *Journal of Limnology*, 68 (1): pp. 133-145.
- Ponnamperuma F.N., 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24: pp. 29-96.
- Provini A., Binelli A., 2006. Environmental quality of the Po River delta .*Estuaries* (The Handbook of Environmental Chemistry; 5H), 5: pp. 175-195.
- Provini A., Crosa G., Marchetti R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basins over the last 20 years. In: Vollenweider R.A., Rinaldi A., Montanari G., (eds). Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten-years monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest

- Adriatic Sea). *Science of the Total Environment*, Supplement on Marine Coastal Eutrophication: pp. 291–314.
- Regione Emilia Romagna, 2008. Problematiche inerenti la bacinizzazione del fiume PO. *Report* di Aprile 2008. pp. 2.
- Roden E.E., Edmonds J.W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments : microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie*, 139 (3): pp.347-378.
- Rossaro B., 1981. Il carico biologico del medio Po presso Caorso (Piacenza): La sua composizione specifica e le relazioni con le proprietà dell'acqua esaminate mediante l'analisi delle componenti principali. *Rivista di Idrobiologia*, 20 (1): pp. 153–166.
- Rozan T.F., Taillefert M., Trouwborst R.E., Glazer B.T., Ma S., Herszage J., Valdes L.M., Price K.S., Luther III G.W., 2002. Iron-sulfur-phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms. *Limnology and Oceanography* 47 (5): pp. 1346-1354.
- Ruttenberg K.C., 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 37: pp. 1460-1482.
- Salvetti R., Azzellino A., Vismara R., 2006. Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Adriatic sea: Assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. *Chemosphere*, 65 (11): pp.2168-2177.
- Schneider S., Melzer A., 2003. The trophic index of macrophytes (TIM) - a new tool for indicating the trophic state of running waters. *International review of hydrobiology*, 88 (1): pp. 49-67.
- Sechi N., Mosello R., Vacca S., 1993. Idrochimica dei laghi della Sardegna. *Acqua-Aria* 5/93: pp.469-476.
- Seitzinger S. et al., 2006. Denitrification across landscape and waterscape a synthesis. *Ecological Applications* 16: pp. 2064-2090.
- Sherman B., Todd C.R., Koehn J.D., Ryan T., 2007. Modelling the impact and potential mitigation of cold water pollution on Murray cod populations downstream of Hume Dam, Australia. *River Research and Applications* 23: pp. 377-389.
- Sherman B., 2001. The Chaffey Dam Story. CISRO.
- Smith V.H., 2006. Responses of Estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorous enrichment. *Limnology and Oceanography* 51 (Special Issue -1): pp.377-384.
- Spillman C.M., Imberger J., Hamilton D.P., Hispey M.R., Romero J.R., 2007. Modelling the effects of Po river discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems*, 68: pp. 167-200.
- Stanford JA, Ward JV. 1983. The effect of mainstream dams on the physiochemistry of the Gunnison River, Colorado. In *Aquatic Resources*, W.D Adams & V.A.Lamarra (eds):pp.43-56.
- Stal L.J., Kruying F., Behrens S.B., Vitbrant M., 1994. Spatial and seasonal variations of iron, phosphate and sulphide in the sediments of two eutrophic lagoon. In P. Caumette (Coord.), C.L.E.A.N. Progress Report, European Commission: pp.167–186. European Community Environment Programme, DG XII, Brussels.
- Syvitski J.P.M., Kettner A.J., 2007. On the flux of water and sediment into the Northern Adriatic Sea. *Continental Shelf Research*, 27 (3-4): pp. 296-308.
- Tartari G., Milan, C. and Elli M., 1992. Idrochimica dei nutrienti. In: *Atti del Convegno 'La qualità delle acque del fiume Po negli anni '90'*, Quad. Ist. Ric. Acque 92.
- Taylor W., 2000. Change-point analyzer 2.0 shareware program. Taylor Enterprises, Libertyville, Illinois. Disponibile all'indirizzo: <http://www.variation.com/cpa>.
- Teodoru C., Wehrl B., 2005. Retention of sediments and nutrients in the Iron Gates I Reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry* 76 (3): pp. 539-565.
- Tesi T., Miserocchi S., Goni M.A., Langone L., Boldrin A., Turchetto M., 2007. Organic matter origin and distribution in suspended particulate materials and surficial sediments from the western Adriatic Sea (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: pp. 431-446.
- Turner R.E., Rabalais N. N., Justic D., Dortch Q., 2003. Global patterns of dissolved N,P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 64 (3): pp. 297-317.
- Uhlman D., Hupfer M., Paul L., 1995. Longitudinal gradients in the chemical and microbial composition of the bottom sediment in a channel reservoir (Saidenbach, Saxony). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 80: 15-25.

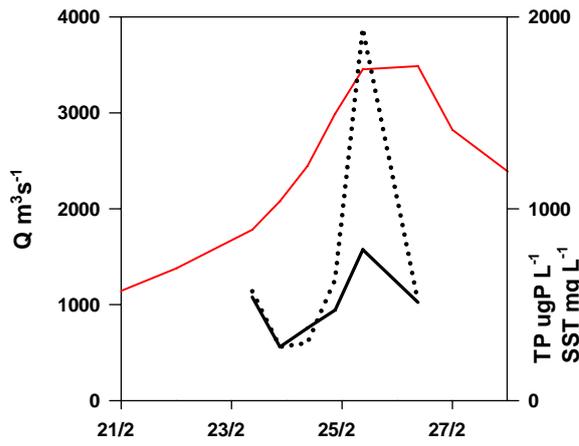
- Uhlman D., Horn H., 1992. The significance of sedimentation and sediments to phytoplankton growth in drinking-water reservoirs. Sutcliffe, Jones (Eds), *Eutrophication: research and application to water supply*, Freshwater Biological Association: pp. 94-106.
- Valderrama J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: pp.109-122.
- Valderrama J.C., 1977. Methods used by the Hydrographical Department of the National Board of Fisheries. In: Grasshof K. (ed.) *Report of the Baltic Intercalibration Workshop. Annex*, Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea. Goteborg, Sweden: pp.14-43.
- Van Bennekom A.J., Salomons W., 1981. Pathways of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers. In: *River inputs to ocean systems*. Martin, Burton and Eisma Eds, pp.33-51.
- Van Der Nat F.J., Middelburg J.J., 2000. Methane emission from tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry* 49 (2): pp. 103-121.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137
- Vollenweider R.A., 1992. Coastal Marine Eutrophication. *Marine Coastal Eutrophication*, London Elsevier: pp.1-20.
- Wahby S.D., Bishara N.F., 1982. The effect of the river Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 20: 1695-1701.
- Wallace, J. B., J. R. Webster, and W. R. Woodall. 1977. The role of filter feeders in flowing waters. *Archiv für Hydrobiologie* 79: pp. 506-532.
- Ward, J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal North American Benthological Society* 8: 2-8.
- Warner S., Kiely G., Morgan G., O'Halloran J., 2009. Does quantifying antecedent flow conditions improve stream phosphorus export estimation? *Journal of Hydrology*, 378 (1-2): pp. 97-104.
- WCD, World Commission of Dams, 2000. Dams and development: a new framework for decision-making. World Commission of Dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling VA, USA.
- Webster J.R., Bernard C., 1979. Effects of Watershed Perturbation on Stream Potassium and Calcium Dynamics. *Ecological Monographs*, 49 (1): pp. 51-72 .
- Wheatcroft R.A., Stevens A.W., Hunt L.M., Lewis R.C., 2006. The distribution and internal geometry of the October 2000 Po River flood deposit: digital X-radiographic evidence. *Continental Shelf Research*, 26: pp. 499-516.
- Whittaker R. H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, 42: pp.207-264.
- Zanchettin D., Traverso P., Tomasino M., 2008. Po river discharge: a preliminary analysis of a 200 year time series. *Climatic Change*, 89: pp. 411-433.

3.2. Allegati

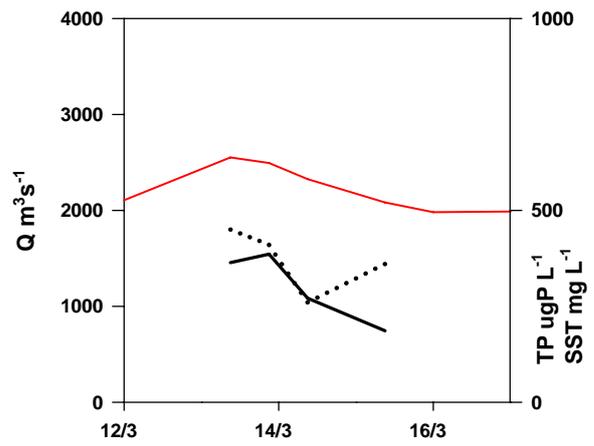
ALLEGATO 1. Evoluzione della portata, dei solidi sospesi e del fosforo totale per ogni evento di piena campionato (2003-2007)



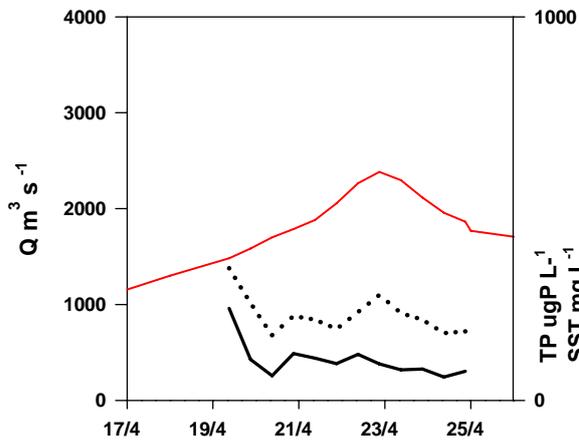
23/02/04- 26/02/04



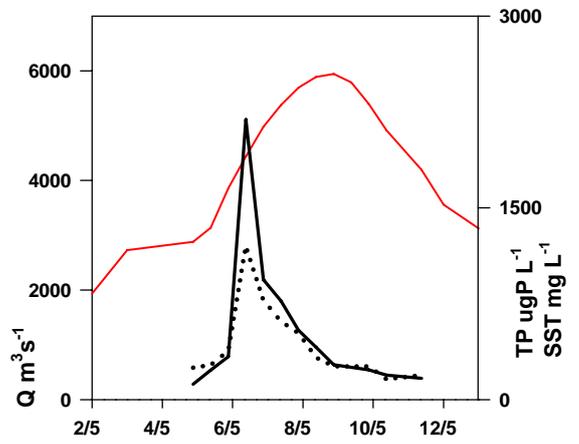
13/03/04 - 15/03/04



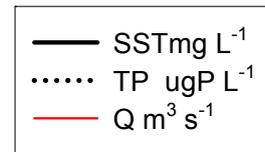
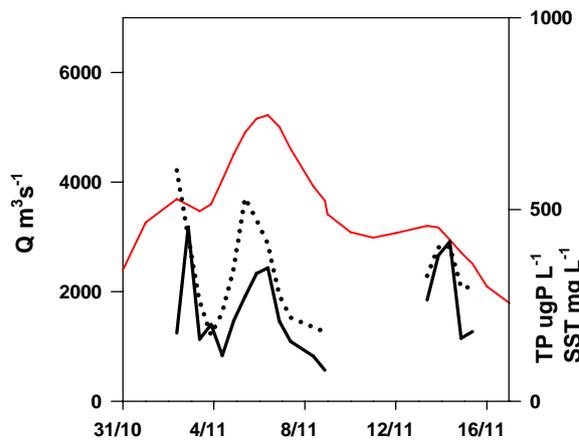
19/04/04- 24/04/04



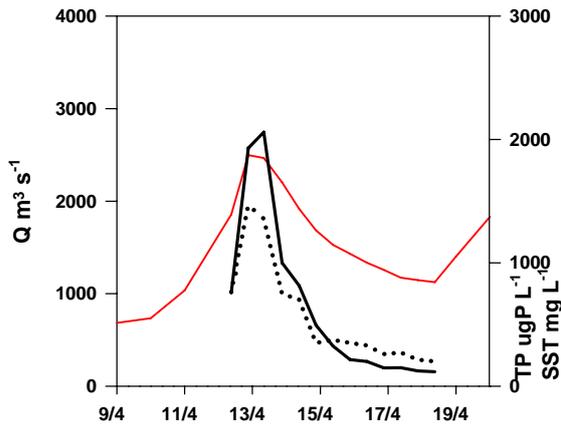
04/05/04 - 11/05/04



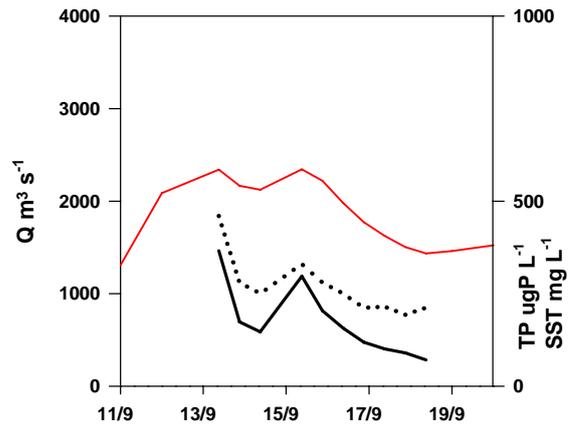
02/11/04 - 15/11/04



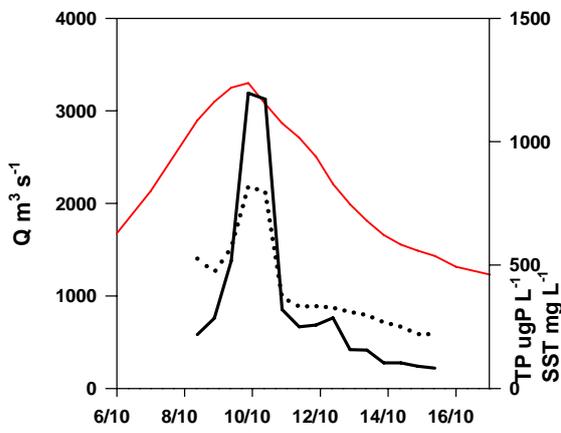
12/04/05 - 18/04/05



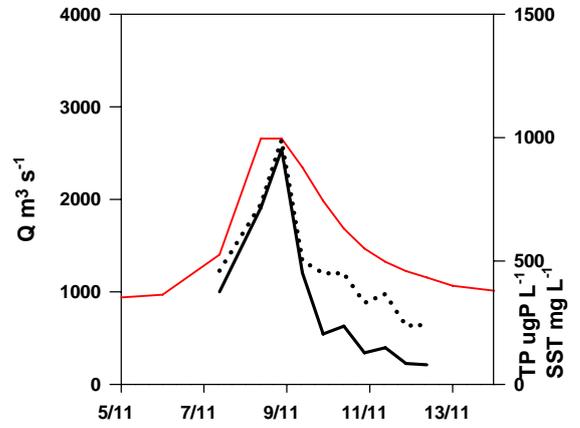
13/09/05 - 18/09/05



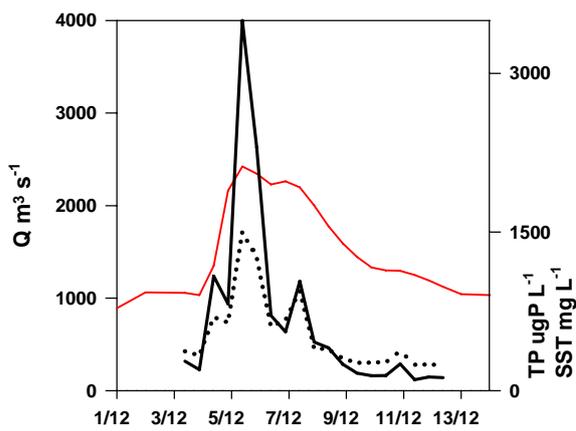
08/10/05 - 15/10/05



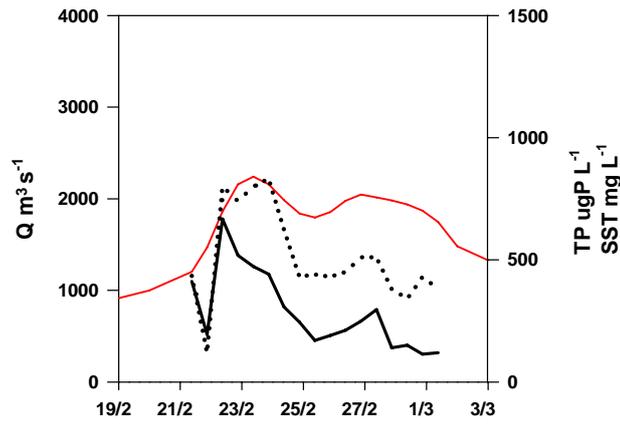
07/11/05 - 12/11/05



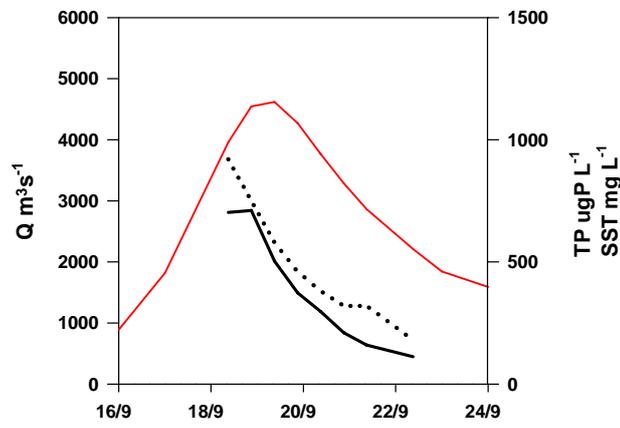
03/12/05 - 12/12/05



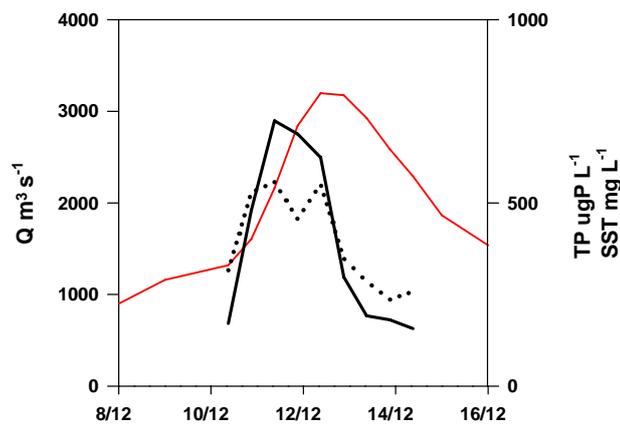
21/02/06 - 01/03/06

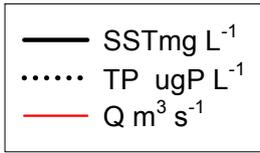


18/09/06 - 22/09/06

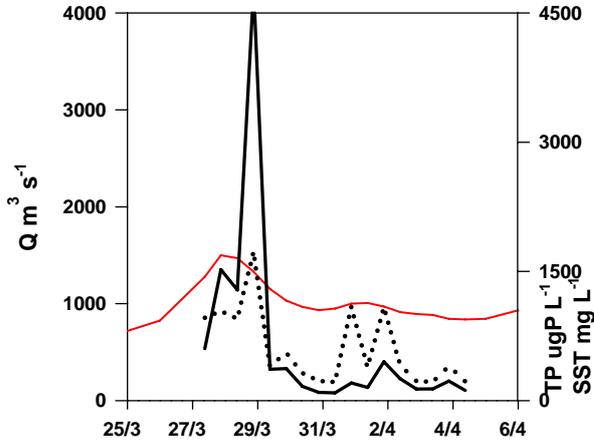


10/12/06 - 14/12/06

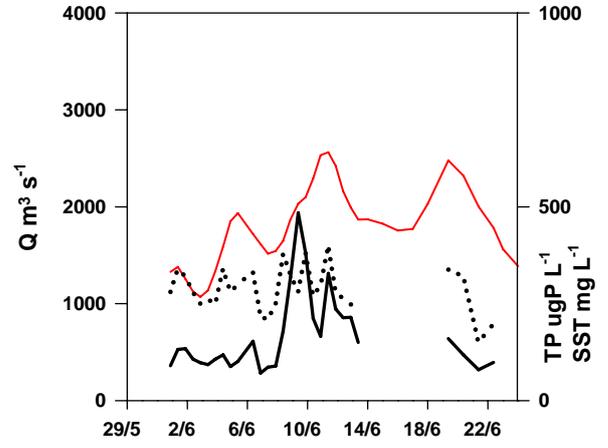




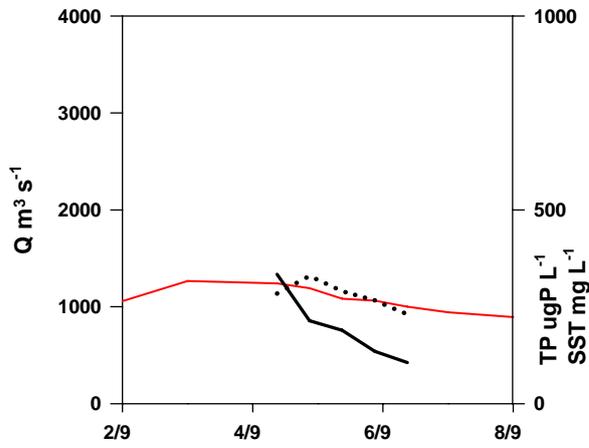
27/03/07 - 04/04/07



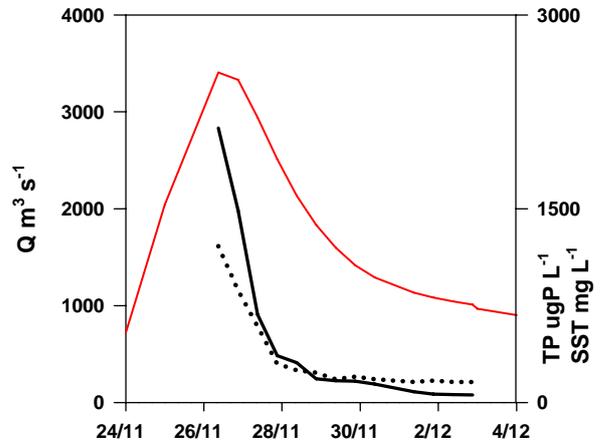
31/05/07 - 22/06/07



04/09/07 - 06/09/07



26/11/07 - 02/12/07



ALLEGATO 2. Medie annuali dei valori di concentrazione per nitrato, fosforo ortofosfato, TP e TN. Vengono riportati anche i valori medi rispettivamente per gli eventi di piena e per il regime ordinario. TWMC (time-weighted mean concentration) e FWMC (flow-weighted mean concentration) sono le medie pesate per il tempo in cui viene applicato ogni valore di concentrazione e pesate per il carico idraulico.

		SRP		TP		NO ₃ ⁻		Ntot	
		ug l ⁻¹	sd	ug l ⁻¹	sd	mg l ⁻¹	sd	mg l ⁻¹	sd
2003	TWMC	47		138		2.2		3.3	
	FWMC	53		165		2.5		3.8	
	media tot	48	24	290	269	2.2	0.7	3.7	1.5
	media piena	49	22	409	306	2.4	0.2	3.8	1.1
2004	media ord	46	25	141	79	2.1	0.9	3.5	2.7
	TWMC	53		178		2.6		3.4	
	FWMC	56		217		2.8		3.5	
	media tot	52	26	259	230	2.6	0.9	3.7	1.3
2005	media piena	52	25	376	286	2.7	1.0	4.0	1.4
	media ord	52	28	156	72	2.5	0.8	3.3	1.0
	TWMC	50		199		2.5		3.1	
	FWMC	56		248		2.8		3.5	
2006	media tot	58	27	323	269	2.9	0.9	3.9	1.5
	media piena	62	29	462	306	3.2	0.7	4.6	1.4
	media ord	51	23	169	62	2.4	1.0	3.0	1.5
	TWMC	58		188		2.4		2.8	
2007	FWMC	60		223		2.6		3.0	
	media tot	56	25	287	196	2.6	0.9	3.3	1.1
	media piena	52	27	473	193	2.7	0.9	3.7	1.0
	media ord	60	24	166	45	2.4	1.0	2.9	1.0
2007	TWMC	57		182		2.2		2.6	
	FWMC	62		211		2.3		2.8	
	media tot	60	19	292	259	2.3	0.7	3.1	1.0
	media piena	62	12	387	301	2.5	0.6	3.4	0.9
	media ord	54	27	156	46	2.0	0.8	2.3	0.9

APPENDICE 3

Bacinizzazione

Monitoraggio bisettimanale in 5 siti

PARAMETRI FISICO-CHIMICI

MORTIZZA

Data	Temp. °C	Cond. μS cm ⁻²	pH	DO mg l ⁻¹	SST g l ⁻¹	DRSi mg l ⁻¹
03/06/2009	18.0	297.7	8.1	8.4	0.123	2.7
16/06/2009	20.2	259.5	8.1	7.4	0.052	2.4
30/06/2009	22.8	340.0	8.2	7.2	0.047	3.7
14/07/2009	23.7	380.0	7.8	7.3	0.035	4.1
29/07/2009	24.3	380.0	8.1	8.3	0.019	3.1
17/08/2009	25.4	387.0	7.8	9.5	0.025	2.5
27/08/2009	24.7	400.0	8.3	8.1	0.010	3.6

BACINO

Data	Temp. °C	Cond. μS cm ⁻²	pH	DO mg l ⁻¹	SST g l ⁻¹	DRSi mg l ⁻¹
03/06/2009	17.9	296.3	8.0	7.9	0.105	2.6
16/06/2009	20.3	256.6	7.8	7.5	0.032	2.4
30/06/2009	23.4	336.0	7.9	7.0	0.011	3.3
14/07/2009	24.1	376.0	7.8	7.6	0.006	4.1
29/07/2009	24.8	381.0	8.4	10.4	0.008	2.9
17/08/2009	26.1	377.0	8.7	13.0	0.016	2.0
27/08/2009	25.4	403.0	8.4	10.3	0.008	3.2

RIVA

Data	Temp. °C	Cond. μS cm ⁻²	pH	DO mg l ⁻¹	SST g l ⁻¹	DRSi mg l ⁻¹
03/06/2009	18.3	296.5	7.9	8.0	0.033	2.5
16/06/2009	20.2	256.3	7.9	7.5	0.026	2.5
30/06/2009	23.7	335.0	8.0	7.9	0.020	3.4
14/07/2009	23.9	376.0	7.8	7.7	0.020	3.9
29/07/2009	25.2	378.0	8.6	11.2	0.012	2.7
17/08/2009	27.2	355.0	8.8	16.6	0.036	2.0
27/08/2009	26.3	397.0	8.4	11.6	0.066	3.0

CANALE

Data	Temp. °C	Cond. μS cm ⁻²	pH	DO mg l ⁻¹	SST g l ⁻¹	DRSi mg l ⁻¹
03/06/2009	18.3	297.5	8.0	7.4	0.101	2.6
16/06/2009	20.9	259.2	7.8	7.5	0.066	2.2
30/06/2009	23.8	341.0	8.0	7.0	0.020	3.6
14/07/2009	24.3	380.0	7.8	7.6	0.014	4.2
29/07/2009	25.2	384.0	8.6	10.5	0.011	2.9
17/08/2009	26.6	375.0	8.7	12.8	0.021	2.2
27/08/2009	25.2	399.0	8.3	9.4	0.021	3.1

VALLE PO

Data	Temp. °C	Cond. μS cm ⁻²	pH	DO mg l ⁻¹	SST g l ⁻¹	DRSi mg l ⁻¹
03/06/2009	18.3	298.5	8.1	9.1	0.098	2.8
16/06/2009	21.3	261.2	7.8	8.3	0.052	2.4
30/06/2009	24.4	347.0	8.1	8.2	0.023	3.5
14/07/2009	24.7	378.0	8.0	8.0	0.027	4.0
29/07/2009	25.5	383.0	8.5	9.6	0.024	2.9
17/08/2009	25.5	383.0	8.6	10.9	0.044	1.9
27/08/2009	25.5	320.0	8.4	10.1	0.026	2.9

MORTIZZA

Data	SRP µg l ⁻¹	PP µg l ⁻¹	TP µg l ⁻¹	DIN mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl"a" µg l ⁻¹
03/06/2009	27.1	191.3	296.9	2.0	6.2	3.6
16/06/2009	8.7	163.4	265.8	1.1	4.9	3.4
30/06/2009	46.6	188.3	320.0	1.4	5.0	10.1
14/07/2009	51.0	70.2	160.1	2.2	3.6	7.4
29/07/2009	18.1	67.4	121.6	1.6	3.1	40.7
17/08/2009	15.8	83.7	142.5	1.3	3.4	96.9
27/08/2009	14.3	72.0	129.2	1.5	5.8	36.3

BACINO

Data	SRP µg l ⁻¹	PP µg l ⁻¹	TP µg l ⁻¹	DIN mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl"a" µg l ⁻¹
03/06/2009	23.7	156.6	265.3	1.4	4.2	2.2
16/06/2009	20.9	137.5	254.7	2.0	4.6	2.8
30/06/2009	46.9	149.4	275.1	1.6	4.3	8.3
14/07/2009	56.1	54.8	149.2	2.1	3.9	10.4
29/07/2009	9.3	42.7	109.9	1.7	2.7	39.7
17/08/2009	12.8	66.2	128.3	1.4	3.3	87.7
27/08/2009	12.2	46.0	115.8	1.5	4.4	50.0

RIVA

Data	SRP µg l ⁻¹	PP µg l ⁻¹	TP µg l ⁻¹	DIN mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl"a" µg l ⁻¹
03/06/2009	23.9	148.7	257.5	1.3	5.5	2.0
16/06/2009	6.8	125.4	239.9	1.3	4.1	3.4
30/06/2009	46.3	185.7	335.8	1.8	4.3	16.4
14/07/2009	51.1	63.3	148.4	2.1	3.6	16.2
29/07/2009	13.1	27.8	103.2	1.4	2.5	37.7
17/08/2009	13.4	88.8	150.1	1.2	3.1	104.8
27/08/2009	14.9	108.1	165.1	1.4	3.2	38.5

CANALE

Data	SRP µg l ⁻¹	PP µg l ⁻¹	TP µg l ⁻¹	DIN mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl"a" µg l ⁻¹
03/06/2009	25.6	181.8	281.1	1.9	5.7	3.3
16/06/2009	19.0	173.0	272.8	1.6	4.8	3.4
30/06/2009	49.0	110.0	273.7	1.6	4.7	12.9
14/07/2009	56.5	42.2	134.2	2.2	3.3	9.7
29/07/2009	17.6	52.0	115.8	1.6	2.8	36.6
17/08/2009	13.8	76.5	143.4	1.5	2.6	96.0
27/08/2009	15.3	50.7	123.3	1.5	2.9	46.1

VALLE PO

Data	SRP µg l ⁻¹	PP µg l ⁻¹	TP µg l ⁻¹	DIN mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl"a" µg l ⁻¹
03/06/2009	26.7	208.6	299.2	1.4	8.7	3.2
16/06/2009	20.4	148.4	272.3	1.4	4.5	2.5
30/06/2009	57.6	139.5	316.3	1.8	5.7	17.4
14/07/2009	61.1	58.1	154.3	2.1	3.3	15.0
29/07/2009	36.8	75.7	138.4	1.5	2.9	38.0
17/08/2009	17.4	90.4	155.9	1.3	2.8	80.6
27/08/2009	18.9	70.4	129.2	1.3	3.0	49.9

APPENDICE 4:

Bacinizzazione:

Monitoraggio continuativo di 24 ore

PARAMETRI IDRO-CHIMICI

Stazione	Data e ora	Temp. °C	SST g L ⁻¹	NH4+ µg L ⁻¹	NO2- µg L ⁻¹	NO3- µM	TN µM	SRP µg L ⁻¹	TDP µg L ⁻¹	TP µg L ⁻¹	DRSI µg L ⁻¹	Chl"a" µg L ⁻¹	sd
Bacino	8/8/09 19.00	24.9	0.03	49.69	13.1	86	238.2	7.96	57.9	135.9	2421.6	118.9	30.9
	8/8/09 23.00	24.3	0.03	40.77	12.4	100	231.4	6.64	62.1	141.7	2542.8	118.5	16.4
	9/8/09 3.00	23.1	0.03	47.10	12.7	96	245.0	5.27	57.1	145.9	2469.3	116.9	17.6
	9/8/09 7.00	23	0.02	38.81	12.4	108	236.5	8.32	56.9	140.0	2522.1	121.2	24.9
	9/8/09 11.00	25.43	0.05	40.14	12.3	107	230.1	5.27	57.7	140.9	2963.2	93.0	28.7
	9/8/09 15.00	26.1	0.03	37.47	14.4	105	218.1	4.56	86.2	168.5	2919.7	96.8	14.0
9/8/09 19.00	25.19	0.01	40.59	13.3	98	200.6	7.00	59.4	141.7	2507.6	77.3	20.5	
Mortizza	8/8/09 19.00	25.2	0.01	33.46	11.1	108	302.3	5.56	87.0	152.6	2737.5	124.3	4.1
	8/8/09 23.00	24.8	0.01	44.25	11.6	104	232.8	3.60	113.3	140.9	2811.0	113.0	8.2
	9/8/09 3.00	24.5	0.01	34.53	6.8	83	246.1	3.93	110.4	134.2	2971.5	110.0	9.8
	9/8/09 7.00	24.1	0.01	54.86	10.0	112	180.5	3.62	90.0	159.3	2944.6	108.9	1.4
	9/8/09 11.00	24	0.01	40.68	8.2	102	200.4	3.85	125.0	132.5	2889.7	84.5	5.9
	9/8/09 15.00	24.6	0.01	40.32	12.0	110	198.9	3.84	152.8	143.4	2743.7	85.4	1.1
9/8/09 19.00	24.5	0.01	50.94	10.1	116	207.2	3.61	98.2	155.9	2776.8	62.7	3.6	