CONSORZIO DELL' OGLIO

- BRESCIA -

Progetto di Sperimentazione dei rilasci per il deflusso minimo vitale nel fiume Oglio sub lacuale

Relazione Conclusiva – Parte Prima

2009 – 2015

"Progetto di sperimentazione dei rilasci
per il deflusso minimo vitale nel fiume Oglio sub lacuale"

Progetto approvato con prescrizioni con DDG 7684 del 27.07.2009 Regione lombardia

Il Rapporto è a cura di Massimo Buizza

Hanno contribuito alla stesura del testo:

Idrologia	:	Massimo Buizza	Consorzio dell'Oglio - Brescia
		Antonio Dalmiglio	Consulente del Consorzio dell'Oglio
Fauna Ittica	:	Marco Mancini,	Consulente del Consorzio dell'Oglio
		Stefano Marconi	Consulente

Gruppo di Ricerca del Dipartimento di Bioscienze, Università degli studi di Parma

Prof. Pierluigi Viaroli: responsabile scientifico, ecologia delle acque interne
Dott. Marco Bartoli: coordinamento, biogeochimica
Dott. Rossano Bolpagni: vegetazione acquatica
Dott. Alex Laini: Macro-invertebrati bentonici, analisi statistica
Dott.ssa Erica Racchetti: chimica e microbiologia
Dott. Daniele Longhi: campionamento e misure di campo
Dott. Tommaso Cancellario: Esperimento BACI, macro-invertebrati bentonici
Dott.ssa Lavinia Paduano: Esperimento BACI, idrochimica
David Bortolotti, Laureando in Scienze della Natura e dell'Ambiente: Esperimento BACI, idrochimica

Contributi ai singoli capitoli

Capitolo 5 e Schede – Risultati 6 anni. Azione chimico-fisica: Erica Racchetti; Azione biologica Macroinvertebrati: Alex Laini; Azione biologica Macrofite: Rossano Bolpagni; campionamento: Racchetti, Laini, Bolpagni, Longhi, Bartoli; Analisi statistica: Racchetti; Revisione: Marco Bartoli, Pierluigi Viaroli

Capitolo 6 – Sperimentazione BACI. Azione chimico-fisica: Erica Racchetti, David Bortolotti e Lavinia Paduano; Azione biologica Macroinvertebrati: Alex Laini e Tommaso Cancellario; Azione biologica Alghe bentoniche: Rossano Bolpagni; campionamento: Racchetti, Laini, Cancellario, Bolpagni; Analisi statistica: Laini; Revisione: Pierluigi Viaroli

Capitolo 7 – Attività sperimentale modulo interazione fiume-falda: Erica Racchetti, Marco Bartoli, Daniele Longhi; Analisi statistica (GAM e Procrustes Analysis): Alex Laini; Revisione: Marco Bartoli, Pierluigi Viaroli

Capitolo 8 – Conclusioni. Qualità biologica e chimico-fisica: Viaroli, Laini, Racchetti

Allegato I – Materiali e Metodi. Azione chimico-fisica: Racchetti; Azione biologica: Laini, Bolpagni. Revisione: Viaroli

Allegato II – Andamenti mensili della chimica (2014-15): Racchetti; Revisione: Viaroli

SOMMARIO

INTRODUZIONE 1

1 IL PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE 2
1.A. CARATTERIZZAZIONE E OBIETTIVI DEL PROGETTO 2
1.B. SINTESI DELLE ATTIVITÀ PREVISTE DAL PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE 3

2 IL BACINO DEL FIUME OGLIO SUBLACUALE 4
2.A. LA REGOLAZIONE E I SUOI EFFETTI 7
2.B. MORFOLOGIA 10
2.C. PRESSIONI A LIVELLO DI BACINO 10
2.D. LO SCHEMA DELLE DERIVAZIONI IRRIGUE ED IDROELETTRICHE 13

3 SPECIFICITÀ DELLA SPERIMENTAZIONE NEL F. OGLIO SUBLACUALE 15
3.A. CAMPAGNE E SCENARI ATTUATI NELLA SPERIMENTAZIONE 15
3.B. CRITICITÀ DELLA REGOLAZIONE FINALIZZATA ALLA GESTIONE IRRIGUA 17
3.C. OSSERVAZIONI SULLE METODOLOGIE APPLICATE 18
3.D. LE INDICAZIONI RICAVATE DALLO STUDIO DI INCIDENZA 19

4 SUDDIVISIONE IN SEGMENTI E TRATTI OMOGENEI 20
4.A. SEGMENTI 20
4.B. TRATTI OMOGENEI 21
4.C. RAPPORTO FIUME - SITI NATURA 2000 - TERRITORIO 23

5 PRESENTAZIONE DEI DATI DI MONITORAGGIO E DEI RISULTATI 26
5.1. STAZIONI FONDAMENTALI E COMPLEMENTARI 26
5.2. RISULTATI E GRAFICI DI SINTESI 26

6 DISEGNO SPERIMENTALE BACI NEI TRATTI SOTTESI DELLE CENTRALI 32
6.1. MATERIALI E METODI 32
6.2 RISULTATI 35
6.3 DISCUSSIONE 61
6.4 CONCLUSIONE 63

7 APPROFONDIMENTI 64
7.1. MODULO "INTERAZIONE FIUME-FALDA NEL FIUME OGLIO SUBLACUALE" 64
7.1.1. ATTIVITA' SPERIMENTALE 64
7.1.2. ANALISI STATISTICA 80
7.2. CONCORDANZA TRA I DATI CHIMICO-FISICI DELLE ACQUE E LE COMUNITÀ DI MACROFITE E MACROINVERTEBRATI 84
7.3. **APPLICAZIONE DEL MODELLO PHABSIM AL F. OGLIO SUBLACUALE** 85
7.3.1. RACCOLTA DEI DATI I CAMPO 85
7.3.2. DATI IDROLOGICI 86
7.3.3. DATI BIOLOGICI 86
7.3.4. SVOLGIMENTO DELLE CAMPAGNE DI MONITORAGGIO 87
7.4 **FAUNA ITTICA – Pressioni e Pesce Siluro (*Silurus glanis*)** 88
7.4.1. PREMESSA 88
7.4.2. IL SILURO (SILURUS Glanis L.) 88
7.4.3. ATTIVITÀ DI CONTENIMENTO DELLA SPECIE 89
7.4.4. EFFETTI DELLE AZIONI DI CONTENIMENTO 90

8 CONCLUSIONI 91
8.1. IL DMV NEL BACINO DL F. OGLIO SUBLACUALE 91
8.2. QUALITÀ BIOLOGICA 92
8.3. QUALITÀ CHIMICA 92
8.4. FAUNA ITTICA 93
8.5 POSSIBILI PROPOSTE 95

Consorzio dell' Oglio
Ente Regolatore del lago d' Iseo
e del fiume Oglio sublacuale *www.oglioconsorzio.it*
Sede: via Solferino 20/c – Brescia *info@oglioconsorzio.it*

INTRODUZIONE

Con la pubblicazione dei risultati relativi al monitoraggio della qualità ambientale del fiume Oglio sub lacuale si conclude l'esperienza condotta dal Consorzio dell'Oglio tra agosto 2009 e settembre 2015, per la realizzazione del "*Progetto di sperimentazione dei rilasci per il deflusso minimo vitale nel fiume Oglio sub lacuale*".
Il lavoro, effettuato secondo le prescrizioni tecniche della DDG 7684 del 27.07.2009 della Regione Lombardia, è stato svolto applicando e confrontando differenti metodologie per lo studio delle portate e delle componenti chimico-fisiche, biologiche e ittiche del f. Oglio sub lacuale, finalizzato alla conoscenza e alla definizione del valore del deflusso minimo vitale (DMV).

L'approccio multidisciplinare utilizzato nella sperimentazione ha consentito di ricondurre la questione del DMV in un quadro di più generale riqualificazione ambientale del corso d'acqua e di ottenere un buon livello di conoscenza del bacino fluviale. Tale approccio inoltre ha consentito di rispondere alle esigenze della WFD anche in zone a differente regimazione idraulica, ha messo in luce aspetti interessanti sulle caratteristiche idrologiche e idrauliche del fiume, che devono essere considerate se si vuole interpretare correttamente il comportamento e la risposta del corso d'acqua alle diverse situazioni idrologiche che si manifestano stagionalmente.
Il quadro conoscitivo precedente l'attivazione del progetto era estremamente carente. Le uniche informazioni ufficiali erano riconducibili ai monitoraggi istituzionali di ARPA su un set limitato di parametri e su un ancor più limitato numero di stazioni. Risulta che non siano mai stati pubblicati, o raccolti in modo sistematico, dati idrologici e studi sulle componenti biotiche (macrofite, macroinvertebrati, diatomee e pesci). In mancanza di serie storiche di queste tipologie di dati e di studi, anche di tipo descrittivo, tra componenti idrologiche, parametri chimico-fisici e biologici, fino a pochi anni fa era difficile qualsiasi valutazione degli impatti al variare dei deflussi, sia naturali che indotti dall'uomo, sullo stato ecologico dell'ecosistema fluviale e sulla qualità delle acque.
Con il completamento della Sperimentazione si può affermare che parte di questa carenza conoscitiva sia stata colmata grazie alla raccolta sistematica della consistente mole di dati in un database relazionale. Le informazioni sono disponibili per un numero elevato di stazioni con risoluzione spaziale estremamente significativa, che potrà trovare utile applicazione in modelli di ecologia fluviale.
Con l'elaborazione dei dati disponibili, sono stati raggiunti obiettivi importanti in termini di comprensione delle dinamiche del sistema fluviale oggetto di sperimentazione: infatti sono stati identificati gli andamenti di base e le fluttuazioni ascrivibili al disturbo antropico.
Tutte le attività di campionamento, analisi e valutazione, condotte applicando le nuove metodologie introdotte dalla normativa nazionale in recepimento della WFD e dai successivi decreti attuativi, e l'attuazione dell'intero processo sperimentale hanno rappresentato un percorso molto articolato ,che ha messo in luce la necessità di approfondimenti tecnici sulla normativa medesima.
L'analisi del fiume in tutta la sua complessità, e l'approfondimento della conoscenza delle comunità animali e vegetali che lo caratterizzano ha consentito di individuare lo stato attuale del fiume e di identificare i limiti e le criticità di un sistema di valutazione che, oltre a presentare una notevole complessità delle procedure di campionamento e analisi, appare ancora per molti aspetti in fase sperimentale.

1 - IL PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE

Considerato che gli ecosistemi fluviali sono una realtà estremamente complessa, basata su fragili equilibri e condizionata da numerose interazioni tra le diverse componenti del sistema, il Consorzio dell'Oglio ha ritenuto necessario progettare e realizzare uno studio sullo stato di salute del f. Oglio sub lacuale. per valutare i cambiamenti che su di esso si esercitano derivanti dall'azione antropica e contribuire a definire la migliore applicazione delle regole previste dal P.T.U.A. che la Regione Lombardia ha emanato il 16/11/2005
Poiché tra le azioni che più interessano questo fiume vi sono quelle legate alla gestione delle derivazioni idroelettriche e irrigue influenzano il regime delle portate in alveo, lo studio ha inteso approfondire le conoscenze per la determinazione delle portate minime vitali, studio che rappresenta la premessa fondamentale per una più oculata e razionale gestione delle risorse idriche.

1.A. CARATTERIZZAZIONE E OBIETTIVI DEL PROGETTO

Il Progetto presentato ed approvato dalla Regione ha previsto il monitoraggio dell'intero fiume sub lacuale con l'obiettivo di fornire un quadro d'insieme il più possibile esaustivo dell'ambiente fluviale, che si presentava complesso, variabile e alquanto sconosciuto.

Gli obiettivi di questo quadro d'assieme sono stati individuati in:

Analisi delle cause delle situazioni critiche :

- ✓ monitorare, a supporto delle decisioni sulle priorità d'intervento, le situazioni critiche per individuarne le cause, concentrando in particolare l'analisi sugli effetti dei rilasci idroelettrici e irrigui sulle dinamiche fluviali, ovvero individuare le relazioni tra prelievi idroelettrici e/o irrigui, deflussi in alveo e qualità integrata del sistema fluviale.

Analisi delle condizioni limite per il bacino :

- ✓ monitorare le situazioni limite per le quali i valori dei descrittori indagati possono essere recuperati a soglie accettabili per il bacino;
- ✓ valutare se le portate di rilascio previste dal P.T.U.A. sono necessarie e sufficienti per raggiungere gli obiettivi previsti; sufficienti nel senso che devono essere in grado di contribuire efficacemente a risolvere i problemi ambientali esistenti, necessarie nel senso che è accertata l'indispensabilità delle quantità calcolate.
- ✓ valutare la capacità dell'ambiente fluviale di sopportare per brevi periodi situazioni di stress conosciuto (anche indotto dalla regolazione), e di recuperare lo stato di qualità precedente allo stress.

Informazioni a supporto delle regole :

- ✓ analizzare le criticità del bacino e del suo comportamento in funzione dei rilasci delle portate di deflusso minimo vitale;
- ✓ descrivere le criticità e definire un regime di portate di rilascio e, conseguentemente, individuare soluzioni in grado di consentire il recupero di condizioni di qualità delle acque il più possibile compatibili sia con le esigenze ecologiche delle biocenosi acquatiche, sia con gli usi in atto.
- ✓ costituire un archivio di dati necessari per pianificare interventi gestionali finalizzati al miglioramento della qualità del "sistema" fluviale e favorire i soggetti che dovranno definire le regole di applicazione dei rilasci.

Interconnessione delle competenze :

- ✓ mediante la raccolta e la sistemazione strutturata delle conoscenze disponibili, sperimentare e ottenere un metodo d'indagine e analisi multidisciplinare basato sull'interconnessione dei soggetti istituzionali e ottimizzando il risultato e il valore delle loro attività.

Il Progetto di Sperimentazione ha previsto l'applicazione di diversi scenari di rilascio delle portate, dividendoli in due gruppi legati alle diversità degli usi nei singoli tratti di fiume. Più precisamente:

GRUPPO A) Scenari da applicare all'intero alveo sub lacuale,

GRUPPO B) Scenari da applicare ai tratti sottesi dalle derivazioni idroelettriche.

Questa suddivisione si è resa necessaria per tener conto delle differenze di esercizio delle derivazioni irrigue rispetto a quelle idroelettriche, soprattutto per gli aspetti che costituiscono "concorrenza" (o conflitto) con gli obiettivi della normativa sul D.M.V. Infatti, la gestione "irrigua" delle concessioni comporta concorrenza solo per alcuni periodi dell'anno, in genere nei mesi di giugno, luglio e parte di agosto. In questi mesi la riduzione di portata in alveo si manifesta con le caratteristiche e, soprattutto, le quantità determinate dalle condizioni climatiche della stagione che si riflettono sulla disponibilità di risorsa assicurata dalla presenza di un serbatoio importante come il lago d' Iseo. Nella restante parte dell'anno il rilascio assicurato dalla gestione irrigua è ampiamente superiore alle quantità previste dal P.T.U.A.

La gestione "idroelettrica" delle concessioni comporta invece concorrenza per tutto l'anno, ma questo solo per i tratti sottesi tra la sezione di derivazione e la sezione di restituzione. Per il f. Oglio sub lacuale le sei centrali esistenti sottendono tratti di fiume non più lunghi di 3 km per singolo tratto e, in complesso per circa 11 km, in un tratto di 33 km.

1.B. SINTESI DELLE ATTIVITÀ PREVISTE DAL PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE

Il Progetto ha previsto inizialmente cinque azioni fondamentali:

- Azione 1 – monitoraggio idromorfologico
- Azione 2 – monitoraggio chimico- fisico
- Azione 3 – monitoraggio biologico (macrofite, macroinvertebrati e diatomee)
- Azione 4 – monitoraggio ittiofauna
- Azione 5 – monitoraggio idrologico

Nello svolgimento del Progetto ci si è resi conto che l' Azione 1 avrebbe richiesto applicazione di metodi e procedure che erano ancora in fase di validazione e aggiornamento da parte di ISPRA (referente per il settore), per cui è stata sospesa.
Inoltre è stato realizzato uno "Studio di incidenza per il Progetto di Sperimentazione dei rilasci per il D.M.V. nel f. Oglio sublacuale all'interno dei Siti Rete Natura 2000 del Parco dell'Oglio Nord" per valutare come l' applicazione degli scenari di sperimentazione potesse influire sulla qualità ambientale dei S.I.C. presenti nel Parco.
Nel Progetto sono stati indicati per ogni azione i descrittori biologici da monitorare, gli indici di valutazione da calcolare, la metodologia di campionamento e raccolta dati, le risorse umane dedicate ad ogni singola azione, i risultati attesi.
Nella seconda parte della Sperimentazione si è proceduto in alcune stazioni ad applicare il monitoraggio, le metodologie e i criteri previsti dal metodo IFIM, con l' applicazione del modello PHABSIM, con l' obiettivo, una volta definite le specie target ed i siti di applicazione, di indagare in modo "artificiale" la disponibilità di habitat al variare delle portate, cioè delle velocità di corrente e del battente idrico.
Oltre al monitoraggio convenzionale, sempre nella seconda parte di Sperimentazione sono state svolte due attività sperimentali: la prima riguardante un tratto fluviale influenzato dagli apporti di acqua subsuperficiale con l'obiettivo di stimare l'apporto di acque di falda e il carico di azoto immesso nel sistema fluviale dalla falda, il secondo riguardante i tratti sottesi tra la sezione di derivazione e la sezione di restituzione delle Centrali idroelettriche campionati secondo il disegno sperimentale BACI (Before/After and Control/Impact) al fine di valutare la risposta delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque ma soprattutto delle comunità bentoniche (macroinvertebrati e alghe bentoniche) ad un determinato impatto, in questo caso alla diminuzione del deflusso nei tratti sottesi dal 12% al 5% della portata media naturale.

Il Progetto ha previsto che si procedesse alla redazione di report annuali, nei quali potessero essere raccolti e sintetizzati:

- ✓ i risultati dell'attività di raccolta e sistematizzazione delle conoscenze pregresse sullo stato dell'ecosistema fluviale,

- ✓ i risultati delle principali informazioni acquisite sulla qualità chimico-fisica e biologica delle acque del fiume Oglio sub-lacuale e di caratterizzazione integrata del fiume,
- ✓ la sintesi delle problematiche relative all'idraulica e all'idromorfologia che incidessero nella determinazione di un valore di DMV in grado di mantenere condizioni soddisfacenti per l'intero ecosistema,
- ✓ i risultati della verifica sull' influenza degli apporti di acque sotterranee in alveo,
- ✓ il riepilogo delle principali difficoltà incontrate nella definizione del valore di DMV in grado di ben supportare le decisioni relative al "sistema" fiume.

Una fase importante del Progetto è stata dedicata alla raccolta e all' organizzazione dinamica dei dati. Tutte le informazioni relative alle caratteristiche geografiche e fisiografiche del fiume, i dati idrologico-idraulici, i dati sulla qualità chimico-fisica e biologica delle acque, gli usi delle utenze principali e le portate degli scarichi, necessari per l'analisi complessiva della qualità dell'acqua nelle sezioni di controllo, sono state raccolte in un data base relazionale, a supporto delle successive attività.
Il Progetto ha individuato circa 80 stazioni su cui effettuare le indagini e i campionamenti, distribuite con criteri precisi per conseguire gli obietti del Progetto medesimo.
Tale scelta è stata adottata anche in base alla previsione che fosse utile ottenere un' identificazione del comportamento dell' ambiente fluviale suddiviso in tratti omogenei, necessari per rendere accettabile dal punto di vista delle risorse impiegate la futura prosecuzione dei monitoraggi, secondo il Consorzio dell' Oglio indispensabile per mantenere un' adeguata conoscenza della situazione ambientale del fiume.

In sintesi, il Progetto ha inteso valutare il tema DMV in un'ottica innovativa: non considerandolo più un valore costante e nemmeno di semplice proporzionalità al regime idrologico naturale, ma cercando di comprendere quali range di variabilità possano essere adottati per esso mantenendo le capacità dell' ambiente fluviale di sopportare stress controllati per periodi limitati di tempo, ma allo stesso tempo rendendolo compatibile con la sostenibilità degli usi in atto, non ottenibile con l' applicazioni di formule rigide ed immutabili.

2.- IL BACINO DEL FIUME OGLIO SUBLACUALE

Il bacino del fiume Oglio ha una superficie complessiva di circa 6.650 km^2 (circa il 9% della superficie del bacino del fiume Po), il 54% dei quali in ambito montano; si estende dal Gavia e Tonale alla confluenza con il fiume Po. Alla chiusura del bacino imbrifero si trova il lago d' Iseo, regolato da una concessione che condente di variare i suoi livelli da un valore massimo di +1.10 m ad un valore minimo -0.30 m rispetto allo zero idrometrico di Sarnico, rendendo così disponibile agli usi un volume pari a 85.4 milioni di metri cubi, equivalente ad un portata media di 11 m^3/s nel trimestre giugno – agosto.
Il fiume Oglio sub lacuale si sviluppa su una lunghezza di circa 154 km, ed è il più lungo degli emissari da laghi regolati; riceve affluenti primari come il fiume Chiese, Mella e Strone e altri caratterizzati da un consistente trasporto solido (Cherio e Guerna). E' interessato da 24 derivazioni irrigue (grandi e piccole derivazioni), da 6 centrali idroelettriche ad acqua fluente e da una moltitudine di attingimenti superficiali; attraversa un territorio classificato in Parco Oglio Nord e Parco Oglio Sud, che gestiscono 8 siti di interesse comunitario.
Una caratteristica molto importante del bacino è rappresentata dal fatto che nel primo tratto di fiume (fino alla confluenza del t. Cherio, lunghezza 14 km) il fiume alimenta la falda circostante, con portate che si incrementano progressivamente a partire dalla traversa di Sarnico fino a valori di circa 4.5 m^3/s; poi dalla zona in cui è situato il comune di Pontoglio (progr. km16 dall' incile) il fiume riceve apporti di falda, che alla traversa di Calcio hanno valori di 3-6 m^3/s . Incrementi più consistenti si registrano nei Secondo e Terzo Segmento.

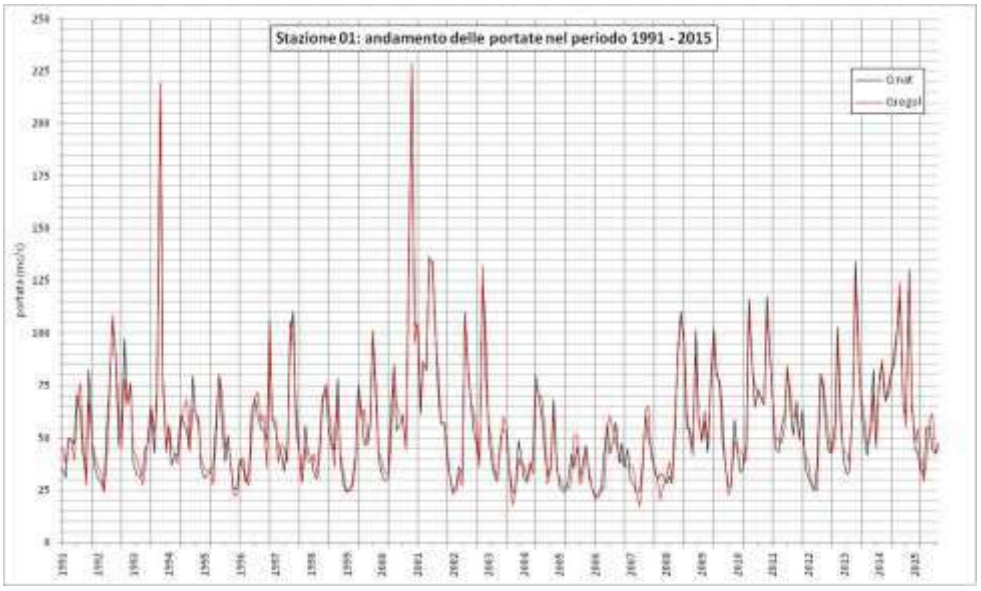
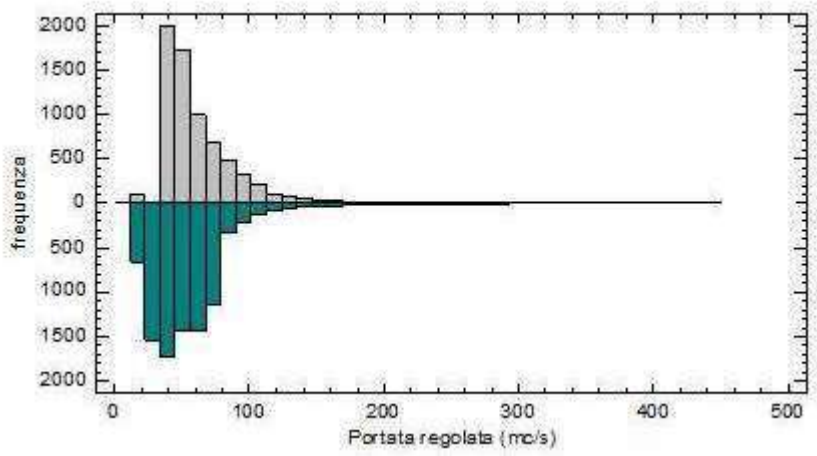


Fig.1 – Andamento delle portate mensili naturali e regolate alla stazione 01 nel periodo 1991-2015

Le serie storiche di portate medie giornaliere (dal 1933 a oggi) sono disponibili per la stazione di deflusso dal lago, ottenute dalla gestione della regolazione svolta dal Consorzio dell' Oglio. Dalle medie giornaliere si possono ricavare agevolmente le medie mensili e le medie annuali. Per caratterizzare l' andamento idrologico del bacino del fiume, dal grafico di Fig.1 si può vedere l'andamento delle portate mensili naturali e regolate negli ultimi 25 anni; entrambe presentano nel tempo un andamento quasi sovrapponibile, differenziandosi solo per i valori specifici.

Dal confronto delle frequenze dei valori di portata naturale e regolata di deflusso dal lago nei periodi 1991-2015 e 2009-2015 (periodo della Sperimentazione) (Fig.2) e i principali valori dei parametri statistici (Tab.1) è possibile constatare che tra la distribuzione delle portate naturali e regolate è di particolare interesse l'asimmetria standardizzata e la curtosi che indicano uno scostamento significativo dalla normalità.



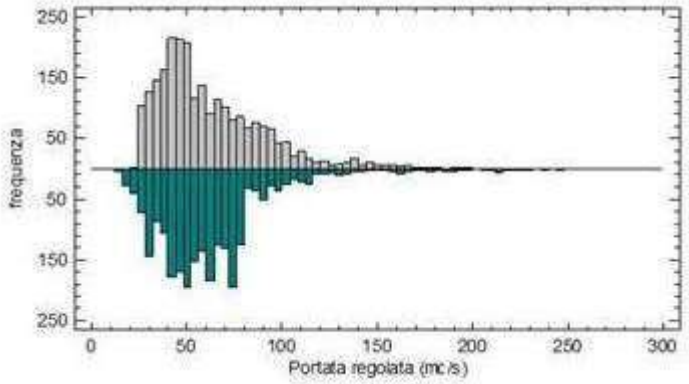


Fig. 2 – Confronto tra portate naturali e regolate di deflusso dal lago: periodo 1991-2015, 2009-2015

Parametri statistici	Periodo 1991 - 2015		Periodo 2009 - 2015	
	Q naturale	Q regolata	Q naturale	Q regolata
Conteggio	9033	9033	2463	2463
Minimo	18,7	37,20	23,8	15,6
Massimo	11,5	412,8	196,3	244,3
Media	55,57	55,62	61,9	62,1
Deviazione standard	32,77	34,43	28,59	29,97
Coeff. di variazione	58,98%	61,90%	46,22%	48,27%
Range	353,3	401,3	172,5	228,7
Asimmetria std.	112,44	130,49	27,43	39,69
Curtosi std.	276,29	378,882	22,32	64,69

Tab. 1 – Parametri statistici

La distribuzione delle frequenze delle portate evidenzia che rispetto alla normalità nel periodo 1991-2015 le portate regolate, pur non presentando una distribuzione normale, sono diversamente distribuite rispetto alle portate naturali.
I valori delle portate naturali infatti si concentrano nell'intervallo 20-105 m^3/s (n>100); nell'intervallo 25-55 m^3/s ricadono le portate con frequenza >500 campioni. La frequenza maggiore **è** nell'intervallo 30-35 m^3/s con 1161 valori. La frequenza delle portate regolate invece si concentra tra 20 e 75 m^3/s con il maggior numero dei campioni (n>500); il picco è a 40 m^3/s con n>1010.

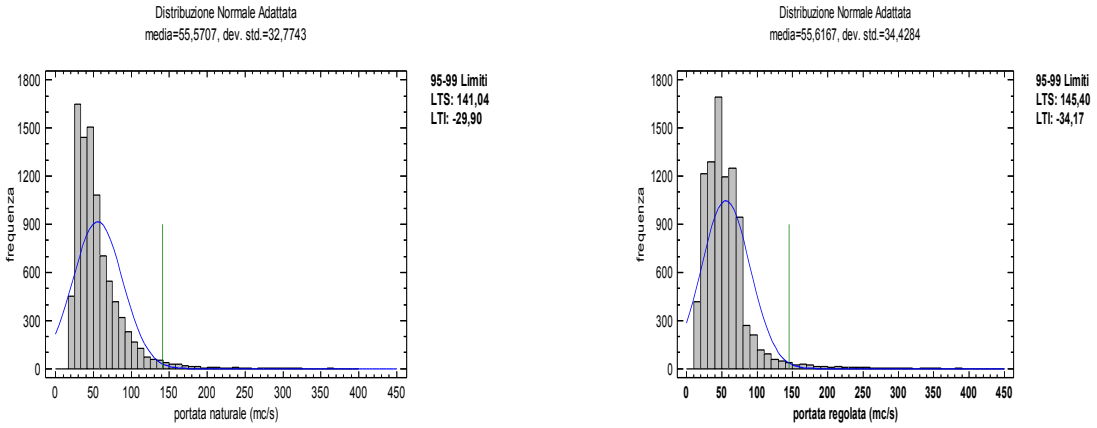


Fig.2 – Confronto tra portate naturali e regolate di deflusso dal lago: periodo 1991-2015,

Nel periodo della sperimentazione (2009-2015) la distribuzione delle frequenze delle portate evidenzia un andamento pressoché simile alle precedenti.
I valori delle portate naturali si concentrano nell'intervallo 20-80 m^3/s (n>100); nell'intervallo . La frequenza maggiore **è** nell'intervallo 30-35 m^3/s con 1161 valori. La frequenza delle portate regolate, meglio distribuita, si concentra tra 20 e 75 m^3/s con numero dei campioni >500); il picco è a 60 m^3/s con n>239.

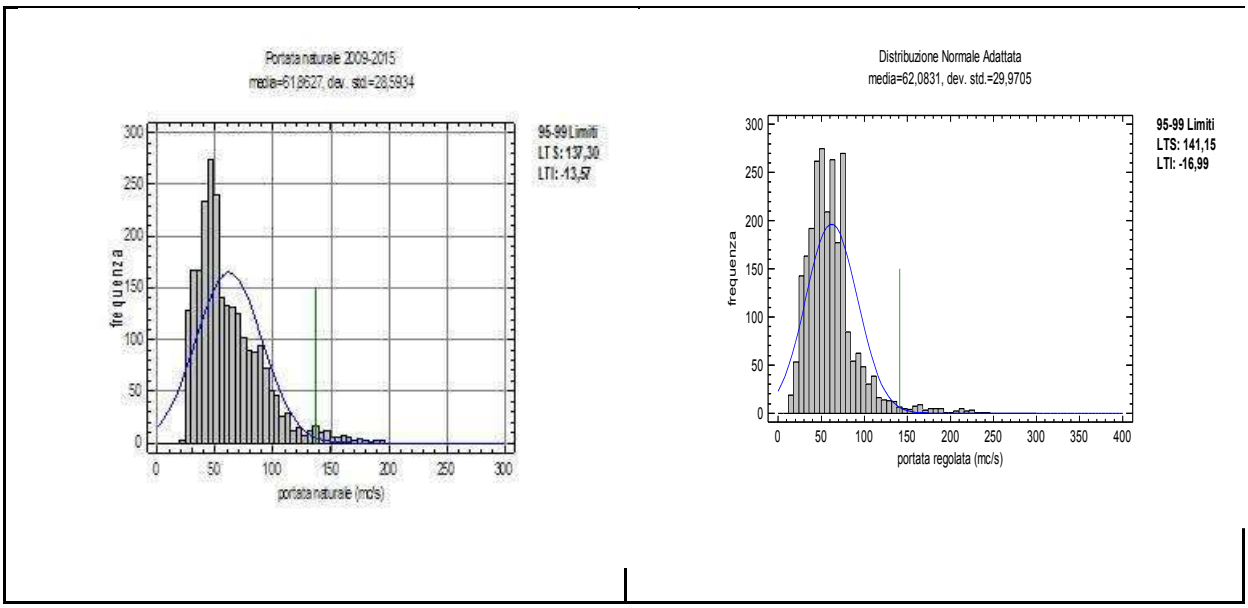


Fig.3 – Confronto tra portate naturali e regolate di deflusso dal lago: periodo 2009-2015,

2.A. LA REGOLAZIONE E I SUOI EFFETTI

La caratteristica principale del bacino è l' esercizio della regolazione dei livelli del lago d' Iseo, secondo il disciplinare di concessione che prevede la possibilità di variare i livelli del lago entro un intervallo di 1.40 m rispetto allo zero idrometrico storico di Sarnico.
Lo scopo della regolazione è mettere a disposizione volumi aggiuntivi di acqua per gli usi irrigui e idroelettrici, che dispongono di concessioni di derivazioni rilasciate singolarmente. Il Consorzio dell'Oglio vigila per la soddisfazione dei singoli diritti, in misura proporzionale a seconda della disponibilità stagionale.

Si evidenzia che i consorziati sono soggetti obbligati a far parte del Consorzio e a ricevere le portate che sono consentite dalla regolazione del lago d' Iseo; questi soggetti derivano dal fiume esclusivamente nel Primo Segmento.
Le derivazioni irrigue, classificate Grandi Derivazioni, si esercitano proporzionalmente sulla base delle portate assegnate dal riconoscimento di antico uso e dalla concessione d'uso delle acque nuove, ottenute con la regolazione del lago. Gli usi irrigui godono di un totale di concessioni pari a circa 80 m^3/s nel trimestre giugno – agosto, periodo in cui hanno rilevanza ai fini del DMV, che poi si riduce al 75% di questo totale nei mesi di maggio e settembre. Per il resto dell'anno le derivazioni irrigue si riducono sensibilmente per evitare problemi idraulici ai molti centri abitati attraversati dai canali adduttori.
Le derivazioni idroelettriche, classificate in Grandi e Piccole Derivazioni, sono attuate mediante impianti ad acqua fluente (per cui non riducono la disponibilità idrica del fiume), e presentano eventuali criticità nei tratti sottesi tra derivazione e restituzione; inoltre si esercitano in base alle concessioni rilasciate e sono obbligatoriamente adeguate alle portate di rilascio dal lago secondo le regole di gestione stabilite dal Consorzio dell'Oglio.
Considerato che il Consorzio dell'Oglio rileva giornalmente le grandezze idrauliche registrate dalla regolazione e anche quelle che sarebbero presenti nel regime naturale (cioè senza la presenza della traversa di regolazione), si è verificato che gli effetti della regolazione sul fiume sub lacuale consistono principalmente nello spostamento di portate affluite al lago dalla primavera all'estate e dall'autunno all'inverno.
Per spiegare questi effetti in Fig. 4 si riporta l' andamento delle portate regolate rispetto a quelle "naturali", ovvero quelle portate che si sarebbero rilevate senza la presenza delle opere di regolazione, per l' anno 2003 (anno di carenza idrica); si notano due effetti, il primo nel periodo estivo quando le portate regolate sono maggiori rispetto a quelle naturali, il secondo nel caso di portate elevate quando la regolazione consente di limitate le escursioni di livello rispetto al regime naturale. Le oscillazioni delle portate regolate, al di fuori della stagione estiva, sono dovute ad una gestione calibrata sugli usi idroelettrici, per cui sono state operate riduzioni di portata a fine settimana per trattenere nel lago volumi da utilizzare nel resto della settimana, quando il prezzo dell' energia elettrica è maggiore. Questa scelta di gestione è terminato a maggio 2013.

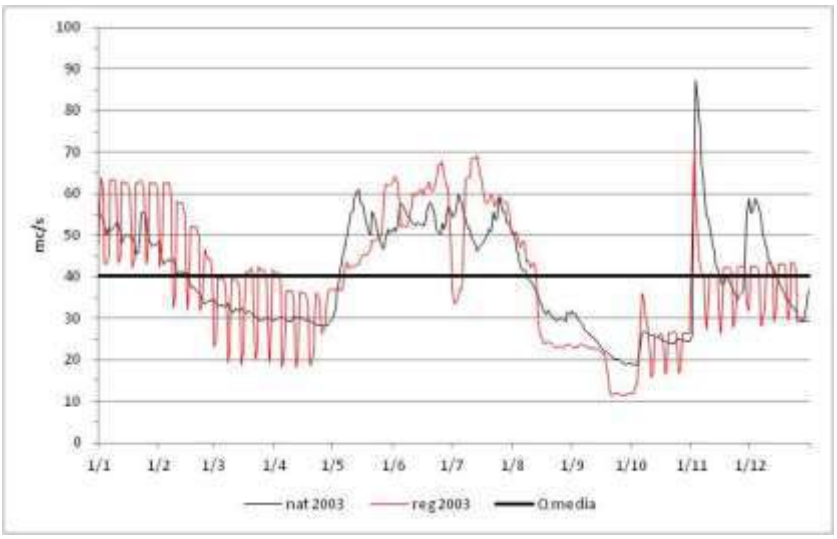


Fig. 4 – Confronto tra la portata naturale e la portata regolata nell'anno 2003 nella sezione immediatamente a valle dell'incile del lago.

Nella Fig. 5 si riporta il grafico relativo all' anno 2014, in cui si nota che il periodo estivo ha un andamento anomalo per la stagione; l'arrivo a ripetizione di eventi meteo importanti ha obbligato la regolazione a rilasciare portate di punta elevate, per ben tre volte e a intervalli brevi. Questa caratteristica è poi proseguita nei mesi di luglio e si è accentuata nel mese di agosto.
In novembre dicembre infine si registrano portate elevate e molto variabili. In generale per tutto l'anno 2014 si sono registrate portate molto al di sopra del DMV.

Questo porta a capire che la regolazione è condizionata dagli afflussi pluviometrici che si verificano, e quindi non è in grado di garantire comunque la gestione dei rilasci DMV secondo una regola fissa.

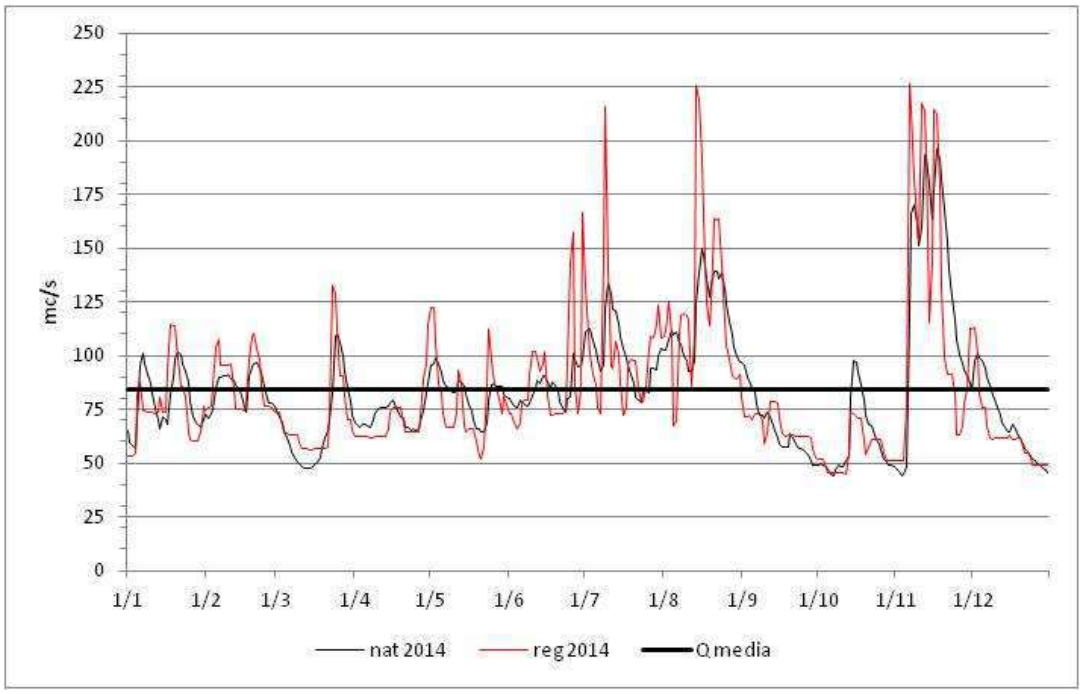


Fig. 5 – Confronto tra la portata naturale e la portata regolata nell'anno 2014 nella sezione immediatamente a valle dell'incile del lago.

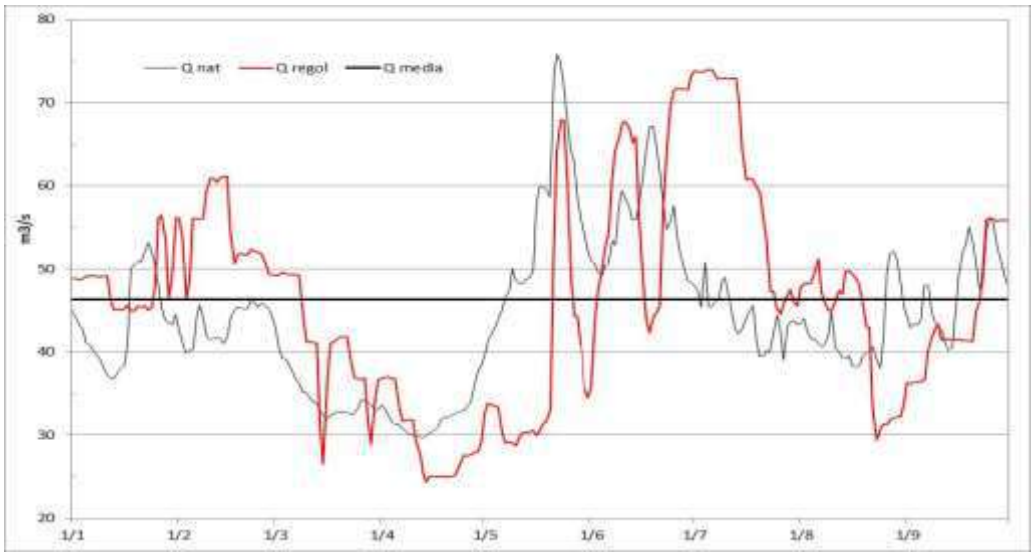


Fig. 6 – Confronto tra la portata naturale e la portata regolata nell'anno 2015 nella sezione immediatamente a valle dell'incile del lago.

Dal grafico relativo al 2015 (Fig. 6) si vede che sia il regime naturale che quello regolato presentano un andamento stagionale molto variabile, per cui l'attività della regolazione non ha modificato questa caratteristica. Si vede che il 2015 può essere considerato un anno di scarsità di risorsa poiché la portata media è risultata pari a 46.4 m^3/s , di circa 30 m^3/s minore rispetto al 2014.
Nello specifico, fino alla prima decade di aprile le portate regolate sono state mediamente maggiori rispetto alle naturali in quanto è stato utilizzato il volume d' invaso ottenuto dalla regolazione autunnale 2014; successivamente, fino quasi alla fine di giugno, le portate regolate sono risultate inferiori a quelle

naturali in quanto si è proceduto al ciclo di invaso primaverile. Dal 23 giugno fino a metà agosto le portate regolate sono risultate decisamente superiori alle naturali per effetto della gestione della regolazione condizionata dalla domanda irrigua, ma da un esame attento del grafico si vede come le portate regolate hanno registrato un rapido calo dopo solo pochi giorni, segno che il bacino del f. Oglio non ha disponibilità idriche sufficienti a coprire tutto il periodo irriguo.
Ai fini del DMV, poiché la regolazione ha effetto per il solo Primo Segmento e si esaurisce alla stazione denominata "Traversa Calcio" (stazione 30b), le derivazioni irrigue del Primo Segmento presentano criticità di rilascio DMV solo in corrispondenza di questa stazione. La dislocazione delle prese sul fiume infatti è tale per cui in ogni sezione del fiume (ad eccezione dei tratti sottesi) a monte defluisce sempre una portata maggiore della portata di rilascio calcolata dal P.T.U.A. per quella sezione.

2.B. MORFOLOGIA

Il corso del fiume Oglio sub lacuale segue inizialmente una direzione Nord-Sud per circa 60 km per poi piegare decisamente verso Est secondo la pendenza naturale della Pianura Padana.
Sul fiume, tra l'uscita dal lago d'Iseo e la confluenza in Po, si evidenziano le caratteristiche tipiche di un corso d'acqua planiziale con scarsa pendenza e con profondità molto variabili: si passa da diversi metri nei punti a monte degli sbarramenti più importanti, a pochi centimetri a valle delle traverse che derivano i maggiori quantitativi d'acqua. Grande variabilità presenta anche l'ampiezza dell'alveo bagnato, fortemente influenzata sia dalla portata che dai lavori di risistemazione idraulica e rimodellazione dell'alveo in diverse zone.
La conformazione geomorfologica cambia lungo l'asta del fiume, passando dai terreni ghiaiosi e sabbiosi caratterizzanti il tratto a nord, in cui il fiume scorre incassato al di sotto del livello fondamentale della pianura (dislivello di 35 m s.l.m.), ai fondi marnosi e alluvionali di pianura dopo l'abitato di Roccafranca (dislivello dalla pianura di 7 metri). Il substrato fluviale è dominato dalla ghiaia, con zone sabbiose e limose nei punti a corrente più lenta e ai margini dell'alveo, e zone a ciottoli nei tratti a corrente più veloce.
La morfologia dell'alveo è pressoché costante, alternandosi nei diversi tratti tra alveo-tipo monocorsuale e sinuoso e quello a meandri a volte ben evidenti con sponde spesso ripide al cui piede d'estate emergono estese barre di ghiaia o sabbia.
Il fiume, sulla base delle unità fisiografiche e della qualità idromorfologica, può essere suddiviso in 3 settori: collinare-prealpino, alta pianura e bassa pianura a qualità moderata o sufficiente, bassa pianura a qualità scadente o scarsa.
Nel primo settore, indicativamente dal lago a Pumenengo, il fiume è caratterizzato da una certa integrità morfologica, risente delle tante opere, traverse e soglie per uso idroelettrico che influenzano significativamente la quota di pelo libero, alterandone il trasporto solido e limitandone la qualità. Il corso d'acqua, semi confinato e con tipologia prevalentemente sinuosa, ha sponde generalmente stabili, con fenomeni di erosione localizzati dovuti in genere alla presenza di opere antropiche.
Nel secondo settore fino a Monticelli Ripa d'Oglio alla confluenza con il fiume Gambara l'integrità del fiume, che presenta quasi continuamente le tipiche forme fluviali, è pregiudicata evidenziando l'effetto di pesanti alterazioni. La tipologia passa da sinuoso a barre alternate, con forme fluviali ben sviluppate, a sinuoso fino a meandriforme con meandri poco sviluppati e stabili verso valle. Il settore di bassa pianura si caratterizza per qualità morfologica moderata o sufficiente.
Nell'ultimo settore, da Monticelli Ripa d'Oglio alla confluenza con il Po, il territorio è fortemente alterato e la qualità complessiva delle acque del fiume ne risente; in particolare l'assetto idromorfologico è compromesso: manca o quasi la piana inondabile per la forte incisione e la vegetazione riparia è scarsa, discontinua e distribuita solo sulle sponde a causa dell'intensa pratica agricola e pioppicoltura.

2.C. PRESSIONI A LIVELLO DI BACINO

Nello studio su questa tematica si è messo in evidenza come lo sfruttamento agro-zootecnico del territorio e i numerosi insediamenti urbani determinino accertati fenomeni di inquinamento puntiformi e diffusi, in particolare da sostanze azotate, e come la quantità e la distribuzione dei carichi inquinanti e la situazione territoriale complessiva del bacino, che dipende dalle caratteristiche del reticolo idrografico superficiale, dalla tipologia d'uso del territorio, dalla natura dei suoli, dalla morfologia e dalle caratteristiche geo-litologiche, comporti uno stato di grande vulnerabilità degli ecosistemi acquatici, spesso adeguatamente non protetti dall'attività dell'uomo.

La lettura dell'insieme dei dati a scala di bacino fornisce un'idea della dimensione dei fenomeni e consente di ricavare stime significative sulla potenziale origine e distribuzione dei carichi inquinanti anche se per l'estrema eterogeneità del territorio le diverse criticità sono spesso concentrate in settori ristretti o possono interessare aree molto estese, in funzione della tipologia di processo naturale o antropico considerato.

In recenti lavori sul bilancio dell'azoto nel bacino idrografico dell'Oglio sub lacuale si è evidenziato che il comparto agricolo e zootecnico, importante comparto economico caratterizzato per la diffusa presenza di colture intensive ad elevato impatto e di grandi allevamenti zootecnici, rappresenta il più importante fattore di produzione d'azoto mentre il contributo del comparto civile, che di norma è rilasciato direttamente nei corpi idrici, risulta di minore importanza. Entrambi i comparti sono le cause principali della cattiva qualità delle acque superficiali e di falda.

Le pressioni antropiche e le loro conseguenze sulla qualità delle acque nel bacino sono state stimate e ben documentate in alcuni lavori del Dipartimento di Bioscienze dell'Università di Parma che, utilizzando l'approccio del "soil system budget", ovvero un bilancio condotto quantificando gli apporti (spandimenti di effluenti zootecnici, fertilizzazioni chimiche, deposizioni atmosferiche, fissazione biologica, acque di irrigazione) e le perdite (asportazione delle colture, volatilizzazione di ammoniaca, denitrificazione) attraverso le superfici coltivate del bacino (Tab. 2.2), e integrando i dati statistici inerenti i settori agro-zootecnico e civile, consentono di affermare che:

- il bilancio di massa dell'azoto su base annua risulta positivo per l'intero bacino, con gli apporti potenziali che superano le asportazioni di oltre 32.000 t N anno^{-1};
- il carico di azoto di origine zootecnica, che rappresenta oltre il 51% del totale, ammontano ad oltre 42.000 t N anno^{-1}; le quote maggiori sono imputabili all'allevamento bovino (55%) e suino (30%). I carichi più elevati sono presenti nell'area compresa tra Mella e Chiese (Montichiari 1.533 t N anno^{-1}, Calvisano 1.450 t N anno^{-1}, Leno 1.400 t N anno^{-1}) e nel tratto nord del corso dell'Oglio al confine tra le province di Brescia e Cremona (Orzinuovi 1.184 t N anno^{-1}).

Tab. 2.2. Bilancio dell'azoto a livello del suolo agrario nel bacino dell'Oglio sub lacuale

Bilancio dell'azoto	**2000**	**2008**
INPUT	(t Nyr^{-1})	(t Nyr^{-1})
Spandimento di effluenti zootecnici	42.521	51.512
Fertilizzazioni	27.640	33.564
Deposizioni atmosferiche	1.845	1.800
Fissazione biologica	7.975	12.182
Irrigazione	4.074	1.057
∑ input	84.050	100.115
OUTPUT		
Asportazione delle colture	34.259	38.915
Volatilizzazione ammoniaca	10.147	12.704
Denitrificazione	7.016	8.440
∑ output	51.422	60.060
Bilancio	32.633	40.056

- i carichi generati dal comparto civile, costituenti l'insieme delle sorgenti azotate puntiformi, ammonta a circa 5.000 t N anno^{-1}, di cui il 97% è imputabile alla popolazione residente e per la frazione rimanente a quella fluttuante, concentrata prevalentemente nella zona del lago d'Iseo. Il contributo predominante è quello della città di Brescia che, con oltre 192.000 abitanti, genera un carico di circa 880 t N anno^{-1}, rappresentando il 17% del carico totale nell'intero bacino. Tali carichi sono trascurabili rispetto a quelli diffusi se si considera l'abbattimento del 70-80% in seguito a trattamenti di depurazione.
- le criticità che contraddistinguono il bacino esaminato sono state evidenziate anche dal calcolo del NUE (Nitrogen Use Efficiency) (una misura di e efficienza del sistema agro-zootecnico in termini di utilizzo dell'azoto. A livello di intero bacino risulta un valore medio pari a circa il 45%, indicando una scarsa efficien-

za e una condizione di estrema vulnerabilità degli ecosistemi acquatici per l'alta probabilità di percolazione e dilavamento di composti azotati.

- oltre il 65% dei comuni presenta un surplus superiore a 100 kg N ha SAU^{-1} $anno^{-1}$, valore soglia al di sopra del quale esiste il rischio di dilavamento dei nitrati nelle acque superficiali e di percolazione in quelle di falda. La zona maggiormente critica è compresa nella porzione centrale del bacino (sottobacini di Mella e Chiese) dove si concentrano i comuni con i surplus più elevati. Qui viene generato oltre il 50% del carico azotato potenziale dell'intero bacino.
- l'analisi condotta a scala comunale indica un'estrema eterogeneità delle situazioni sul territorio, il che sottolinea l'importanza di interventi di riqualificazione sito-specifici. La riqualificazione fluviale non può però essere svincolata dalla riqualificazione del bacino scolante e dovrebbe prevedere innanzitutto interventi atti a ridurre a monte i quantitativi di azoto che giungono in ambito fluviale, nonché azioni di ripristino delle funzioni ecologiche proprie delle aree marginali e del reticolo secondario.
- è probabile che il destino dell'azoto in eccesso sia l'acqua di falda. In alcuni tratti del fiume il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma ha registrato nel tempo aumenti consistenti delle concentrazioni di nitrato, non riconducibili a ingressi puntiformi con portata significativa. Diverse sono le cause che determinano l'inquinamento delle falde superficiali e profonde, ma una delle più significative è la pratica tradizionale d'irrigazione a scorrimento superficiale su suoli altamente permeabili. Concentrazioni vicine o superiori allo standard per l'acqua potabile (50 mg NO^3 l^{-1}) sono state comunemente osservate nella parte centrale del bacino. Possiamo quindi considerare le acque sotterranee nella parte centrale dello spartiacque dell'Oglio come un sito di accumulo per l'azoto in eccesso, in particolare nel periodo di irrigazione (maggio-settembre). In questa zona le concentrazione di nitrati nelle acque sotterranee sono aumentate negli ultimi dieci anni, anche in pozzi relativamente profondi (> 30 m) (ERSAF Lombardia, 2009) in concomitanza con l'aumento della diffusione di concime animale. Nella parte meridionale del bacino, il nitrato è spesso assente dalle acque sotterranee per la bassa permeabilità della zona insatura o per l'ingresso comparativamente inferiore di azoto.

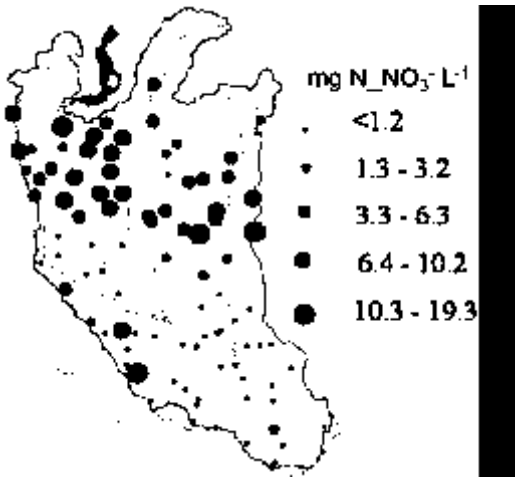


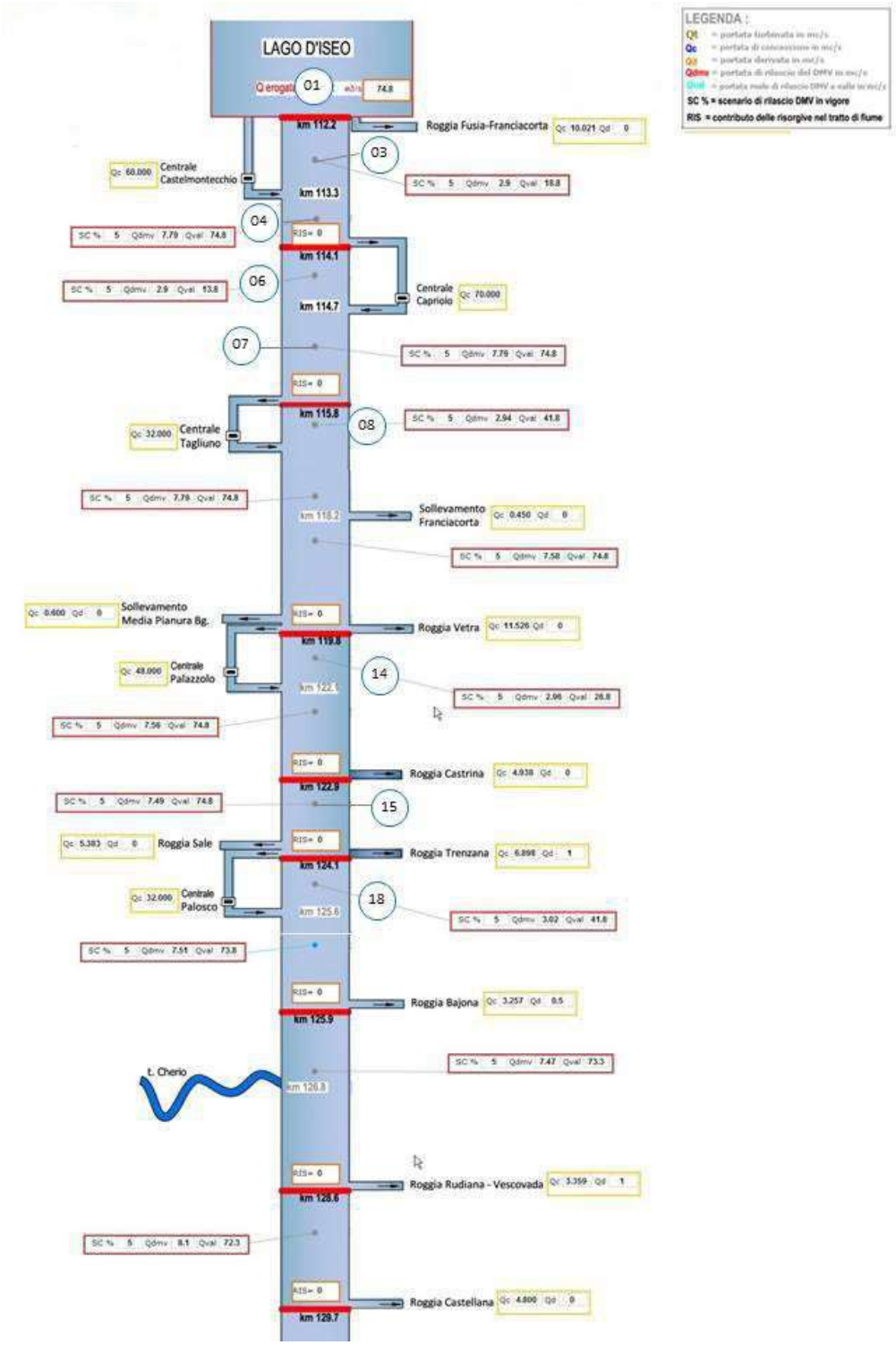
Fig. 7 - Concentrazioni medie di nitrati nelle falde acquifere superficiali del bacino dell' Oglio sub lacuale (dati 2000-2008)

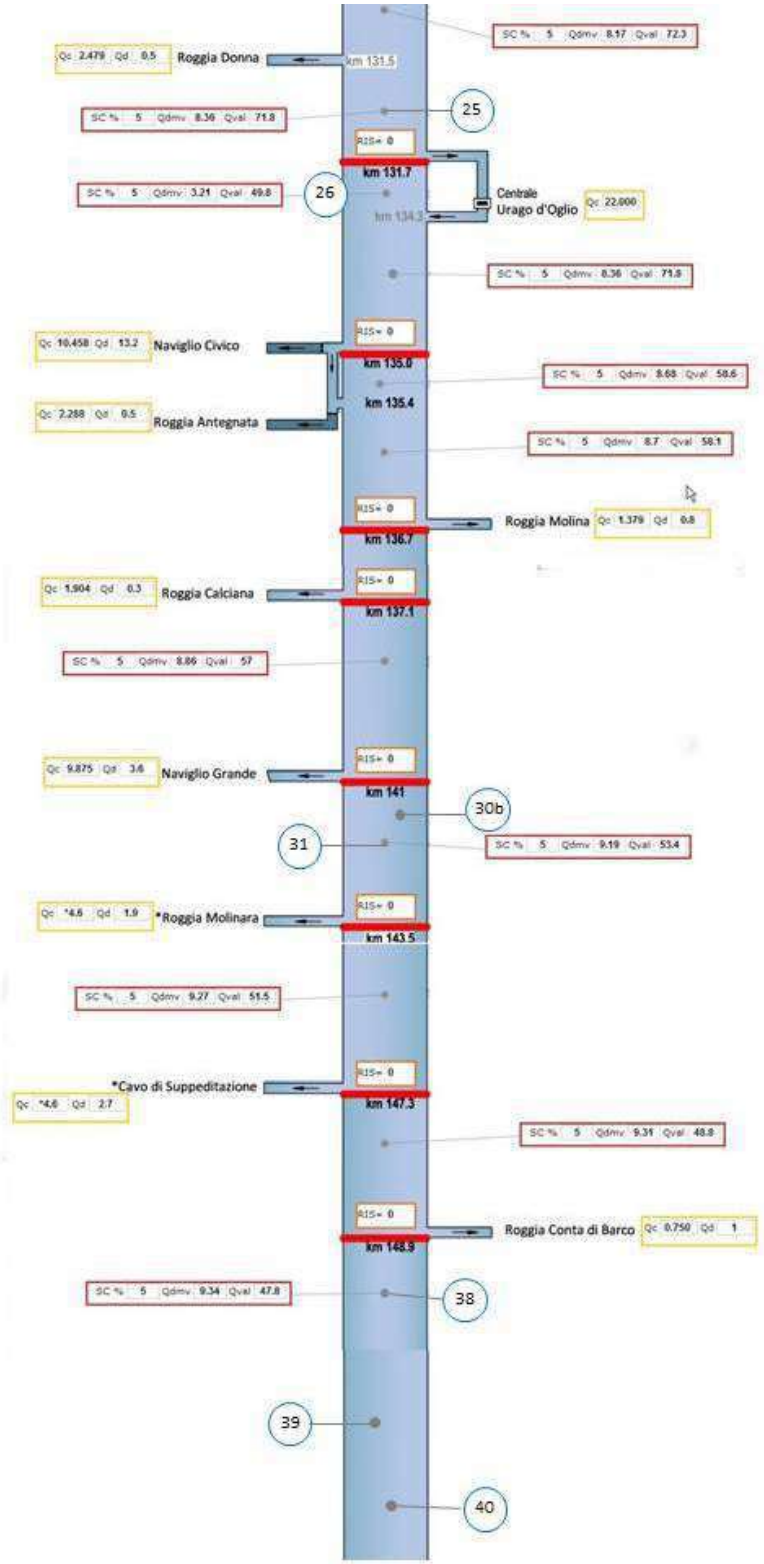
In merito alle altre pressioni esistenti sul bacino, si citano, per l'ittiofauna:

- Banalizzazione dell'alveo a seguito di rettificazioni, escavazioni, arginature e bacinizzazioni;
- Eliminazione della fascia tampone riparia e della vegetazione arborea della sponda, con evidenti ripercussioni sulla qualità complessiva del sito, sulla morfologia e sulla disponibilità di rifugi e zone ombreggiate;
- Realizzazione di attività agro-zootecnica fino a ridosso della sponda;
- Pressione biologica derivata dalla presenza massiccia di specie ittiche alloctone invasive con spiccata attività ittiofaga (pesce siluro).

2.D. LO SCHEMA DELLE DERIVAZIONI IRRIGUE ED IDROELETTRICHE

Al fine di meglio comprendere la complessità della struttura del f. Oglio sublacuale si riporta uno schema in cui sono riportate le derivazioni irrigue e idroelettriche nei primi due Segmenti, con indicate le portate di concessione. Sono inoltre indicate Consorzio dell' Oglio con il simbolo ◯ le stazioni di campionamento fondamentali e complementari.




Roggia Donna
km 131.5
25
km 131.7
26
Centrale
Urago d'Oglio
km 134.3
Naviglio Civico
km 135.0
km 135.4
Roggia Antegnata
Roggia Molina
km 136.7
Roggia Calciana
km 137.1
Naviglio Grande
km 141
30b
31
*Roggia Molinara
km 143.5
*Cavo di Suppeditazione
km 147.3
Roggia Conta di Barco
km 148.9
38
39
40

3. SPECIFICITÀ DELLA SPERIMENTAZIONE NEL F.OGLIO SUBLACUALE

L' attuazione del Progetto ha dovuto confrontarsi con le caratteristiche specifiche del bacino del fiume sublacuale e con gli effetti della regolazione, per cui in corso d' opera si sono dovute affrontare condizioni idrologiche non sempre adeguate alla programmazione del lavoro di monitoraggio.

3.A. CAMPAGNE E SCENARI ATTUATI NELLA SPERIMENTAZIONE.

L'andamento climatico registrato nei primi anni di sperimentazione non ha presentato situazioni di scarsità idrica nel bacino del fiume, anzi in alcune circostanze non è stato possibile applicare gli scenari previsti dal Progetto per la presenza in alveo di portate superiori alle programmate. In tali condizioni si è comunque proceduto al monitoraggio, permettendo di ampliare il quadro di conoscenza dello stato dell'ambiente fluviale e delle sue dinamiche nelle situazioni di portate abbondanti. L'unica situazione di forte scarsità idrica, cioè di uno scenario in cui in alveo sono transitate portate minime, si è potuta valutare nel 2015.

PRIMO TRIENNIO (estate 2009 – primavera 2012) (campagne da 1 a 12).

Il Progetto ha previsto di effettuare quattro campagne di misura ogni anno, all' interno delle singole stagioni, per monitorare tutti i descrittori previsti. Nel caso le condizioni idrologiche lo consentissero, è stato previsto di svolgere la campagna invernale nel mese di febbraio, la campagna primaverile nel mese di aprile, la campagna estiva nel mese di agosto, la campagna autunnale della prima metà del mese di dicembre. Nel Progetto sono state dettagliate e georeferenziate le stazioni di monitoraggio, e articolate le campagne suddivise per disciplina:

- campagne di monitoraggio chimico-fisico: quattro campagne annue in 63 stazioni:
- campagne di monitoraggio di macroinvertebrati: quattro campagne annue in 13 stazioni;
- campagne di monitoraggio di macrofite: due campagne annue in 9 stazioni
- campagne di monitoraggio diatomee: due campagne annue (estate / autunno)
- campagne di monitoraggio della fauna ittica: due campagne (primavera / estate) in 50 stazioni.

Si sono applicati 4 scenari per ogni campagna di misura, con una modulazione degli scenari di rilascio delle portate variabile dal 5%, 7,5%, 10 e 15% della componente idrologica (C_Idr); la durata prevista dello scenario è stata settimanale, non necessariamente consecutiva, ma adattata alla situazione idrologica contingente.
Per questo si sono dovute decidere alcune variazioni al programma stabilito nelle campagne seguenti.
La campagna 1 prevedeva l' applicazione dello scenario del 15%, ma il Gruppo di lavoro impegnato nella Sperimentazione ha valutato che il suo svolgimento sarebbe stato possibile nella terza decade di settembre, quindi una fase stagionale molto diversa da quella estiva di massima criticità.
La campagna 4 è stata sospesa dopo l' eliminazione dello scenario 5%, ed è stata ripresa nella terza decade del mese di maggio anche se le portate fluenti non erano rappresentative di alcun scenario.
La campagna 6 è stata condizionata dalla situazione meteo, per il verificarsi dell' arrivo di due perturbazioni intense nei primi giorni e alla metà del mese di novembre , le quali hanno comportato erogazioni dal lago di circa 120 m^3/s, rendendo quindi impossibile applicare gli scenari del 5, del 7,5 e del 10%. Si è ritenuto di svolgere comunque il monitoraggio a fine mese per avere disponibili i dati di una condizione idrologica al di sopra degli scenari programmati, ed essere quindi in grado di avere un riferimento all' estremo superiore del normale intervallo operativo previsto dl Progetto.
La campagna 12 ha subito un repentino stop dopo che erano stati monitorati due scenari, 7,5% e 10%, a causa di una perturbazione consistente, a cui sono seguiti deflussi dal lago ben superiori a 100 mc/s per alcuni giorni. La situazione normale si è ristabilita a metà del mese di maggio, ma poi dal giorno 20/5 i deflussi sono nuovamente saliti a valori che impedivano l' applicazione degli scenari nei tratti sottesi, obiettivi principali della campagna. Si è allora deciso di interrompere la campagna, perché il monitoraggio sarebbe avvenuto in periodo climatico prossimo all' estate, e quindi con caratteristiche troppo difformi dal periodo in cui si era svolta la prima parte.

QUARTO ANNO (estate 2012 – primavera 2013) (campagne da 13 a 16).

La Sperimentazione nel quarto anno è proseguita con le caratteristiche del primo triennio, per gli scenari idroelettrici il Gruppo di Lavoro ha ritenuto di applicare gli scenari con durata maggiore (quattordici giorni) per valutare se

le condizioni di qualità del fiume ne fossero influenzate, verificato che i risultati dei primi tre anni avevano evidenziato l' assenza di cambiamenti al variare delle portate.
Nella campagna 13 non è stato applicato lo scenario del 7,5% in quanto i risultati del primo triennio avevano dimostrato che non si era mai rivelato significativo rispetto allo scenario del 10%, per cui si è preferito impiegare il periodo estivo per applicare gli altri scenari per un periodo più lungo.
La campagna 14 era programmata per la seconda metà di novembre, ma all' inizio del mese si sono verificati due eventi successivi che hanno comportato deflussi fino a 200 m^3/s; a fine mese si è ripetuto un evento significativo, per cui il Gruppo di Lavoro ha valutato che, per effetto del periodo prolungato di portate elevate, non era possibile effettuare la campagna autunnale di monitoraggio, che non sarebbe stata significativa per la sperimentazione del DMV.
La campagna 15 ha visto condizioni idrologiche che non potevano garantire la significatività degli scenario del 5% e del 7.5%. Dalla prima decade di febbraio sono stati applicati gli scenari del 10% e del 15%.
In prossimità dello svolgimento della campagna 16 le condizioni idrologiche del fiume hanno obbligato il rinvio della campagna fino al mese di giugno, quando si è deciso di effettuare ugualmente una serie di misure che fossero riferibili a condizioni climatiche prossime a quelle primaverili. Lo scenario previsto era del 15%, nella realtà le portate presenti in alveo sono state circa doppie del previsto a valle dei primi due tratti sottesi, poi si sono rivelate superiori per effetto degli scarichi provenienti dalla derivazioni irrigue, che hanno immesso nel fiume portate provenienti dalle zone urbanizzate, fino a raggiungere un valore cinque volte superiore nell' ultimo tratto sotteso.

QUINTO ANNO (estate 2013 – primavera 2014) (campagne da 17 a 22).

Per la Sperimentazione sono state introdotte novità con il DDG 4737/2013, con il quale le stazioni di monitoraggio sono state ridotte a otto fondamentali e quattro complementari, si è introdotto il modello concettuale delle portate e lo svolgimento di uno studio sulle interazioni fiume – falda per le portate e per i parametri chimico-fisici; inoltre si è richiesta l' applicazione dei valori di DMV previsti dal PTUA e non dei valori corretti secondo l' indagine idrologica compiuta dal Consorzio dell' Oglio sulla base dei dati reali registrati nel bacino, e si è prevista l' applicazione dello scenario irriguo del 10% per un' intera stagione estiva, mentre per gli scenari idroelettrici si è richiesta un' applicazione semestrale degli scenari del 5% e del 15%.
Sul tema degli scenari da applicare si è registrata l' opposizione delle Utenze del Consorzio dell' Oglio, motivata dall' osservazione che gli scenari semestrali non tenevano conto dei risultati del primo triennio e soprattutto erano totalmente difformi sia dal comportamento naturale del f. Oglio sia dal comportamento regolato (come dimostrano i dati storici). Si è innescato un contenzioso, con anche un passaggio giuridico, alla fine si è trovata una soluzione accettata dalle parti e sancita dal D.D.G. 5506/2014.
Questa incertezza sulle possibilità di modifica ha influito sulla campagna 17 e sull' applicazione degli scenari previsti dal decreto nel mese di agosto, sostanzialmente non applicati in alcune delle sei derivazioni idroelettriche.
La campagna 18 è stata ostacolata da un evento meteo importante nella seconda decade di ottobre, per cui si è dovuto spostare il monitoraggio ai primi di dicembre, dopo un periodo di stabilità di portate di circa tredici giorni. I valori misurati nel Secondo Segmento sono stati decisamente superiori a quelli richiesti dalla sperimentazione a motivo della ridotta portata derivata dalle utenze irrigue, nei tratti sottesi i valori erano superiori allo scenario previsto del 5%.
La campagna 19 è stata eseguita alla fine di febbraio, nonostante le condizioni idrologiche del fiume non fossero favorevoli per le indagini previste. Infatti, dopo che la campagna di gennaio non si era potuta effettuare a motivo delle portate elevate nella parte centrale del mese, anche in febbraio si sono avuti due eventi significativi nella prima e nella seconda decade, per cui si è deciso di effettuare comunque i campionamenti nelle stazioni fondamentali e complementari; come in altre occasioni, nel Secondo Segmento le condizioni del fiume erano ben lontane dai valori di portata previsti dalla sperimentazione.

SESTO ANNO (estate 2014 – estate 2015) (campagne da 23 a 36).

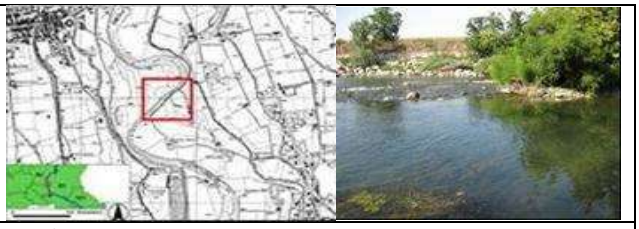
Le condizioni idrologiche hanno registrato portate decisamente superiori alla media estiva (portata media pari a 105.5 m^3/s), per cui ci si è trovati in condizioni non significative per la Sperimentazione. A settembre 2014 è stato eseguito il monitoraggio per i tratti sottesi dalle centrali idroelettriche, mentre a valle di Calcio si sono registrate portate maggiori di 26 m^3/s, quindi ben oltre il rilascio previsto. La campagna di novembre non ha avuto luogo a causa degli eventi meteo, con portate di deflusso oltre 200 m^3/s, per cui si è dovuto aspettare la terza decade di dicembre per monitorare i tratti sottesi.

La campagna 28 è stata effettuata ai primi di febbraio per avere un sufficiente intervallo con la campagna precedente e per effettuare il campionamento al termine di un periodo con portate stabili; a valle della traversa di Calcio si sono registrate comunque portate superiori a 50 m^3/s.
Fino alla campagna 32 (maggio 2015) le condizioni idrologiche sono state immutate, e solo dalla campagna 33 fino al termine della sperimentazione si sono registrate portate favorevoli ad un monitoraggio significativo dei rilasci DMV, secondo la prevista cadenza mensile.

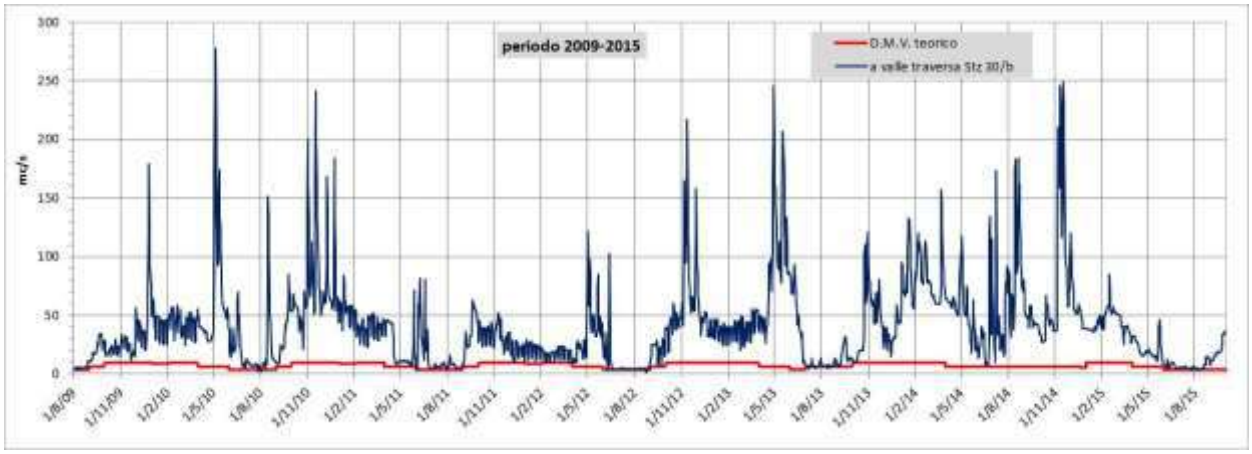
3.B. CRITICITÀ DELLA REGOLAZIONE FINALIZZATA ALLA GESTIONE IRRIGUA

Come già anticipato al par. 2.A, si ritiene opportuno operare una valutazione specifica delle problematiche che interessano il rilascio delle portate di DMV quando il Consorzio dell' Oglio applica regole di gestione delle portate di deflusso dal lago, in funzione dell' andamento climatico stagionale e della domanda irrigua del comprensorio.

Conviene fare una precisazione per aiutare a capire i risvolti del problema. Il valore di DMV può essere calcolato in ogni sezione del fiume, quindi ad ogni derivazione viene associato un valore definito, che rappresenta un obbligo per l' utenza; per questo motivo, il valore massimo del DMV (all' ultima derivazione) viene ripartito proporzionalmente su tutte le Utenze, e non addebitato alla sola ultima derivazione.
Grazie al sistema regolato in esercizio nel Primo Segmento, che impone alle derivazioni la proporzionalità delle portate in base alla disponibilità di risorsa al momento, durante la stagione irrigua la portata di deflusso regolato dal lago è data dalla somma di tutte le derivazioni (che possono variare da 80 m^3/s nelle prime due/tre settimane dall' inizio della fase principale dell' irrigazione, per poi ridursi fino a 35 m^3/s nel periodo centrale di agosto, quando il livello del lago può raggiungere valori minimi) e della portata di rilascio DMV. Poiché tale portata è crescente man mano si procede verso la foce in Po raggiungendo il valore massimo all' ultima derivazione, è evidente che in ogni sezione del fiume transita una portata superiore al DMV.
Quindi gli effetti sulla qualità ambientale del fiume possono essere indagati all' ultima derivazione, dove possono verificarsi situazioni di carenza di portata o di stress delle comunità fluviali. Questa stazione ha il codice 30b ed è descritta nella scheda riportata di seguito.

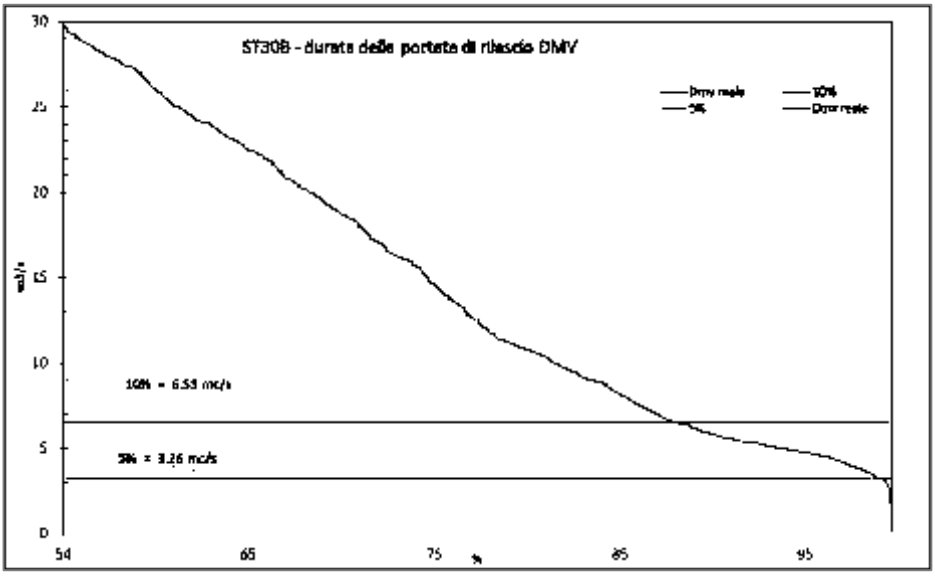
<table>
<tr><td>STAZIONE 30b</td><td rowspan="2">Comune: Calcio
Cod. ISTAT 16044
Località: a valle del Naviglio Grande - Provincia BG
progr. Km: 140,9 - 141,2</td><td rowspan="2">  </td></tr>
<tr><td>Foglio CTR: C6D2
X_GB 1568048
Y_GB 5038280</td></tr>
<tr><td colspan="2">Bacino: Oglio - Corso d'acqua: Oglio sub lacuale
Ecotipo fluviale: 22
Idroecoregione: EU132 Pianura Padana</td><td>SIC / ZPS: nessuno
Grandi derivazioni: Naviglio Grande Pallavicino</td></tr>
</table>

La stazione è posta a valle della traversa fluviale da cui deriva il Naviglio Grande Pallavicino, e presenta un alveo attivo spostato in sinistra per effetto della leggera curva dell' asse fluviale; la sua larghezza è ridotta dalla presenza in destra di un rilevante deposito di ghiaia, per cui la corrente è veloce e la sezione non è guadabile anche con piccole portate.
La stazione è dotata di un sistema di telerilevazione basato sulla scala di portata della derivazione irrigua e sulla scala di portata riferita al fiume a monte della traversa; dalla differenza di questi due valori si calcola il DMV rilasciato a valle. I dati rilevati sono semiorari, quindi è possibile analizzare con una buona precisione le variazioni di portata ed individuarne le cause; la regolazione può intervenire a correggere le situazioni, ma dalla traversa di Sarnico il tempo di traslazione degli aumenti di portata, soprattutto per valori minimi, può variare da 6 a 10 ore.
Le portate transitate nella stazione durante la Sperimentazione sono riportate nel grafico seguente, da cui si rileva la variabilità stagionale delle portate, i cui valori giornalieri sono riportati nel Modello delle Portate inviato.



Si rileva dal grafico che i periodi critici si possono verificare (non sempre) nel periodo dell' anno compreso tra luglio e agosto, quindi per un intervallo di tempo ridotto, mentre nei restanti mesi le portate di DMV sono molto spesso ben superiori ai valori di Sperimentazione.

Dal grafico delle durate si rileva che su un campione di 2252 giorni, la durata di portate superiori al 10% è pari all' 88% e quella di portate superiori al 5% è del 99%. Quindi la criticità per il DMV si è verificata durante la Sperimentazione per 270 giorni in sei anni, cioè mediamente 45 giorni in un anno, non consecutivi.



La situazione più critica si è verificata nel 2012, con un periodo di 75 giorni con portate inferiori al 10% e superiori al 5%: più precisamente, 24 giorni con DMV > 7% e 48 giorni con DMV >6%.
Questi dati sono utili per valutare uno degli obiettivi del Progetto si Sperimentazione approvato, e cioè conoscere la capacità dell' ambiente fluviale di superare periodi definiti di stress.

3.C. OSSERVAZIONI SULLE METODOLOGIE APPLICATE

Le metodologie per il monitoraggio e la classificazione previste dal Progetto, introdotte in Italia con il D. Lgs. 152/2006 e il D.M. 260/2010 in seguito al recepimento della WFD, sono state applicate nelle diverse attività svolte su un fiume di pianura, di media grandezza, emissario di un lago regolato, pur avendo ben presente che fosse necessario adeguarle al contesto fisico in cui si è operato. Questa applicazione svolta su base critica ha consentito di cogliere gli aspetti positivi e di ricercare le criticità, in relazione ai seguenti temi:

1. l'applicabilità delle metodiche di campionamento;
2. il calcolo delle metriche e i risultati (classificazione dello stato);
3. la valutazione dei risultati.

In generale i metodi di campionamento indicati dalla normativa sono risultati sostanzialmente applicabili sul territorio in esame; la valutazione dello stato ecologico è stata ottenuta tramite l'analisi degli elementi di qualità biologica (EQB), l'RQE_IBMR per le macrofite, l'IBE prima e lo STAR_ICMi poi (mediato con l'MTS nel caso di utilizzo dei

substrati artificiali) per i macroinvertebrati, l'ICMi per le diatomee mentre l'ISECI, individuato per la valutazione della fauna ittica, ha evidenziato criticità applicative.

Si è potuto appurare che gli indicatori di qualità previsti dalla normativa non costituiscono da soli uno strumento adeguato per studiare l'effetto dei deflussi in alveo sulle comunità biologiche e sulle caratteristiche chimico-fisiche delle acque; nel complesso, è parso evidente che i problemi più consistenti derivano dalla mancanza di valori di riferimento specifici la tipologia a cui è riferibile il f. Oglio sublacuale. Un aspetto di una certa importanza consiste nel fatto che non si conosce l'incertezza di tali indici nei confronti della variabilità spaziale delle comunità, che tali valori non tengono in considerazione la stagionalità idrologica, che invece pare condizionare le diverse comunità biologiche.

Si deve anche tener conto che durante la Sperimentazione la normativa nazionale ha modificato le regole del monitoraggio e della classificazione dei corpi idrici, per cui nel limite del possibile si è cercato di adattare i metodi di campionamento

Le metodologie adottate nel primo triennio di sperimentazione hanno permesso di valutare la risposta degli indici considerati alle piccole variazioni di portata di breve termine (che in qualche modo simulano il comportamento di sistemi regolati, ad esempio su base settimanale). Nel secondo triennio, in aggiunta agli indici già in uso, sono stati introdotti metodi sperimentali (PHABSIM - *Physical Habitat Simulation*) e BACI (*Before and After – Control and Impact*) che hanno consentito di ottenere informazioni:

- sui deflussi minimi ammissibili, sulle curve di preferenza e sulla quantificazione degli habitat effettivamente disponibili per le specie ittiche target (PHABSIM);
- sulle variazioni della qualità complessiva indotte dai deflussi, ma che non sono però la causa unica o prevalente del disturbo;
- sulla separazione, al diminuire delle portate nei tratti sottesi alle centrali idroelettriche, dell'effetto della variabilità naturale rispetto alla variabilità dovuta all'intervento antropico. Il metodo BACI, che incorpora l'analisi di più aree di riferimento, ha consentito, utilizzando test statistici adeguati, di definire la variabilità spaziale naturale evitando problemi di pseudo replicazione e misure ripetute nel tempo prima e dopo l'intervento antropico.

Gli elementi idromorfologici, che non sono entrati nel sistema di classificazione, hanno fornito invece un valore aggiunto conoscitivo molto importante: a giudizio degli estensori del Progetto questi elementi saranno in grado di orientare le scelte nell'ambito della pianificazione delle misure di tutela e risanamento.

3.D. LE INDICAZIONI RICAVATE DALLO STUDIO DI INCIDENZA.

Per meglio comprendere la specificità della Sperimentazione è utile ricordare le conclusioni a cui è giunto lo Studio di incidenza, svolto nei Siti di Interesse Comunitario presenti nel territorio inserito nel Parco Oglio Nord.

A) Gli approfondimenti di campo condotti a sostegno della VINCA oggetto di studio (Sperimentazione dei rilasci per il Deflusso Minimo Vitale nel fiume Oglio sub lacuale) hanno consentito di ampliare significativamente le informazioni disponibili su habitat e specie d'interesse comunitario oltre a consentire la modellazione delle dinamiche del battente idrico e dell'ampiezza dell'alveo bagnato nel tratto di fiume delimitato dai SIC "Bosco Isola" e "Gabbioneta".

B) In termini generali, si può ritenere trascurabile l'impatto, riconducibile alla sperimentazione dei rilasci per il DMV, sulle formazioni vegetali e sulle specie d'interesse conservazionistico presenti all'interno dei siti d'interesse comunitario ricadenti nel tratto di fiume Oglio analizzato. Anzi, per le cenosi tipiche delle forme di fondo emergenti (habitat 3130 e 3270) paradossalmente una riduzione delle portate in alveo amplia la superficie potenzialmente colonizzabile determinando un effetto che va considerato positivo.

C) Nel complesso si determina la progressiva disconnessione funzionale tra corpo idrico fluviale e contesti ripari; condizione diffusamente affermatasi negli ultimi 20-30 anni nei settori potamali dei principali corsi d'acqua del bacino padano, tra i quali il fiume Oglio.

D) Anche se limitatamente al range di portate definite nel progetto di sperimentazione dei rilasci del deflusso minimo vitale del fiume Oglio sub lacuale (comprese tra il 5 e il 15% della portata media storica), le indagini iniziate ad agosto 2009 sono state finalizzate fin da subito all'analisi degli aspetti idrologico, geomorfologici ed ecosistemici del fiume e delle loro relazioni. Al termine dei tre anni di attività (2009-2012) sarà possibile definire le scale spaziale e temporale adeguate per lo studio della funzionalità residuale dell'Oglio sub lacuale, e si di-

sporrà di una ricca base di dati di dettaglio (idro-morfologici, fisici, chimico-fisici, biologici e metabolici) da utilizzare per la modellazione preliminare delle principali tendenze evolutive del fiume e per l'elaborazione dei programmi di misura e di monitoraggio alla gestione in accordo con gli obiettivi di qualità imposti delle norme ambientali sovraordinate.

4. SUDDIVISIONE IN SEGMENTI E TRATTI OMOGENEI

Dall' osservazione e valutazione dei dati e delle conoscenze sulle realtà acquisite sul f. Oglio sublacuale è scaturita l' esigenza per il Gruppo di Lavoro di verificare la possibilità di associare le caratteristiche chimico-fisiche, biologiche e idrologiche delle molte stazioni in tratti rappresentativi (divisi per disciplina) dei dati raccolti, così da ottenere una descrizione dell' intero tratto sublacuale per mezzo di un ridotto numero di punti di monitoraggio.

E questo perché è indubitabile che il lavoro svolto per il Progetto ha bisogno di essere aggiornato nel tempo, altrimenti sarà rapidamente superato e vanificato dai cambiamenti antropici e no che avverranno nell' intero bacino (basti pensare ai possibili cambiamenti climatici di cui si discute in questi tempi). Ed è altrettanto certo che difficilmente potranno essere messe in gioco le medesime risorse che il Consorzio dell' Oglio ha impiegato per realizzare il Progetto, per cui si è voluto verificare se l' esigenza palesata potesse essere soddisfatta.

4.A. SEGMENTI

Nello studio si sono affrontati criticamente pregi e limiti della proposta iniziale al fine di introdurre sempre nuovi approcci in risposta anche alle domande generate dal confronto tra il gruppo di ricerca e il tavolo tecnico per condensare i risultati a livello di "mesoscala" (raggruppando le informazioni in 16 tratti definiti in base alle caratteristiche morfologiche del fiume e alle discontinuità longitudinali, laterali, geopedologiche e granulometriche, includendo per ovvi motivi, le opere antropiche di natura idraulica,) e a livello di "macroscala" raggruppando le informazioni in 3 Segmenti fluviali.
L'analisi a macroscala, che scaturisce dalla necessità di studiare nel loro insieme i dati dell'intera asta fluviale per indagare sulla possibilità di suddividere il fiume in base ai processi interni e quindi alla risposta a pressioni antropiche puntiformi e diffuse e ad interazioni con acque superficiali provenienti da affluenti e con acque sotterranee, è stata condotta utilizzando l'analisi statistica delle componenti principali (PCA: *Principal components analysis*) sui dati idrochimici delle stazioni di monitoraggio. L'analisi dei dati ha permesso di ripartire le stazioni in tre raggruppamenti differenziati dal chimismo delle acque e ha consentito di ipotizzare un sistema fluviale composto da tre segmenti con funzionalità differente. Lo studio inoltre della comunità macrozoobentonica e macrofitica tramite l'analisi dell'NMDS (*multidimensional scaling*) ha consentito di validare e/o migliorare la suddivisione in tratti effettuata sulla base delle caratteristiche morfologiche. Le informazioni raccolte sulla comunità diatomica sono invece risultate insufficienti per sostenere la suddivisione in tratti. In una fase successiva la suddivisione in segmenti e tratti è stata confermata dall' analisi PROCRUSTES.
Nella sperimentazione si sono messe in relazione anche le differenti tipologie fluviali con i risultati del monitoraggio idraulico ed è emersa un'indicazione utile ad indirizzare le analisi e le valutazioni: il fiume Oglio sub lacuale deve essere considerato dal punto di vista idrologico come una successione di tre segmenti fluviali diversi, collegati alla sezione di chiusura con il segmento successivo. Questi segmenti sono così individuabili:

- **PRIMO SEGMENTO** (Oglio Regolato) che inizia alla traversa fluviale di Sarnico (stazione 1) e termina alla traversa fluviale del Naviglio Grande a Calcio (staz.30/b).

E' caratterizzato dalla presenza del Sistema Oglio, definito nel progetto di Sperimentazione come l'insieme delle derivazioni irrigue e idroelettriche che utilizzano le acque regolate del lago. In questa parte del fiume l'alveo è poco inciso, con fondo ciottoloso, scarsa presenza di vegetazione nella regione fluviale e flusso concentrato in un unico filone; il tratto inoltre è caratterizzato da una sequenza ripetitiva di variazioni idrologiche del tipo "sotteso – potamale - bacinizzato". Per una miglior lettura del fiume questa parte è stata suddivisa in 6 tratti specifici, uno per ogni sbarramento fluviale al servizio di centrali idroelettriche, tutte ad acqua fluente con restituzione totale della portata turbinata.

- **SECONDO SEGMENTO** (Oglio mediano): inizia alla traversa fluviale del Naviglio Grande a Calcio (stazione 30/b) e termina allo scolmatore di Genivolta (staz. 40).

E' un tratto sensibile alle crisi idriche, ma soffre, più di ogni altro, le modifiche del regime idraulico indotte dall'uso antropico del territorio. I dati storici dimostrano come sia presente un rilevante apporto di falda. Il fiume ha andamento irregolare con presenza di difese spondali abbastanza numerose ed è caratterizzato dalla variabilità delle derivazioni e degli attingimenti durante l'anno, che determina un andamento periodicamente variabile delle portate in alveo.

- **TERZO SEGMENTO (**Oglio inferiore). Inizia allo scolmatore di Genivolta (staz. 40) e termina alla foce nel fiume Po (staz.80).

Presenta cinque derivazioni irrigue storiche e oltre 50 attingimenti superficiali. Il fiume ha andamento meandriforme, è delimitato da argini continui ed è caratterizzato da un progressivo incremento dell'influenza della portata di risorgiva e del flusso degli immissari naturali e artificiali. Di questi sono rilevanti le portate degli immissari di natura irrigua che convogliano principalmente acque di colo dall'irrigazione, mentre gli scarichi dei depuratori non alterano il regime delle portate in alveo.

La conseguenza più importante che emerge da questa divisone è che il fiume Oglio è una successione senza soluzione di continuità di tipi fluviali diversi, intesi come segmenti di fiume con caratteristiche idrologiche e morfologiche diverse e indipendenti, e per i quali le portate defluenti nelle diverse stagioni possono assumere carattere di indipendenza stagionale, e che è possibile definire regole specifiche di rilascio del DMV per ogni singolo tratto, regole anche diverse tra loro sia per le quantità sia per la modulazione stagionale.
Nello studio si è optato per un approccio di carattere prettamente idrologico affidando ai metodi biologici sperimentali l'importante compito di verifica e validazione puntuale dei risultati ottenuti. Con questo approccio multidisciplinare, che tiene conto dell'imprescindibile ruolo del regime fluviale nella definizione degli habitat, dell'uso della risorsa e dell'oggettiva incertezza connessa con le metodologie biologiche sperimentali, si ritiene di aver pienamente colto il senso delle procedure e dato risposta alle richieste delle normative vigenti.

In particolare, nel prendere atto delle numerose informazioni acquisite nei sei anni di attività, si è potuto sviluppare un' analisi:

- sul **comportamento** del fiume in tutta la sua lunghezza nei primi tre anni e per i primi due Segmenti e per tratti omogenei nel secondo triennio, analizzando in particolare la capacità metabolica complessiva del sistema in relazione alle portate e agli ingressi puntiformi rispetto al deflusso in alveo, ovvero la capacità di diluizione dei carichi inquinanti nei tratti immediatamente a valle di immissari, scarichi di depuratori e altro. Dal punto di vista idrologico i dati raccolti hanno consentito di comprendere il comportamento del sistema delle derivazioni idroelettriche e irrigue nei diversi scenari, apportando un significativo grado di avanzamento delle conoscenze in ambito idrologico, anche nella porzione più meridionale del fiume, la meno regolata.
- sulla funzionalità del corso d'acqua relativamente ai processi morfologici, idraulico-idrologici, biologici e ittici basandosi sull'osservazione delle forme e dei processi del corso d'acqua nelle condizioni attuali e, quando possibile, sul confronto con le forme e i processi attesi per la tipologia fluviale presente nei tratti esaminati;
- sulle **relazioni** esistenti tra le diverse componenti studiate, i relativi descrittori e la lettura congiunta degli indicatori che hanno consentito di esprimere un giudizio sullo stato del Segmento e/o dell'intero fiume, valutato in relazione al tema considerato (morfologico, idraulico, biologico, ittico) ed espresso in termini quali – quantitativi.

4.B. TRATTI OMOGENEI

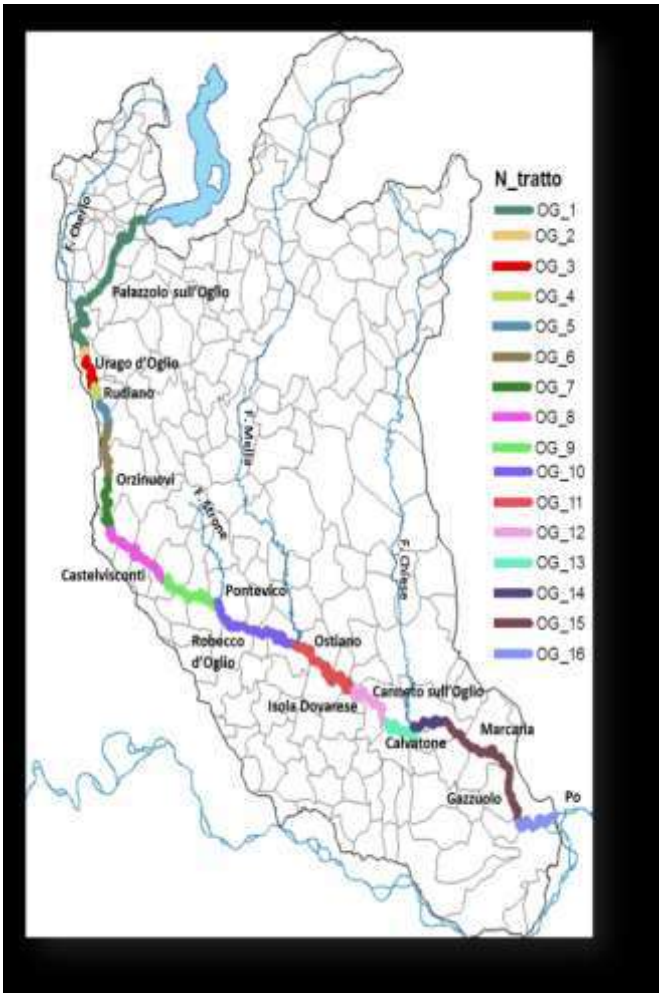
Le divisioni in tratti effettuate nel tempo dalle differenti Autorità (3 corpi idrici ARPA Lombardia, 2009, 12 tratti Autorità di Bacino del Fiume Po) sono diverse.
Dall'analisi dei risultati raccolti nella sperimentazione è emersa l'utilità di studiare un'aggregazione su due livelli: "a mesoscala" (ovvero per 16 tratti fluviali Tab.1) e "a macroscala" (3 segmenti fluviali).
Sulla base dell'inquadramento e della definizione delle unità fisiografiche, i 16 tratti fluviali sono stati definiti in base alle caratteristiche morfologiche del fiume, del grado di confinamento, delle discontinuità longitudinali e laterali, della larghezza dell'alveo, delle caratteristiche geopedologiche e granulometriche, includendo per ovvi motivi le opere antropiche di natura idraulica. Il primo tratto poi è stato suddiviso in 13 sotto tratti contraddistinti da numerosi sbarramenti e traverse che permettono il prelievo d'acqua per scopi industriali e irrigui.
Poiché i processi fluviali non seguono questa suddivisione, per cercare di dare una risposta d'insieme agli effetti delle pressioni antropiche puntiformi e diffuse e delle interazioni con le acque superficiali provenienti da affluenti e da acque sotterranee, il fiume è stato suddiviso in tratti a portata totale dove l'impatto si concentra nella sola sezione di chiusura (km 141,1) e solo per la stagione estiva e in tratti sottesi dalle derivazioni idroelettriche dove l'impatto della derivazione si produce per l'intero anno e per ogni derivazione. In Tab.1 i sottotratti sono distinti dalla lettera A (tratti bacinizzati, a monte degli sbarramenti) e dalla lettera B (tratti sottesi, a valle degli sbarramenti delle centrali).
I tratti sottesi alle centrali idroelettriche sono sei e sono tutti dislocati nel Primo Segmento fluviale, lungo circa 23 km; il loro sviluppo totale è di circa 11 km. Presentano condizioni morfologiche simili nel senso che, ad un primo tratto con minimo tirante idraulico e velocità maggiori, fa seguito un tratto con tirante in graduale aumento e velocità in riduzione, per

poi collegarsi al tratto fluviale in corrispondenza della restituzione idroelettrica. Il collegamento presenta continuità idraulica, per cui i tratti sottesi non rappresentano ambienti separati dal fiume. Nei tratti sottesi non sono presenti derivazioni idriche, in alcuni si immettono gli scarichi provenienti da depuratori comunali o comprensoriali.
I tratti fluviali sono stati invece suddivisi in tratti omogenei dal punto di vista idromorfologico. Mentre nel Primo Segmento i tratti sono interessati da portate ben superiori al DMV e morfologicamente stabilizzati da lungo tempo, nel Secondo Segmento i tratti sono interessati, quantitativamente in modo differente, da due fattori significativi:

- presenza distribuita degli attingimenti superficiali e
- interazione fiume-falda sotterranea, variabile in funzione dell'andamento stagionale delle precipitazioni, dall'inizio della stagione irrigua, dall'uso della risorsa idrica nel territorio laterale al fiume (reticolo minore e attingimenti da falda).

Nel Terzo Segmento, oltre ai fattori elencati, si aggiunge un ulteriore fattore critico, e cioè gli apporti degli immissari naturali, sia maggiori come il fiume Mella e il fiume Chiese, sia minori come Strone e Gambara.

Tratti proposti	Progr. km inizio	fine
OG_1_1A	110.9	112.1
OG_1_1B	112.1	113.3
OG_1_2A	113.3	114.0
OG_1_2B	114.0	114.6
OG_1_3A	114.6	115.7
OG_1_3B	115.7	117.8
OG_1_4A	117.8	119.7
OG_1_4B	119.7	122.7
OG_1_5A	122.7	124.2
OG_1_5B	124.2	125.7
OG_1_6A	125.7	128.6
OG_1_7A	128.6	131.6
OG_1_7B	131.6	135.1
OG_2	135.1	136.4
OG_3	136.4	141.3
OG_4	141.3	143.6
OG_5	143.6	147.2
OG_6	147.2	154.4
OG_7	154.4	162.5
OG_8	162.5	175.2
OG_9	175.2	186.8
OG_10	186.8	203.0
OG_11	203.0	219.0
OG_12	219.0	227.2
OG_13	227.2	234.7
OG_14	234.7	240.5
OG_15	240.5	259.0
OG_16	259.0	267.1



Tab.1. Elenco dei 16 tratti e 13 sotto-tratti del segmento OG_1 definiti da un punto di vista geomorfologico.

Dal 1933 il tratto di fiume compreso tra la traversa fluviale di Sarnico e la derivazione irrigua Naviglio Grande Pallavicino, in Comune di Calcio (BG), è soggetto alla regolazione coordinata delle portate effluenti dal lago d'Iseo[1], secondo due cicli

[1] La regolazione mantiene il livello dell'acqua del lago all'interno della gamma 184,85-186,25 m slm. Il deflusso medio annuo d'acqua dal lago è di 45 ± 33 $m^3 s^{-1}$ nel periodo di non irrigazione, e di 67 ± 32 $m^3 s^{-1}$ nel periodo di irrigazione, generalmente tra maggio e settembre. In questo periodo si possono deviare fino a 85 $m^3 s^{-1}$ in canali artificiali, situati principalmente nei primi 42 km dell'asta fluviale..

annui di riempimento/svuotamento attuata e vigilata dal Consorzio dell'Oglio in virtù dei compiti istituzionali, affidatigli dall'atto dell'istituzione dell'Ente del 1929.

4.C. RAPPORTO FIUME - SITI NATURA 2000 - TERRITORIO

L'evoluzione delle conoscenze ha evidenziato che per salvaguardare la qualità dell'acqua è necessario esaminare il territorio di pertinenza fluviale e in particolare le fasce spondali che, se in buone condizioni ecologiche, assolvono ad un insostituibile ruolo di "filtro" dalle principali forme di inquinamento. Il complesso sistema di interazioni tra acqua e comunità viventi, acquatiche e spondali, costituisce infatti un *unicum* interrelato e funzionale.
Il territorio del fiume Oglio sub lacuale, inserito in un contesto a forte vocazione agricola e caratterizzato per l'elevata specializzazione dell'agricoltura, dove incidono in modo rilevante gli allevamenti zootecnici, la monocultura e il settore lattiero–caseario, ospita un patrimonio ambientale costituito da aree naturali protette (SIC, ZPS) insieme ai siti della Rete Natura 2000, che rappresentano un vero e proprio sistema di tutela del patrimonio naturale (Parco Oglio nord, Parco Oglio sud) esteso per tutto il percorso del fiume.
Il paesaggio, fortemente semplificato e caratterizzato dall'agricoltura intensiva, è solcato da una fitta rete idrica minore, spesso segnata da fasce arbustive che si snodano lungo le piane circostanti il fiume, che interrompe la serie ordinata dei coltivi. Le pratiche agricole prossime alla fascia riparia influenzano la naturalità e la morfologia dell'alveo provocando la banalizzazione dell'habitat fluviale a scapito soprattutto degli ambienti laterali (lanche e rami secondari) e riducono la funzionalità dell'ecotono ripario. Le aree golenali spiccano nella campagna per le imponenti masse boscate.
L'attuale assetto naturalistico del territorio è caratterizzato dal prevalere di aree naturali umide a vari stadi evolutivi e di diversità floristica e faunistica, mentre le componenti boscate naturali sono modeste e situate principalmente lungo le rive a delineare l'andamento del fiume. Le numerose zone umide perifluviali appartenenti ai Parchi Oglio Nord e Oglio Sud rappresentano alcune delle aree umide relitte che ancora oggi si ritrovano nella Pianura Padana, testimonianza dell'evoluzione di ambiti fluviali, di importanti ecosistemi filtro e corridoi ecologici, di zone isolate di naturalità in un contesto fortemente antropizzato, minacciati da frammentazione, eutrofizzazione e interramento, fattori che ne stanno determinando una scomparsa sempre più rapida con la connessa perdita di biodiversità.
L'isolamento ha portato a pensilità rispetto al corso d'acqua e/o alla falda, per carenza idrica, accumulo di materia organica indecomposta con tendenza naturale all'interramento e, soprattutto, ha incentivato il riciclo dell'azoto rispetto alla dissipazione. La superficie totale delle aree umide perifluviali è decisamente ridotta rispetto alle superfici destinate all'agricoltura e, a meno di una forte contrazione di questa attività, è difficile immaginare un'inversione di tendenza con creazione di nuove aree umide.
Tutti questi ambienti umidi, colonizzati da piante acquatiche e caratterizzati dalla presenza permanentemente di acqua, presentano un diverso grado di connessione idraulica con il fiume. Alcuni sono connessi in modo permanente ai corpi idrici e in parte alimentati dal fiume attraverso un canale, mentre altri rappresentano una digressione del fiume, con movimento unidirezionale dell'acqua. Altre zone umide sono invece isolate a causa di interventi antropici che le hanno separate dalla pianura alluvionale. Le sorgenti d'acqua principali per questi ambienti sono le acque di falda, le precipitazioni e le acque di dilavamento; il movimento dell'acqua risulta a fluttuazione verticale.
Tra le caratteristiche unificanti si ritrovano:

- ✓ l'instabilità spaziale e temporale,
- ✓ la scarsa profondità della lama d'acqua soggetta a forti variazioni stagionali,
- ✓ l'assenza di corrente,
- ✓ cicli stagionali marcati con produzione primaverile-estiva, senescenza e decomposizione estivo-autunnale.
- ✓ gli impatti potenziali sulla Rete Natura 2000 riguardano prevalentemente
- ✓ l'interruzione della connettività,
- ✓ l'occupazione di suolo di particolare valore ecologico,
- ✓ il disturbo e il degrado degli ecosistemi e i relativi riflessi sulle comunità vegetali e animali presenti.

Queste criticità limitano la capacità auto depurativa delle acque delle lanche e delle zone umide favorendo, in particolare nella stagione estiva, l'accumulo di nutrienti, come l'azoto. E' quindi di particolare interesse stimare il contributo relativo del processo di denitrificazione nei diversi comparti acquatici e all'interfaccia suolo-fiume: in particolare nelle zone umide perifluviali, nel reticolo idrografico secondario, nella zona iporreica e nelle fasce riparie.

AREE UMIDE

Gli ambienti acquatici marginali sono elementi di estrema importanza, in quanto costituiscono uno degli ambienti di maggior dinamicità biochimica ed ecologica delle aree perifluviali, giungendo ad influenzare le caratteristiche del sistema lotico tramite scambi di acque sotterranee e superficiali.
I bilanci dell'azoto nel bacino del fiume Oglio sub lacuale (Racchetti e al., 2008/2009) escludono però la denitrificazione nelle aree umide dalle voci rilevanti del calcolo complessivo. I tassi misurati sperimentalmente (quantità di azoto rimossa per unità di superficie nel tempo) confermano che le aree umide perifluviali sono estremamente reattive perché rimuovono grandi quantità di azoto dalle acque, ma sono limitate nella loro azione da due fattori: la mancanza in alcuni casi di collegamento idraulico con il corpo idrico principale e la superficie irrilevante che hanno nel territorio.
Misure sperimentali di tassi di denitrificazione in oltre 20 ambienti perifluviali dell'Oglio sub lacuale (2007) indicano

- come il rifornimento costante o pulsante d'acqua sia indispensabile per l'efficienza di un'elevata denitrificazione,
- che le zone umide collegate idraulicamente al fiume possano rimuovere mediamente 400 kg N ha^{-1} yr^{-1} (range 150÷1260 kg N ha^{-1} yr^{-1}),
- come il contributo di queste zone alla rimozione dei carichi azotati nel bacino, zone ampiamente riconosciute come "*hot spot*" per la denitrificazione in quanto caratterizzate da accumulo di sostanza organica e ipossia-anossia dei sedimenti e delle acque (McClain etal., 2003), risulta ridotto, dato il rapporto altamente sbilanciato tra superfici coltivate (~ 230.000 ha) e ambienti umidi naturali (~ 200 ha).

Le cause del minor abbattimento imputabile a questi ambienti è dato dalla condizione di frammentazione e isolamento idraulico in cui si trovano molte di esse. La forte contrazione della superficie e la pensilità di molti degli ambienti perifluviali relitti si traduce infatti in quote irrilevanti di azoto perso per denitrificazione, nonostante le evidenze sperimentali abbiano indicato per questi ambienti tassi areali tra i maggiori riportati in letteratura (Pina-Ochoa & Alvarez-Cobelas, 2006).

MORFOLOGIA

Nel territorio oggetto di studio lo stato delle lanche e delle aree umide non è costante poiché si passa da aree naturaliformi con buona funzionalità idrica per tutto l'anno ad aree instabili e temporanee. Molteplici sono le cause, ma le più importanti sono rappresentate dalla presenza di scogliere spondali, barriere trasversali in alveo, derivazioni e riduzione delle fasce tampone. Il fiume, le cui rive e aree riparie dovrebbero rappresentare un comparto ecosistemico determinante sulla capacità filtro tampone e auto depurante del sistema e sulla conservazione della biodiversità, scorre quasi interamente entro argini artificiali e i movimenti e le interazioni con la piana laterale risultano fortemente limitate. Le aree potenzialmente esondabili sono stimabili in circa 3.200 ha, ovvero meno dell'1% dell'intera superficie del bacino e il loro contributo all'abbattimento dei carichi azotati appare ridotto, data anche la connessione idraulica non permanente.

RETICOLO IDROGRAFICO MINORE

Nel bacino di riferimento sono stimati circa 12.500 km lineari (densità media di circa 5,5 km/km^2 SAU) di canali di irrigazione e bonifica appartenenti al reticolo idrografico secondario. Di questi circa 9.500 mostrano una seppur minima presenza di vegetazione spondale che nel periodo di permanenza dell'acqua nei canali (periodo di irrigazione maggio - settembre) contribuisce significativamente all'asportazione di azoto (circa 3.000 t N). La denitrificazione in questi canali e nelle fasce riparie vegetate è probabilmente responsabile di una perdita significativa dell'azoto in eccesso. Calcoli effettuati indicano una capacità di rimozione di oltre 8.500 t yr^{-1}, ovvero il 31% dell'eccesso.
Sebbene questa stima abbia un forte grado d'incertezza, data l'estrema variabilità associata ai tassi di abbattimento dell'azoto negli ecosistemi lotici, rende conto del destino di una quota importante del surplus azotato a livello di bacino.

Si conclude ricordando che i vari studi effettuati sul territorio tendono ad evidenziare l'estrema eterogeneità delle situazioni sul territorio e l'incidenza delle trasformazioni territoriali rispetto alla componente naturale; alterazioni ecosistemiche, in particolare delle aree marginali e del reticolo secondario, che influiscono in modo sostanziale sia sulla perdita di funzioni ecologiche di base sia sull'aumento di vulnerabilità che si riflette sul costo energetico del sistema territoriale.
Ci sono evidenze però che anche le acque di falda rappresentino un importante sink di azoto nel bacino, acque che nel medio lungo periodo possono essere riciclate verso le acque superficiali attraverso le risorgive di cui si parlerà al Cap. 7.

Bibliografia

Autorità di Bacino del Fiume Po "R*elazione Tecnica sui Risultati preliminari della tipizzazione dei corsi d'acqua. 29.04.2008"*

McClain M.E., Boyer E.W., Dent C.L., Gergel S.E., Grimm N.B, Groffman P.M., Hart S.C., HarveyJ.W., Johnston C.A., Mayorga E., McDowell W.H. & Pinay G. 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. Ecosystems, 6: 301-312.

Bartoli, M., Racchetti, E., Delconte, C.A., Sacchi, E., Soana, E., Laini, A., Longhi, D., Viaroli, P., 2012. Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): in quest of the missing sources and sinks. Biogeosciences, 9: 361-373.

Piña-Ochoa E. & Álvarez-Cobelas M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. Biogeochemistry, 81: 111–130.

Racchetti, E., Bartoli, M., Soana, E., Longhi, D., Christian, R.R., Pinardi, M., Viaroli, P., 2011. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. Biogeochemistry, 103 (1): 335-354.

Soana, E., Racchetti, E., Laini, A., Bartoli, M., Viaroli, P., 2011. Soil Budget, Net Export, and Potential Sinks of Nitrogen in the Lower Oglio River Watershed (Northern Italy). Clean – Soil, Air, Water, 39 (11): 956–965.

5. PRESENTAZIONE DEI DATI DI MONITORAGGIO E DEI RISULTATI.

Al termine dei sei anni di Sperimentazione si presentato i dati rilevati e i risultati raggiunti, suddivisi per le stazioni fondamentali e complementari individuate dal 2013 in poi, significative delle condizioni dell' ambiente fluviale del Primo e del Secondo Segmento del f. Oglio sublacuale.

Per ogni stazioni è stata redatta una scheda in cui sono riportati dati e risultati delle singole quattro azioni svolte dalla Sperimentazione.

5.1. STAZIONI FONDAMENTALI E COMPLEMENTARI

Si riporta l' elenco delle stazioni monitorate nella seconda parte della Sperimentazione, con l' indicazione dei campionamenti previsti in ognuna di esse.

STAZIONI PER IL MONITORAGGIO DEL 2° TRIENNIO - FONDAMENTALI / COMPLEMENTARI

tratto	Stazione	Comune	Località	Prov	tipo	Fauna Ittica		Parametri Chimico-Fisici	Macro invertebrati	Macrofite	Portate
Primo Segmento	FN01A	Sarnico	a monte traversa fluviale	BS	C			Stagionale	Stagionale		Stagionale
	STA03	Paratico	a valle del torrente Guerna	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera - estate	Mensile
	FN04A	Paratico	a monte del depuratore di Paratico	BS	C	Primavera	Estate				Stagionale
	STB06	Capriolo	tratto sotteso centrale N.K. - Capriolo	BS	C	Primavera	Estate				Stagionale
	FN07A	Credaro	a valle restituzione N.K.Capriolo	BS	C			Stagionale	Stagionale		Stagionale
	STC08	Capriolo	tratto sotteso centrale Enel Tagliuno	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera - estate	Mensile
	STD14	Palazzolo	a valle del depuratore di Cividino	BS	C	Primavera	Estate				
	FN15A	Palazzolo	a valle della Seriola Castrina		C			Stagionale	Stagionale		Stagionale
	STE18	Pontoglio	a valle del depuratore di Palazzolo	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera - estate	Mensile
	FN25A	Pontoglio	a monte traversa centrale Urago	BS	C			Stagionale	Stagionale		Stagionale
	STF26	Cividate al Piano	tratto sotteso centrale Urago d'O.	BG	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera - estate	Mensile
	FN28A	Calcio	a monte depuratore di Calcio	BG	C	Primavera	Estate				
Secondo Segmento	FS31A	Rudiano	a monte depuratore Rudiano	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera-Estate	Mensile
	FS38A	Torre Pallavicina	a valle acquacoltura -Torre Pallavicina	BG	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera-Estate	Mensile
	FS39A	Orzinuovi	Bosco di Barco	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera-Estate	Mensile
	FS40A	Genivolta	a monte scolmatore di Genivolta	BS	F	Primavera	Estate	Mensile	Stagionale	Primavera-Estate	Mensile
	FS44A	Castelvisconti	ponte Castelvisconti - Acqualunga	CR	C			Stagionale	Stagionale		Mensile

F = fondamentale C = complementare

Per rendere più semplice la consultazione, è stata creata una **Parte Seconda** di questa Relazione Conclusiva della Sperimentazione contenente le schede riepilogative per ogni singola stazione, in cui sono inseriti i dati di sintesi, i risultati e le descrizioni delle attività svolte dal monitoraggio idrologico, chimico-fisico, biologico e per la fauna ittica. Nelle schede si possono trovare i dati di georefenziazione, mappe e foto descrittive, classificazioni ecologiche, i SIC presenti nelle zone laterali. Tutti i dati rilevati sono presenti nell' Area Collaborativa per la Sperimentazione del f. Oglio sublacuale, appositamente creata da Regione Lombardia.

5.2 RISULTATI E GRAFICI DI SINTESI

I grafici di sintesi oggetto di questo paragrafo sono un'alternativa alle tabelle di "sintesi dati chimico_biologici" riportate in allegato e ai dati chimico-fisici e biologici raccolti nei 6 anni di sperimentazione illustrati nel paragrafo 5.1. e in particolare nella Parte Seconda. L'obiettivo è di dare una rappresentazione sintetica e intuitiva dell'intero dataset

al fine di cogliere nell'immediato similarità e dissimilarità nella relazione tra i deflussi in alveo e lo stato di qualità definito da differenti indici di qualità (LIMeco, STAR_ICMi e IBMR) e nella relazione tra i deflussi in alveo e lo stato di qualità secondo l'indice LIMeco a livello stagionale. I grafici mostrano per ogni stazione di campionamento lungo il corso fluviale da monte verso valle i valori di portata come boxplot e lo stato di qualità come punto, ogni punto corrisponde allo stato di qualità di ogni data di campionamento. La Fig. 5.2.1 illustra lo stato di qualità secondo l'indice LIMeco che si basa sul chimismo delle acque e i dati di portata istantanea per l'intero periodo studiato (6 anni di sperimentazione), mentre le figure da 5.2.2 a 5.2.5 gli stessi dati ma raggruppati a livello stagionale. Le Fig. 5.2.6 e 5.2.7 mostrano lo stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi che si basa sui macroinvertebrati e i dati di portata sia come media dei 30 giorni precedenti al campionamento sia come media dei 90 giorni precedenti al campionamento per l'intero periodo di sperimentazione (6 anni). Infine la Fig. 5.2.8 illustra lo stato di qualità secondo l'indice IBMR che si basa sulle macrofite e i dati di portata come media dei 90 giorni precedenti al campionamento per l'intero periodo di sperimentazione (6 anni). Ogni figura presenta due grafici, i quali differiscono semplicemente per la scala di misura associata ai valori di portata: il grafico di sinistra riporta tutti i dati di portata, mentre quello di destra si focalizza sui dati di portata che non superano i 20 $m^3 s^{-1}$ al fine di osservare con maggiore chiarezza lo stato di qualità per gli scenari di deflusso sperimentati (5%, 7,5%, 10% e 15%). La dicitura delle stazioni FN01A, STA03, FN07A, STC08, FN15A, STE18, FN25A, STF26, FS31A, FS38A, FS39A, FS40A, FS44A corrisponde rispettivamente alle 1, 3, 6, 7, 8, 15, 18, 24, 26, 31, 38, 39, 40, 44. Per semplicità sarà utilizzata quest'ultima.

Osservando l'intero dataset dei dati il sistema fluviale ha un peggiormento dello stato di qualità secondo l'indice LIMeco proseguendo da monte verso valle, ovvero stato di qualità tra buono ed elevato nelle prime 7 stazioni (1-25) e tra sufficiente ed elevato dalla stazione 26 in poi. Considerando anche i valori di portata non appare alcuna relazione tra deflussi e stato di qualità. Le stazioni fondamentali 3 e 18 hanno stato di qualità tra elevato e buono indipendentemente dallo scenario sperimentato. La stazione 8 ha stato buono per gli scenari tra il 5 e il 7,5%DMV e tra elevato e buono per valori di portata maggiori. Tale risultato non è preoccupante poiché rarissime volte nell'arco dell'anno tale tratto fluviale ha valori di portata minori del 10%, la centrale di Tagliuno ha infatti bassa capacità di produzione, come indicato nella scheda della stazione riportata nella Parte Seconda della Relazione. Dalla stazione 26 in poi si evince come per valori di portata tra il 5%DMV e il 10%DMV lo stato di qualità sia sostanzialmente buono e che una maggiore variabilità dello tato qualitativo, tra sufficiente ed elevato è presente per valori di portata maggiori del 10% (Fig. 5.2.1).

Lo stato di qualità del sistema fluviale peggiora proseguendo da monte verso valle anche analizzando i dati a livello stagionale (da elevato/buono a elevato/sufficiente), l'unica eccezione è riferita alla stagione invernale per la quale lo stato di qualità si attesta tra elevato e buono per tutte le stazioni fluviali studiate (figure da 5.2.1 a 5.2.5). Le stazioni sottese alla centrali idroelettriche 3, 8 e 18 presentano uno stato tra elevato e buono indipendentemente dagli scenari sperimentati in tutte le stagioni. La stazione 26 mostra invece stato buono per scenari uguali e minori del 10% e tra elevato e sufficiente tra il 10 e il 15% DMV in estate, elevato per scenari uguali e minori al 15% in autunno, buono per scenari uguali e minori del 10% ed elevato per valori di portata maggiori in inverno e buono o sufficiente per scenari uguali e minori del 10% e tra elevato e sufficiente tra il 10 e il 15% DMV in primavera.

A differenza dei risultati del LIMeco, gli indici di qualità basati sugli elementi biologici STAR_ICMi e IBMR evidenziano che lo stato di qualità del sistema fluviale migliora proseguendo da monte verso valle (figure da 5.2.6 a 5.2.8) come già riscontrato nel paragrafo 5.1. Le stazioni complementari 1, 7, 15 e 25 hanno stato di qualità tra sufficiente e cattivo secondo l'indice STAR_ICMi e sufficiente secondo l'indice IBMR indipendentemente dai valori di portata considerati.

Considerando i valori di portata come valore medio dei 30 giorni precedenti al campionamento, lo stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi della stazione fondamentale 3 è sufficiente per scenari uguali e minori del 7,5% e oscilla tra buono e scarso per scenari maggiori, mentre se si prendono in considerazioni i valori medi di portata dei 90 giorni precedenti al campionamento lo stato di qualità della stazione 3 è prevalentemente sufficiente con un caso in cui è scarso. Per la stessa stazione anche l'indice IBM restituisce uno stato sufficiente di qualità per valori di portata minori e uguali al 15% DMV. La stazione 8 mostra sempre valori di portata al di sopra del 15%. La stazione fondamentale 18 ha stato di qualità sufficiente al di sotto del 15% DMV indipendentemente dalle portate utilizzate e dagli indici biologici utilizzati. Dalla stazione 26 in poi è chiaro un netto miglioramento dello stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi che si attesta sul buono nella maggior parte dei casi sia per valori di deflusso sperimentati che per valori di portata maggiori al 15% DMV per entrambi i valori di portata utilizzati. Anche secondo l'IBM il sistema fluviale migliora dalla stazione 26 in poi, anche se per quest'ultima c'è un caso di stato sufficiente al 5% DMV, ma essendo un caso sporadico è insufficiente per essere definito significativo. In modo analogo la stazione 31 mostra un caso di stato sufficiente sia secondo lo STAR_ICMi che l'IBM per scenari minori del 7,5%, anche in questo caso la frequenza è insufficiente per potere dare significatività all'evento.

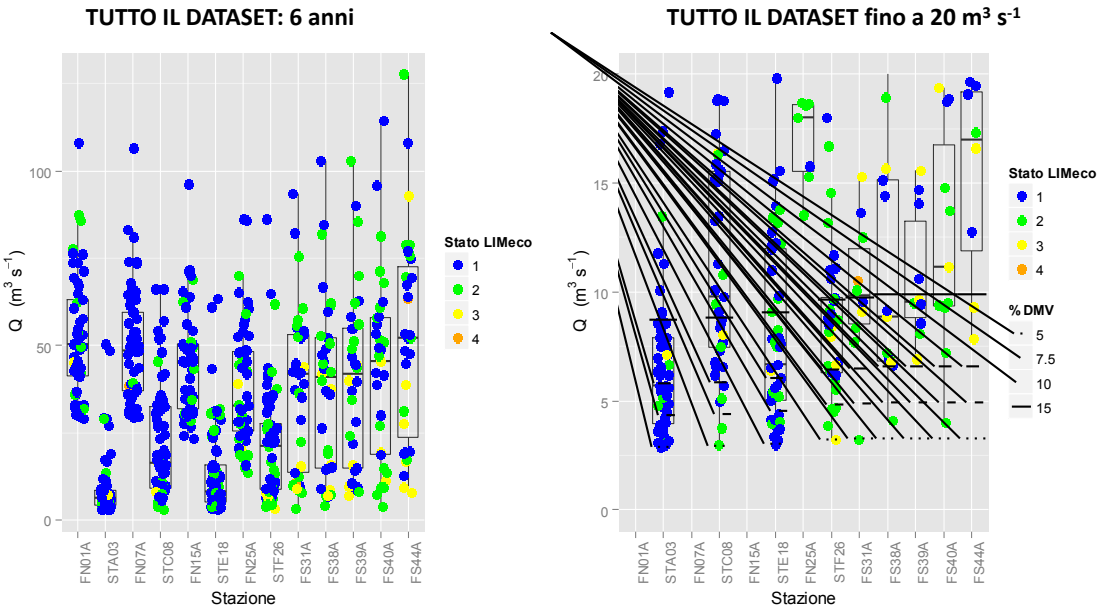


Fig. 5.2.1 –Valori di portata e stato dell'indice LIMeco dei dati raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1 blu), stato buono (2 verde), stato sufficiente (3 giallo), stato scarso (4 arancione) e stato cattivo (5 rosso).

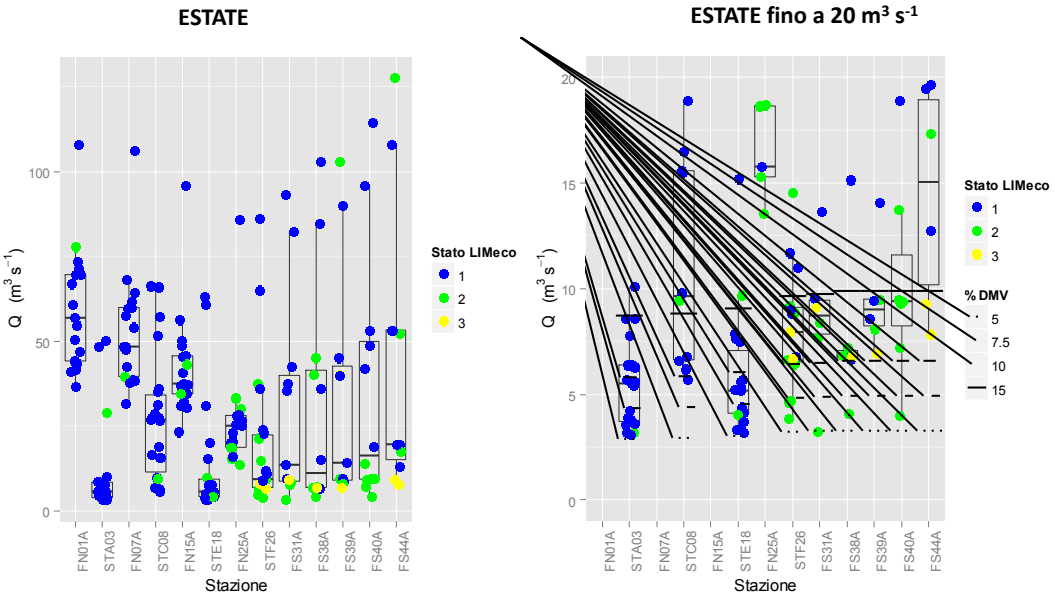


Fig. 5.2.2 - Valori di portata e stato dell'indice LIMeco dei dati estivi raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1 blu), stato buono (2 verde), stato sufficiente (3 giallo), stato scarso (4 arancione) e stato cattivo (5 rosso).

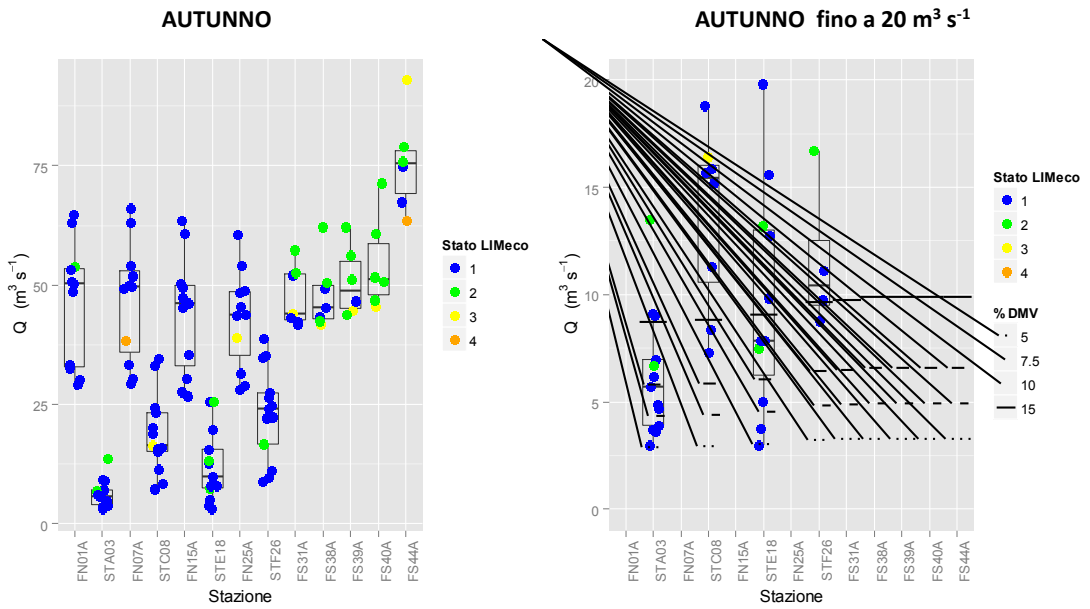


Fig. 5.2.3 - Valori di portata e stato dell'indice LIMeco dei dati autunnali raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1 blu), stato buono (2 verde), stato sufficiente (3 giallo), stato scarso (4 arancione) e stato cattivo (5 rosso).

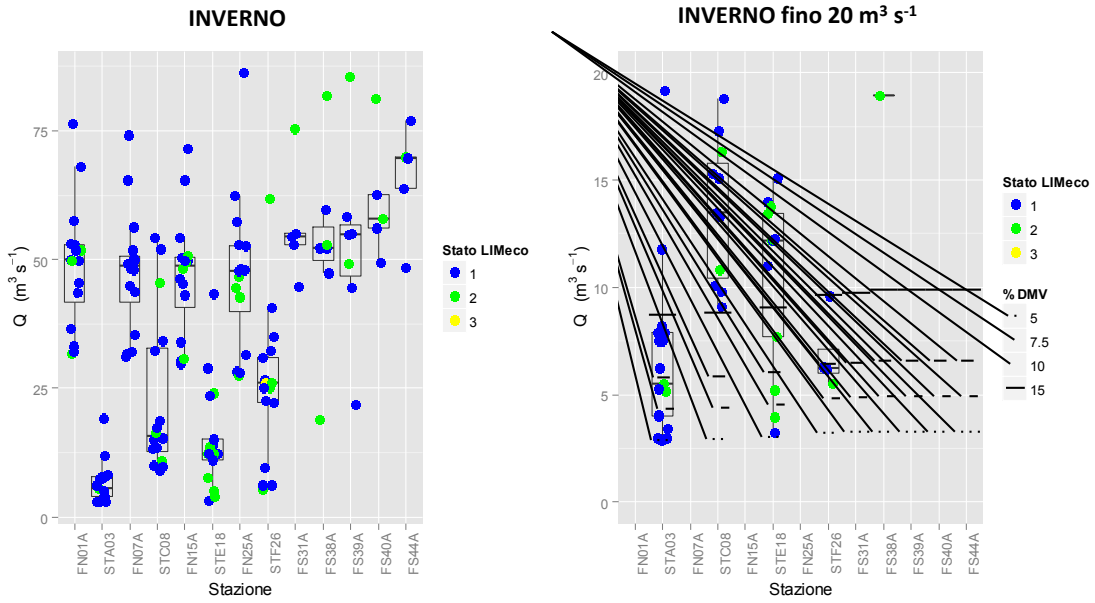


Fig. 5.2.4 - Valori di portata e stato dell'indice LIMeco dei dati invernali raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1 blu), stato buono (2 verde), stato sufficiente (3 giallo), stato scarso (4 arancione) e stato cattivo (5 rosso).

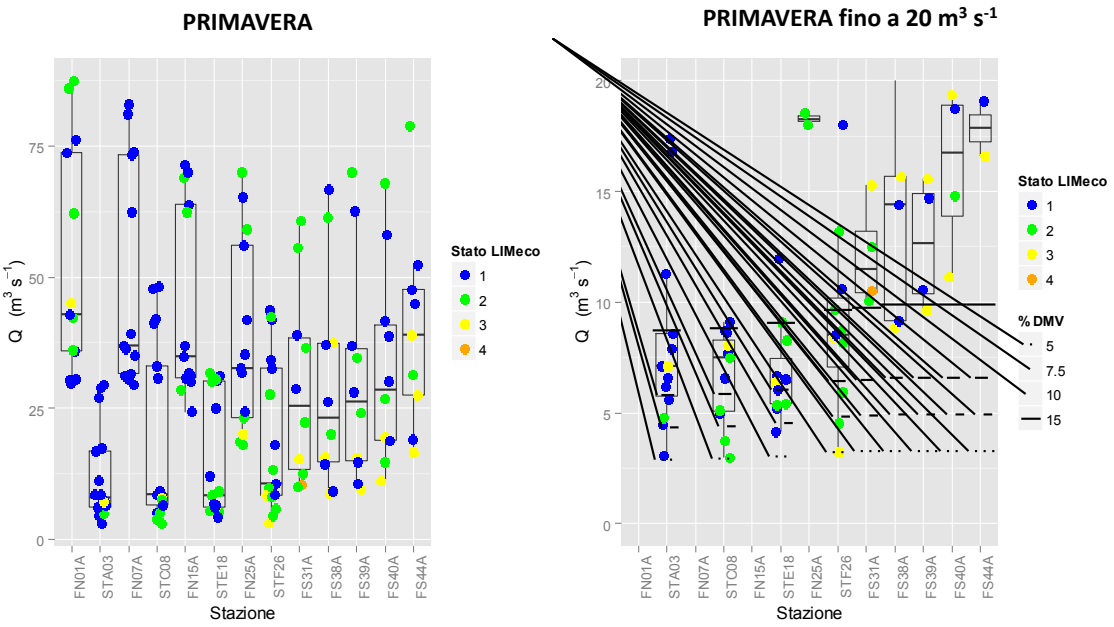


Fig. 5.2.5 - Valori di portata e stato dell'indice LIMeco dei dati primaverili raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1-blu), stato buono (2-verde), stato sufficiente (3-giallo), stato scarso (4-arancione) e stato cattivo (5-rosso).

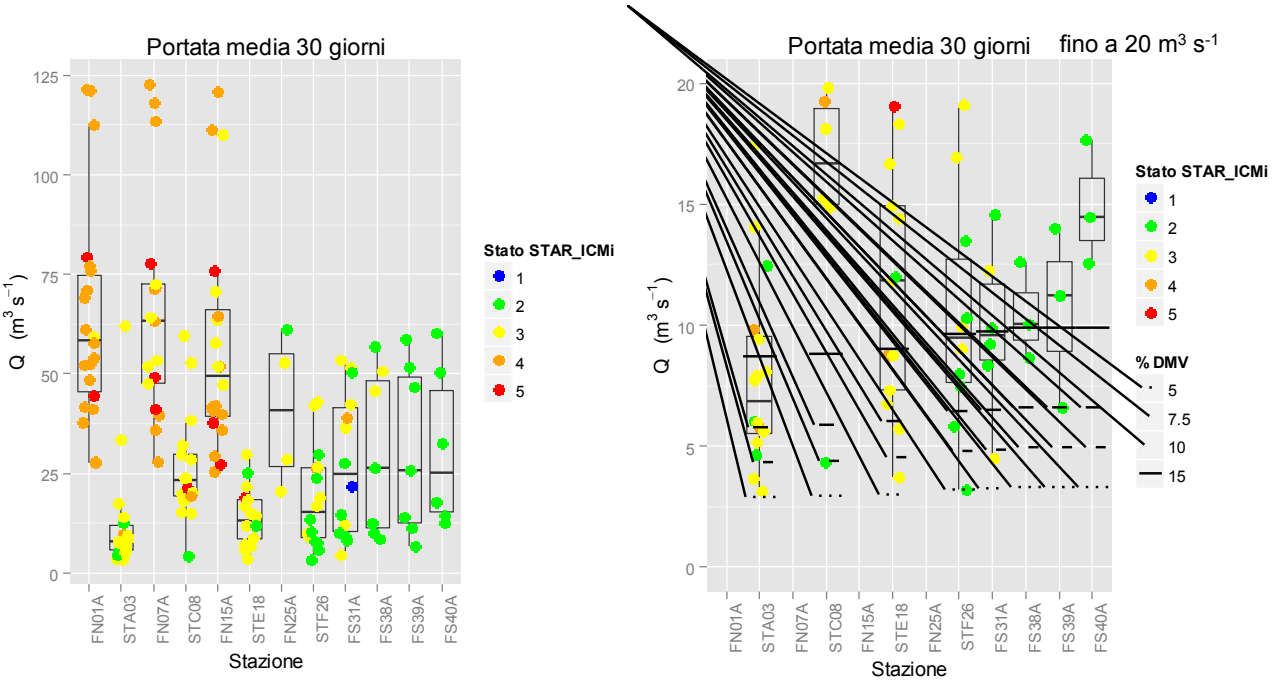


Fig. 5.2.6 - Valori di portata come media dei 30 giorni precedenti al campionamento e stato dell'indice STAR_ICMi dei dati raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1-blu), stato buono (2-verde), stato sufficiente (3-giallo), stato scarso (4-arancione) e stato cattivo (5-rosso).

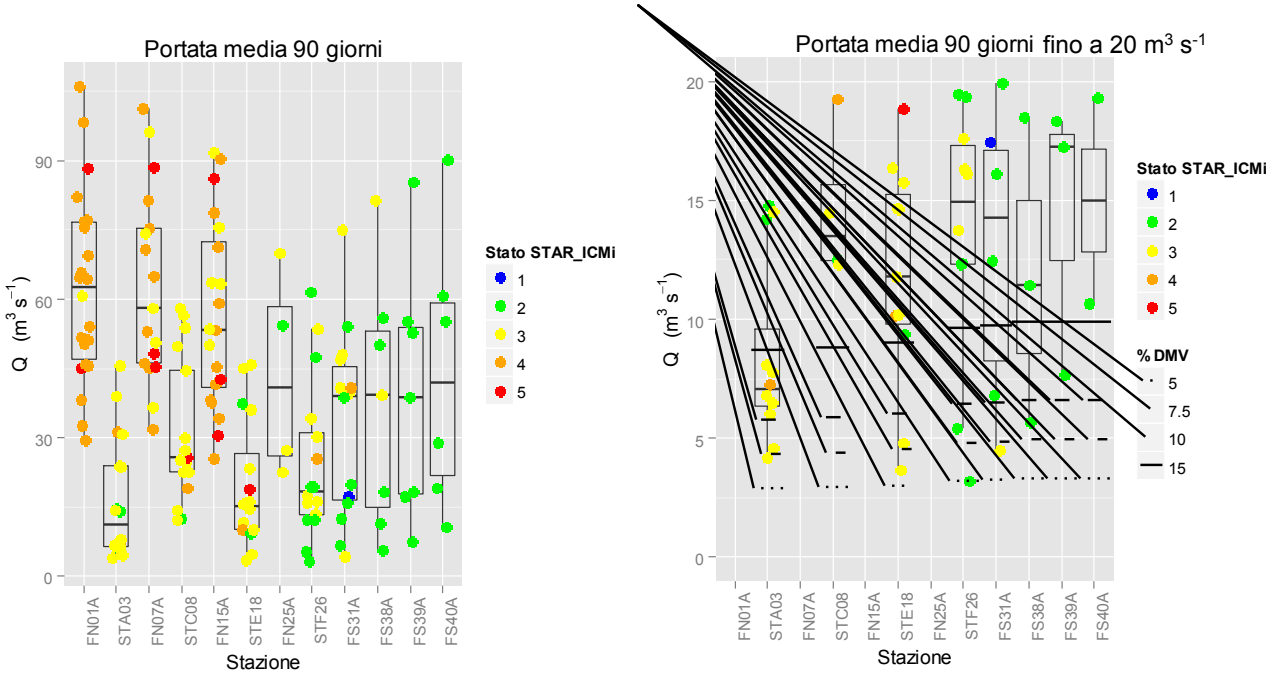


Fig. 5.2.7 - Valori di portata come media dei 90 giorni precedenti al campionamento e stato dell'indice STAR_ICMi dei dati raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1-blu), stato buono (2-verde), stato sufficiente (3-giallo), stato scarso (4-arancione) e stato cattivo (5-rosso).

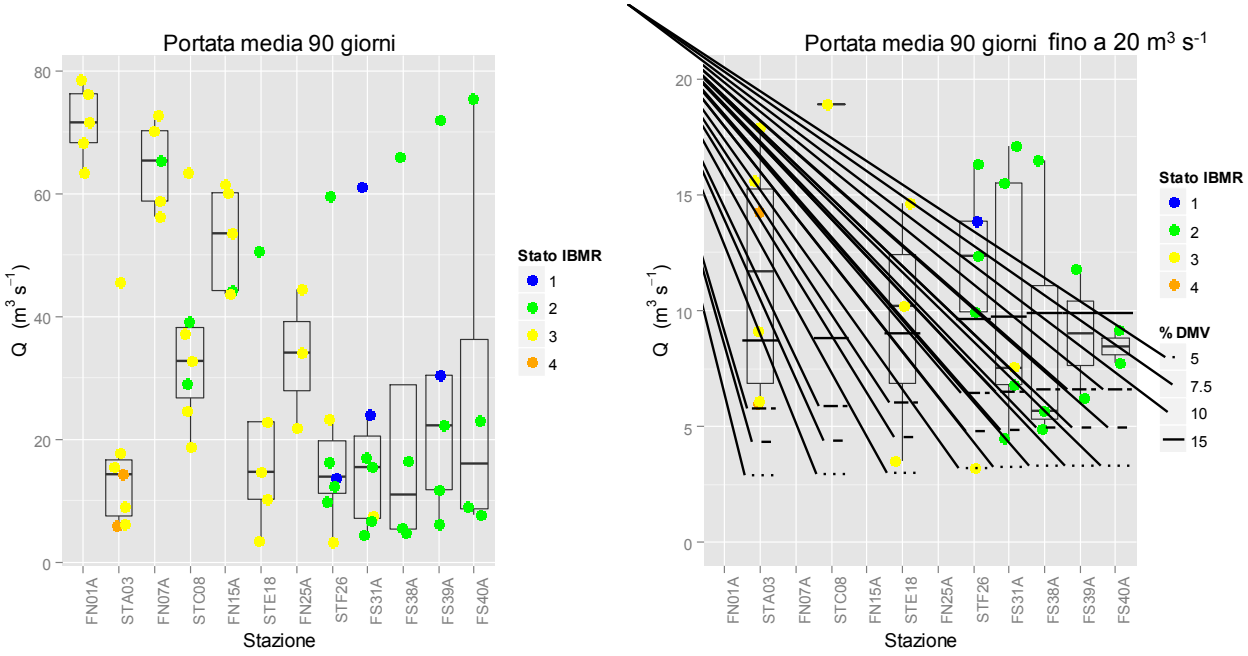


Fig. 5.2.8 - Valori di portata come media dei 90 giorni precedenti al campionamento e stato dell'indice IBMR (EQR) dei dati raccolti durante i 6 anni di sperimentazione nelle stazioni fondamentali e complementari. Stati di qualità: stato elevato (1-blu), stato buono (2-verde), stato sufficiente (3-giallo), stato scarso (4-arancione) e stato cattivo (5-rosso).

6. DISEGNO SPERIMENTALE BACI NEI TRATTI SOTTESI DELLE CENTRALI

Il presente capitolo riporta i risultati dell'attività sperimentale svolta nelle stazioni sottese alle Centrali idroelettriche nel secondo triennio di sperimentazione secondo il disegno sperimentale BACI (Before/After and Control/Impact). Quest'ultima sezione ha l'obiettivo di valutare la risposta delle comunità bentoniche (macroinvertebrati e macrofite) ad un determinato impatto, in questo caso alla diminuzione del deflusso nei tratti sottesi dal 12% al 5% della portata media naturale. Questo tipo di indagine integra le valutazioni svolte con l'indice di qualità STAR_ICMI, ovvero serve a verificare il risultato che indica che nei tratti sottesi lo stato di qualità, tra scarso e sufficiente, sembra essere indipendente dalle variazioni di portata.

6.1. MATERIALI E METODI

Campionamento e analisi di laboratorio

La tabella 6.1 illustra le stazioni di campionamento, gli scenari di sperimentazione e le date di campionamento della sperimentazione BACI (Before-After and Control-Impact) svolta nei 6 tratti sottesi alle centrali idroelettriche (3, 6, 8, 14, 18, 26) in primavera ed estate 2014 e in primavera ed estate 2015.

Per entrambi i periodi prima (before) e dopo (after) la variazione degli scenari di portata (Impact) sono state svolte 6 campagne di campionamento per l'azione chimico-fisica e 3 campagne di campionamento per la caratterizzazione di biomassa algale e macroinvertebrati al fine di considerare anche la variabilità temporale.

Il campionamento delle acque fluviali è stato svolto con cadenza quindicinale da aprile a settembre, ovvero durante i 3 mesi pre-impatto e i successivi 3 mesi post-impatto. Sono state campionate 6 stazioni: 2 stazioni definite di controllo (8 e 26), in cui era prevista una portata costante nei 6 mesi (12%), e 4 stazioni soggette all'impatto. In queste (3, 6, 14, 18) la portata doveva passare dal 12% della media naturale dei primi tre mesi al 5% dei successivi 3 mesi. I descrittori chimico-fisici analizzati sono temperatura (T), pH, ossigeno disciolto (O_2), conducibilità elettrica, *Escherichia coli*, azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4^+$), azoto nitrico ($N\text{-}NO_3^-$), fosforo totale (TP), domanda chimica di ossigeno (COD), domanda biologica di ossigeno (BOD_5). Il campionamenti di acqua e le metodiche analitiche utilizzate sono stati effettuati secondo quanto previsto da APAT-CNR-IRSA Metodi analitici per le acque (Manuali e Linee Guida 29/2003).

Tab. 6.1 - Disegno sperimentale BACI per la sperimentazione del DMV nei tratti sottesi alle centrali idroelettriche per i periodi Aprile-Settembre 2014 e Aprile-Settembre 2015 con le rispettive date di campionamento dell'azione chimico-fisica e dell'azione biologica (5 e 6 anno).

						2014				2015			
Centrale	Stazione	Capacità di produzione	Tipologia stazione	Scenario BEFORE Aprile-Giugno	Scenario AFTER Luglio-Settembre	Date BEFORE: azione chimico-fisica	Date BEFORE: azione biologica	Date AFTER: azione chimico-fisica	Date AFTER: azione biologica	Date BEFORE: azione chimico-fisica	Date BEFORE: azione biologica	Date AFTER: azione chimico-fisica	Date AFTER: azione biologica
Castelmontecchio	3	Alta	Impatto	12%	5%	16/05/2014 22/05/2014 28/05/2014 05/6/2014 17/06/2014 17/7/2014	22/05/2014 05/6/2014 17/7/2014	31/07/2014 6/8/2014 26/08/2014 11/9/2014 24/09/2014 30/09/2014	6/8/2014 11/9/2014 30/09/2014	22/04/2015 29/04/2015 14/05/2015 27/05/2015 17/06/2015 29/06/2015	29/04/2015 27/05/2015 29/06/2015	16/07/2015 28/07/2015 11/08/2015 27/08/2015 10/09/2015 28/09/2015	28/07/2015 11/08/2015 10/09/2015
Capriolo	6	Alta	Impatto	12%	5%								
Tagliuno	8	Bassa	Controllo	12%	12%								
Palazzolo sull'Oglio	14	Alta	Impatto	12%	5%								
Palosco	18	Alta	Impatto	12%	5%								
Urago d'Oglio	26	Bassa	Controllo	12%	12%								

Il campionamento dei macroinvertebrati è stato svolto in 5 delle 6 stazioni considerate per la chimica (3, 8, 14, 18, 26). La stazione 6 non è stata considerata per l'eccessiva profondità della massa d'acqua che ha di fatto impedito di poter svolgere il campionamento secondo quanto previsto dal protocollo. Il campionamento è stato svolto in 6 date nel periodo Aprile-Settembre 2014 e 2015 (tabella 6.1). Per ogni stazione si è proceduto alla caratterizzazione della comunità macrozoobentonica mediante un retino surber dotato di un'area di campionamento di 0.05 m^2. Lo schema sperimentale ha previsto il prelievo di 10 repliche, tenute separate tra loro, per un'area campionata complessiva di 0.5 m^2 per stazione. I campioni raccolti sono stati conservati in alcool etilico 90° per il successivo riconoscimento in laborato-

rio. Gli organismi sono stati riconosciuti al livello tassonomico di famiglia attraverso l'ausilio di uno stereomicroscopio Leica S8AP0 (Leica Microsystems, Wetzlar, Germania) e delle guide di Sansoni (1988) e Campaioli (1994, 1998).

I campioni di alghe bentoniche sono stati raccolti con un'unità di campionamento di 15 cm^2 per la determinazione della clorofilla-a [Chl-*a*] da cui si ricava la biomassa presente. Per ogni stazione il prelievo è stato ripetuto in cinque punti scelti casualmente all'interno del tratto indagato. I campioni di ciascuna stazione sono stati unificati, refrigerati e portati in laboratorio per la successiva analisi. In laboratorio, un'aliquota di campione è stata sottoposta a estrazione con una soluzione di acetone al 90% in acqua, per 24 ore a 4 °C al buio. Dopo centrifugazione a 3000 rpm, il surnatante è stato sottoposto ad analisi spettrofotometrica secondo il metodo tricromatico di Pearson & Strickland (APHA, 1998). La quantità di [Chl-*a*] così ottenuta è stata quindi riportata per unità di superficie.

Analisi dei dati

Contrariamente a quanto prospettato, non è stato possibile analizzare i dati seguendo un disegno sperimentale di tipo BACI a causa degli scenari sperimentali di portata non completamente rispettati (per le motivazioni si rimanda al capitolo dei risultati – paragrafo idrologia).
Per tale motivo è stato scelto di analizzare i dati chimico-fisici e biologici mediante un ANOVA a 2 vie utilizzando come fattori le variabili tempo e stazione. Nei casi in cui le assunzioni di normalità e omogeneità della varianza non sono state rispettate i dati sono stati analizzati mediante i minimi quadrati generalizzati (GLS). Le differenze tra stazioni, tempo e tra stazioni all'interno di ogni data di campionamento sono state calcolate utilizzando l'approccio least square means (lsmeans; SAS Institute Inc. 2012). Questo approccio consente di stimare le medie marginali dei fattori fissi ed, inoltre, consente di determinare l'esistenza o meno di una differenza significativa tra coppie di gruppi di cui si vuole effettuare un confronto a posteriori.

Per le valutazioni della qualità chimica delle acque come variabile dipendente sono stati utilizzati azoto nitrico e ammoniacale, percentuale di saturazione dell'ossigeno, fosforo totale, domanda chimica d'ossigeno, CFU di *Escherichia coli*, punteggio LIM e punteggio LIMeco.

Le metriche utilizzate come variabile dipendente nell'analisi dei dati relativa ai macroinvertebrati sono numero di famiglie, abbondanza degli organismi, numero di famiglie EPT e diversità funzionale. In letteratura esistono diversi metodi per quantificare la diversità funzionale; in questo lavoro è stato preso in considerazione l'indice proposto da Laliberté & Legendre (2010). Questo indice quantifica la distanza media di ogni specie dal centroide della comunità definito dallo spazio multidimensionale generato considerando contemporaneamente i ruoli funzionali utilizzati nell'analisi. I ruoli funzionali considerati sono alcuni dei traits biologici, funzionali ed ecologici proposti da Tachet et al. (2002; Tabella 6.2).
Un'analisi della varianza che utilizza matrici di distanza e test di permutazione (PERMANOVA) è stata utilizzata per valutare le differenze composizionali della comunità. Prima di quest'analisi i dati sono stati trasformati con $Log_{10}(x+1)$ ed è stato utilizzato l'indice di dissimilarità di Gower modificato da Anderson et al. (2006).
L'analisi statistica per i macroinvertebrati è stata effettuata per il solo anno 2015 poiché le portate presenti nelle stazioni indagato nell'anno 2014 erano del tutto eccezionali a causa di continui eventi di piena (si rimanda al capitolo 6.1, idrologia). Tali portate diverse da quelle previste per la sperimentazione ed inoltre hanno determinato anche alcune difficoltà nel campionamento. A posteriori, si è dovuto escludere la stazione 14 a causa delle caratteristiche idrologiche particolari che hanno caratterizzato questa stazione, differenti da quanto previsto nel disegno originario e da quelle presenti nelle altre 4 stazioni indagate. La stazione 14, infatti, ha caratteristiche di tipo lentico e non viene interessata dalle variazioni di portata sperimentate in questo progetto nello stesso modo in cui vengono interessate le altre.

La biomassa algale (espressa come µg Chl-*a* cm^{-2}) è stata utilizzata come variabile dipendente nell'analisi dei dati relativa alle alghe bentoniche.

I dati sono stati analizzati utilizzando il software statistico R (R Core Team 2015) e i pacchetti vegan (Oksanen et al. 2015), ggplot2 (Wickham 2009) e lsmeans (Lenth 2015) ed il software PERMANOVA (Anderson 2006).

Tab. 6.2 – Caratteristiche biologiche, funzionali ed ecologiche considerate per la valutazione della diversità funzionale.

TRAIT	CATEGORIE	TRAIT	CATEGORIE
Dimensione massima	≤ .25 cm	Respirazione	tegumento

TRAIT	CATEGORIE	TRAIT	CATEGORIE
	> .25-.5 cm		branchie
	> .5-1 cm		piastra
	> 1-2 cm		spiracolo
	> 2-4 cm		vescicola idrostatica
	> 4-8 cm	Locomozione e relazione al substrato	volatore
	> 8 cm		nuotatore di superficie
Durata del ciclo vitale	≤ 1 anno		nuotatore in colonna d'acqua
	> 1 anno		crawler
Numero di cicli vitali per anno	< 1		scavatore
	1		interstiziale
	> 1		fissato temporaneamente
Stadi acquatici	Uova		fissato permanentemente
	Larva	Alimentazione	microrganismi
	Ninfa		detrito < 1mm
	Adulto		detrito vegetale >= 1mm
Riproduzione	ovoviviparo		microfite vive
	uova isolate, libere		macrofite vive
	uova isolate, cementate		animali morti >= 1mm
	clutches, cementati o fissati		microinvertebrati vivi
	clutches, liberi		macroinvertebrati vivi
	clutches, nella vegetazione		vertebrati
	clutches, terrestri	Modalità di nutrizione	assorbimento attraverso il tegumento
	riproduzione asessuale		collettori aspiratori
Modalità di dispersione	acquatica passiva		tagliuzzatori
	acquatica attiva		raschiatori
	aerea passiva		filtratori

TRAIT	CATEGORIE	TRAIT	CATEGORIE
	aerea attiva		algivori o predatori succhiatori
Forme di resistenza	uova, statoblasti		predatori
	Bozzoli		parassiti
	rifugio contro il disseccamento		
	diapausa o quiescenza		
	Nessuna		

6.2. RISULTATI

6.2.1 CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE DELLE ACQUE

I valori di portata durante la sperimentazione BACI del 2014 sono stati nettamente al di sopra delle percentuali definite da progetto a causa del periodo primaverile ed estivo eccessivamente piovoso che ha determinato un maggiore rilascio dal lago d'Iseo e un minore prelievo delle acque fluviali per scopi irrigui. Le percentuali di DMV presenti nei 6 tratti sottesi alle Centrali idroelettriche nel periodo before sono variate tra 12 e 71% contro il 12% definito da progetto, mentre nel periodo after le portate hanno oscillato tra 8 e 134% indipendentemente dalle stazioni di controllo e di impatto, contro il 12 e il 5% definito da progetto. I valori di portata delle 6 stazioni sia prese singolarmente che raggruppate tra stazioni di impatto e stazioni di controllo mostrano di fatto lo stesso andamento e valori maggiori dalla campagna 7 in cui era previsto l'abbassamento al 5% nelle stazioni di impatto (figura 6.1).
In modo analogo nel 2015, la sperimentazione non è stata rispettata a causa di problemi gestionali della regolazione del lago (si rimanda alla sezione idrologia). Se nelle prime 5 campagne di misura i valori di portata sono risultati simili e corrispondenti a valori percentuali tra il 12 e il 22%, dalla campagna 6 in poi i valori di portata nelle stazioni di impatto sono risultati minori rispetto a quelle di controllo ma più alte rispetto a quanto definito da progetto ovvero tra 11 e il 25% di DMV, ad eccezione della stazione 3 (tra 5 e 7%). Tutte le stazioni hanno quindi avuto valori di portata simili. Valori maggiori sono stati misurati solo nella stazione 8 a causa di un periodo di manutenzione della turbina della centrale durante le campagne 6 e 7, e a causa della cessazione del prelievo di acqua fluviale per scopi irrigui nella sezione precedente (campagne 11 e 12) (figura 6.1).
Sia nel 2014 che nel 2015 i valori di ossigeno disciolto espressi in percentuale di saturazione sono risultati simili tra le 6 stazioni durante le 12 campagne di misura e oscillanti tra 95 e 115% (figura 6.2). Le stazioni 14 e 26 mostrano valori al di sopra del 120% rispettivamente durante la campagna 7 e 9 dovuto probabilmente al processo fotosintetico del microfitobenthos adeso al letto fluviale.
Nel 2014 le concentrazioni di azoto ammoniacale sono variate tra 0,01 e 0,10 mg l^{-1} con alcune eccezioni per le stazioni 3, 8 e 26 per le quali in alcune campagne si sono registrati valori maggiori probabilmente dovuti all'ingresso di sorgenti puntiformi, come per esempio il torrente Guerna e il depuratore di Castelli Calepio (figura 6.3). Nel 2015 le concentrazioni di azoto ammoniacale nelle 6 stazioni sono simili, maggiori nelle prime 6 campagne di misura (tra 0,02 e 0,25 mg l^{-1}) e minori durante il periodo after (tra 0,02 e 0,10 mg l^{-1}), ad eccezione della stazione 3 che in alcune campagne ha valori medi e deviazione standard maggiori a causa dell'influenza del torrente Guerna sulle acque fluviali transitanti in prossimità della sponda destra, lato in cui si immette lo stesso Guerna.
Se nell'anno 2014 le concentrazioni di azoto nitrico sono risultate simili durante le 12 campagne di misura e nelle 6 stazioni di misura con valori variabili tra 0,2 e 0,8 mg l^{-1} ed alcune eccezioni riguardanti la stazione 3, sempre a causa dell'ingresso del torrente Guerna, e la stazione 26, tratto fluviale in cui il fiume da alimentante diventa drenante e acquista acque di falda ricche di nitrato; nell'anno 2015 le stazioni di misura hanno mostrato valori simili di concentrazione ma maggiori durante il periodo before/primavera e minori durante il periodo after/estate (figura 6.3). Anche nel 2015 la stazione 26 si distingue dalle altre per valori di azoto nitrico maggiori durante tutte le campagne di misura.

In modo analogo il fosforo totale oscilla tra 2 e 40 µg l^{-1} durante le 12 campagne di misura del 2014, mentre nel 2015 i valori di concentrazione sono maggiori nel periodo primaverile in tutte le stazioni (tra 15 e 100 µg l^{-1}) e minori nel periodo estivo (tra 2 e 50 µg l^{-1}). Nell'ultimo anno di indagine inoltre è evidente un aumento di concentrazione da monte verso valle (figura 6.4).
La domanda chimica di ossigeno varia tra 0,1 e 10 mg O_2 l^{-1} in entrambi gli anni di sperimentazione senza mostrare andamenti temporali e differenze tra stazioni, ad eccezione della stazione 3 e 26 nel 2014 per le quali sono stati misurati valori fino a 18 mg O_2 l^{-1} (figura 6.5).
Le unità formanti colonie di *Escherichia coli* sono risultate molto variabili sia tra campagne di misura che tra stazioni in entrambi gli anni di sperimentazione: nel 2014 nella stazione 3 i valori sono variati tra 50 e 1400 UFC/100ml, nella stazione 6 tra 0 e 600 UFC/100ml, nella stazione 8 tra 400 e 4300 UFC/100ml, nella stazione 14 tra 1200 e 9000 UFC/100ml, nella stazione 18 tra 200 e 7800 UFC/100ml e nella stazione 26 tra 200 e 2100 UFC/100ml. Nel 2015 nella stazione 3 i valori sono variati tra 0 e 2000 UFC/100ml, nella stazione 6 tra 0 e 400 UFC/100ml, nella stazione 8 tra 45 e 5000 UFC/100ml, nella stazione 14 tra 200 e 6500 UFC/100ml nella stazione 18 tra 100 e 5000 UFC/100ml, nella stazione 26 tra 60 e 3000 UFC/100ml. Valori maggiori sono stati riscontrati nei tratti fluviali caratterizzati dall'ingresso di impianti di trattamento di acque reflue urbane (stazioni 8, 14 e 18).
Infine l'analisi dello stato di qualità secondo gli indici LIM e LIMeco confermano quanto riscontrato durante le campagne di misura mensili. Tutte le stazioni hanno stato di qualità buono secondo l'indice LIM indipendentemente dal periodo di campionamento e dall'anno di sperimentazione (figura 6.7). Nel 2014 l'indice LIMeco è maggiore di 0,66 nella maggior parte dei casi indicando quindi uno stato elevato; confermano lo stato buono la stazione 3 e la stazione 26 in alcune campagne di misura. Nel 2015 invece lo stato di qualità secondo l'indice LIMeco è buono nel primo periodo di sperimentazione, in primavera, nella maggior parte delle stazioni e diventa elevato per tutte le stazioni nel secondo periodo di sperimentazione, in estate, confermando l'andamento decrescente di azoto nitrico e fosforo totale dalla prima alla dodicesima campagna (figura 6.8).

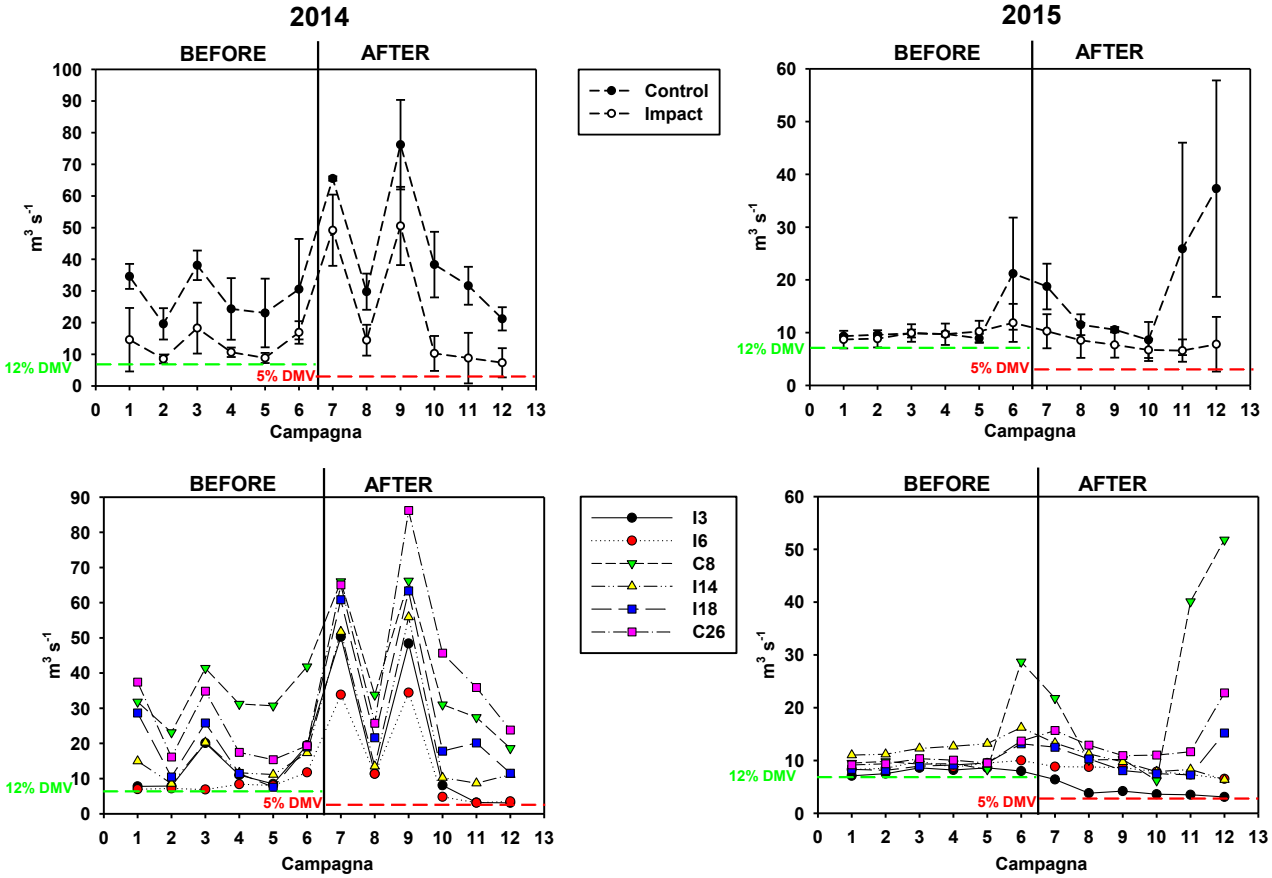


Fig. 6.1 - Valori di portata nelle stazioni fluviali 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

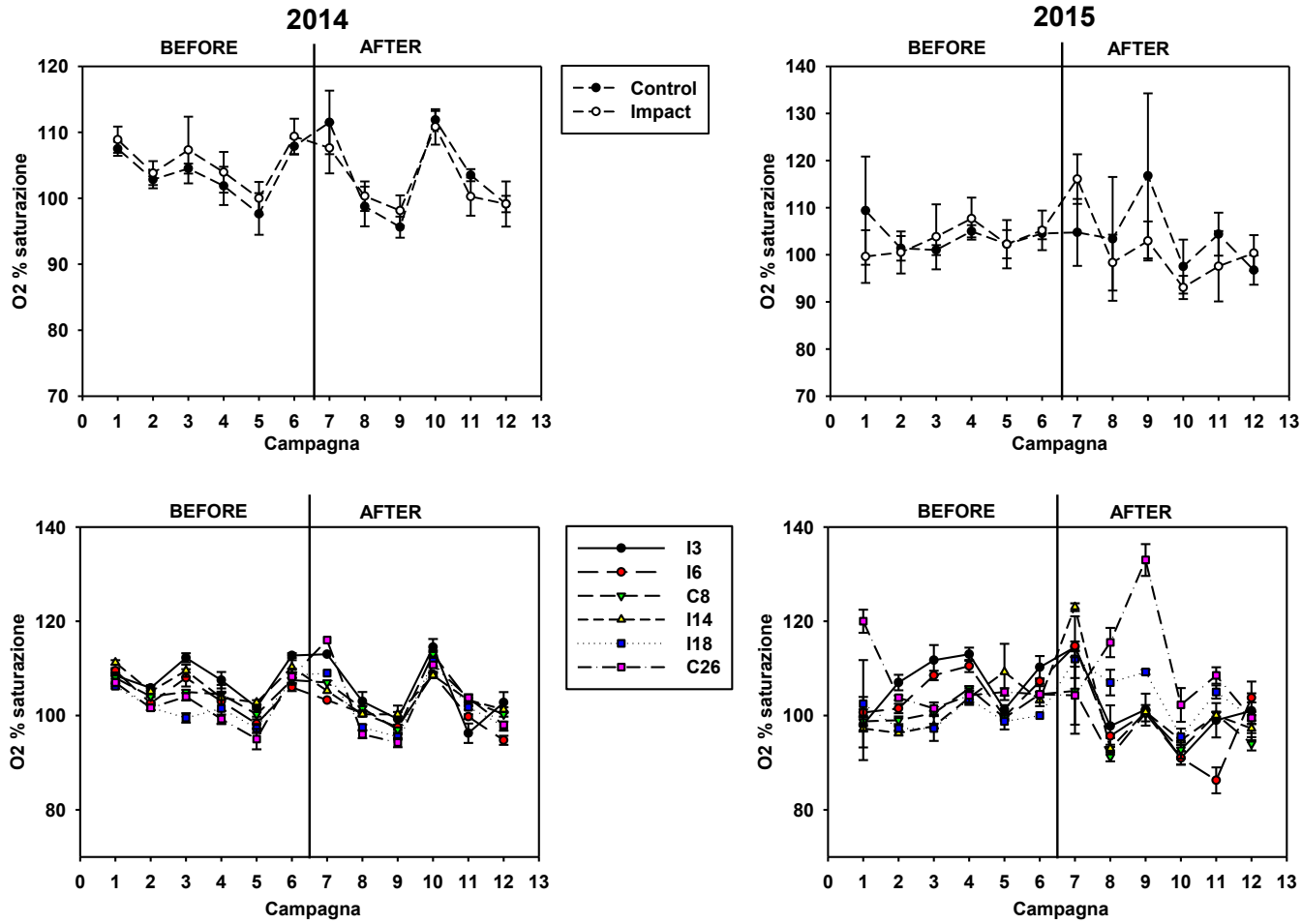


Fig. 6.2 - Percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto nelle acque fluviali delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

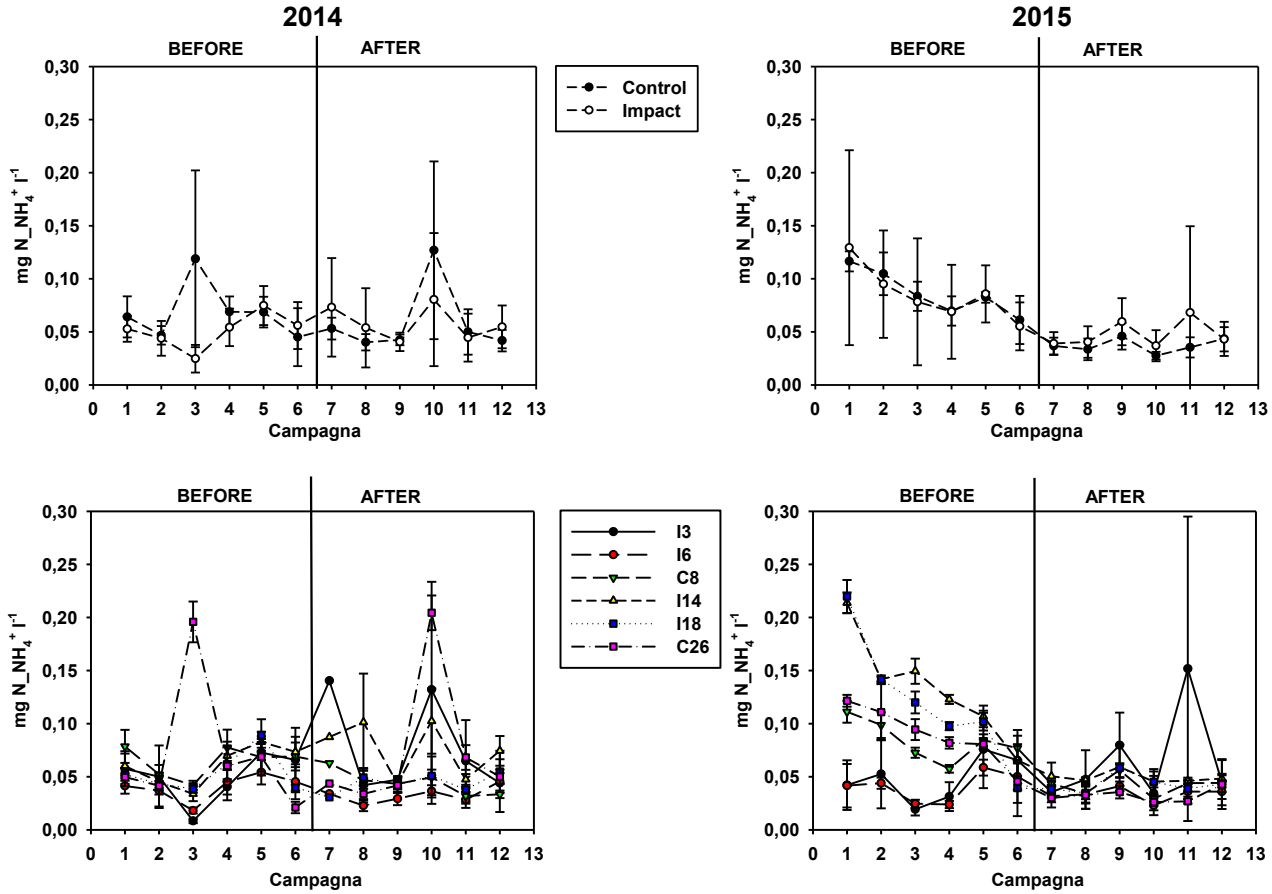


Fig. 6.3 - Concentrazione di azoto ammoniacale nelle acque fluviali delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

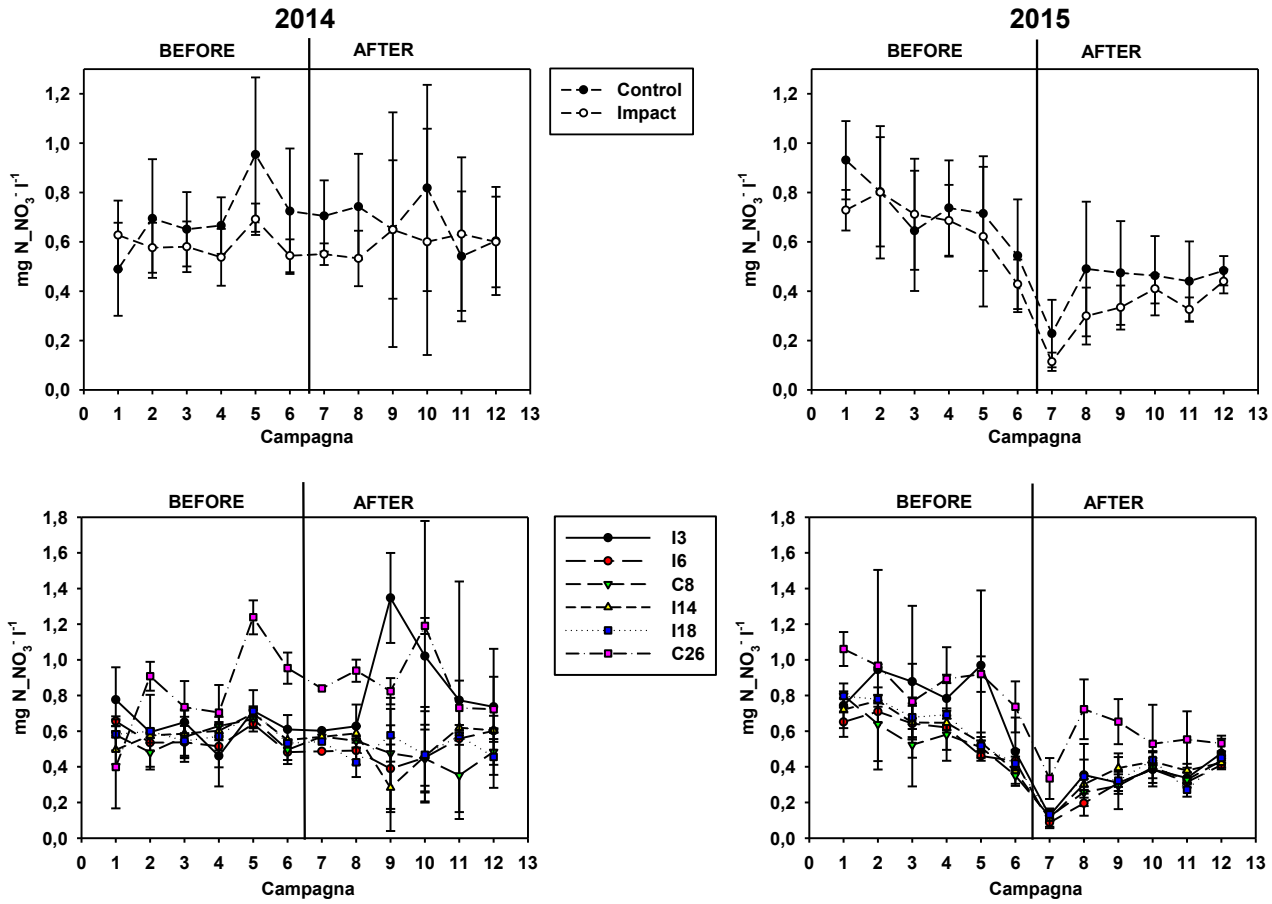


Fig. 6.4 - Concentrazione di azoto nitrico nelle acque fluviali delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

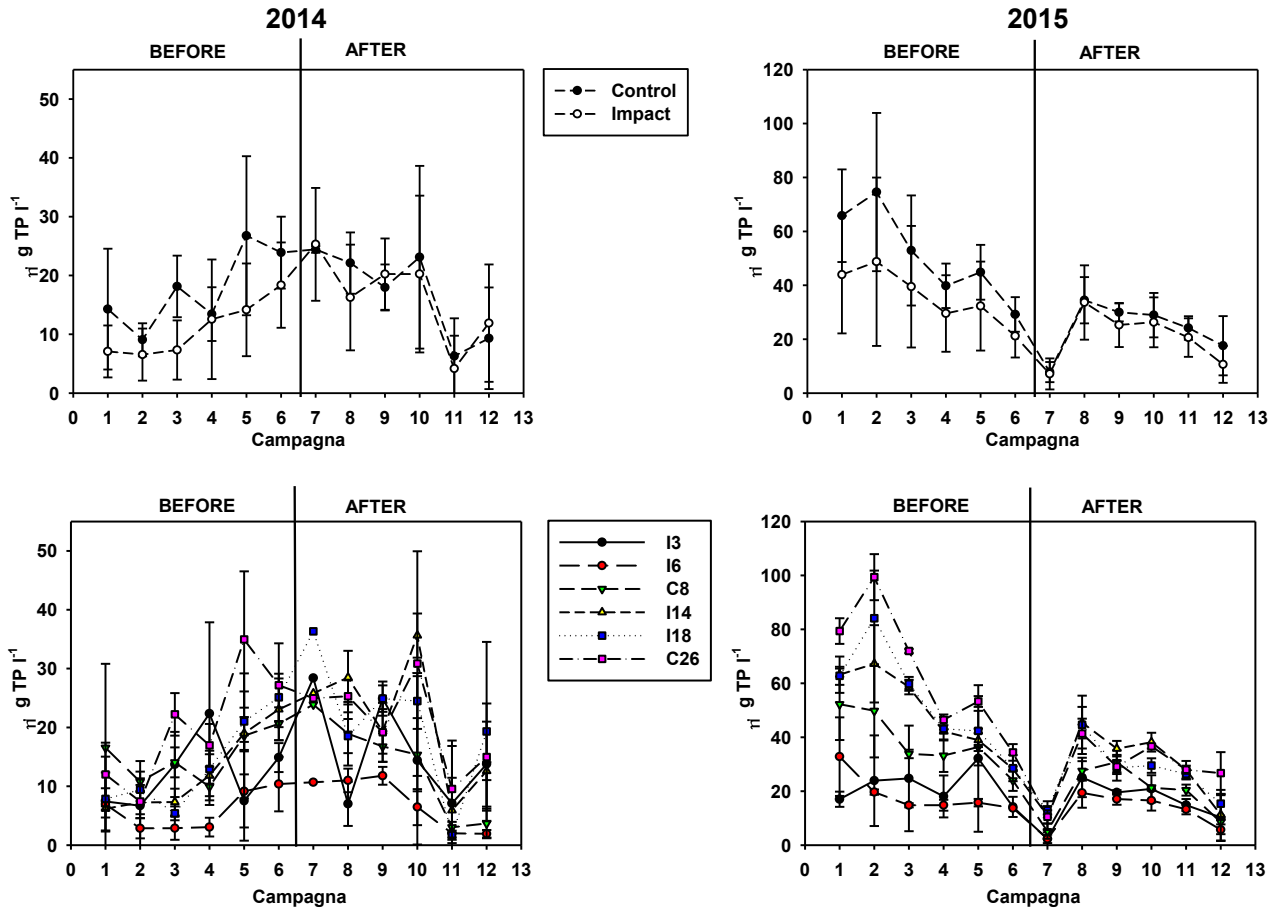


Fig. 6.5 - Concentrazione di fosforo totale nelle acque fluviali delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

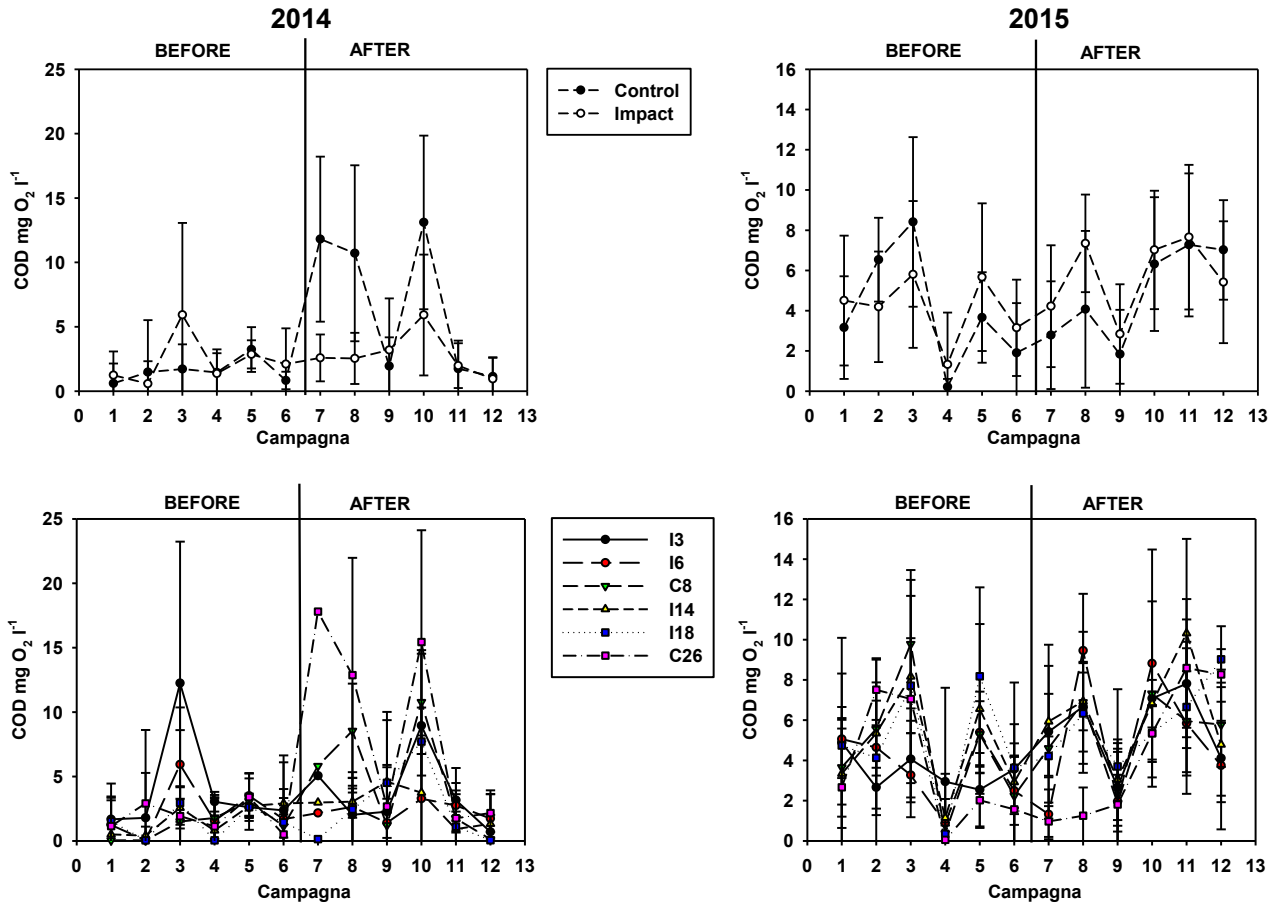


Fig. 6.6 - Concentrazione di COD nelle acque fluviali delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

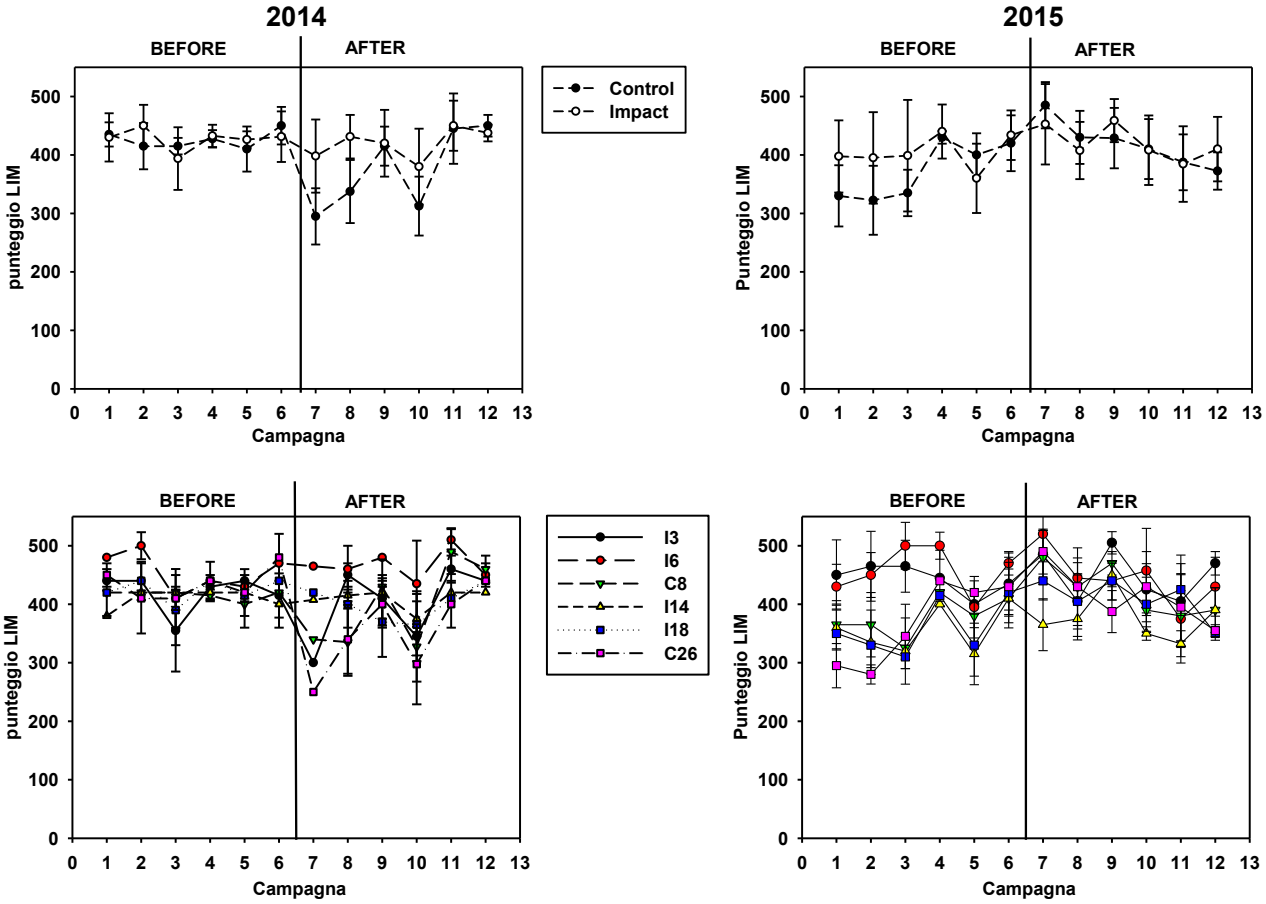


Fig. 6.7 - Punteggio dell'indice LIM calcolato per le stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 campionate durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

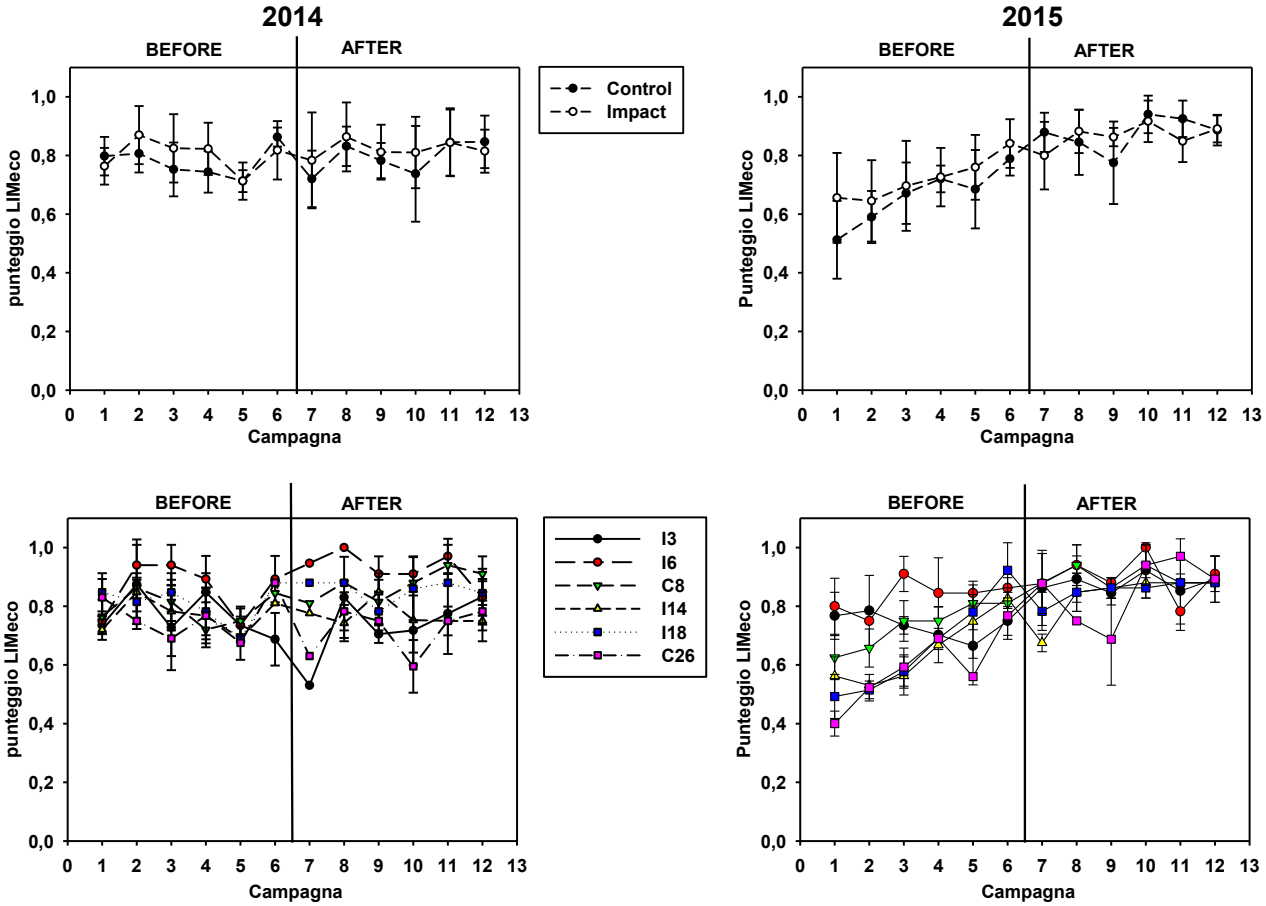


Fig. 6.8 - Punteggio dell'indice LIMeco calcolato per le stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 campionate durante le campagne di misura della sperimentazione BACI nel 2014 (grafici a sinistra) e nel 2015 (grafici a destra). Sono indicati i due periodi before e after, rispettivamente prima e dopo la variazione di portata, e le percentuale di DMV previsti da progetto nelle prime 6 campagne di misura (12% - before) e nelle ultime 6 campagne di misura (12% e 5% - after).

L'analisi della varianza a due vie è risultata statisticamente significativa per tutti i parametri chimico-fisici analizzati e per gli indici LIM e LIMeco. I parametri sono significativamente differenti non solo per i fattori singoli stazione ($p<0,001$) e tempo (campagne) ($p<0,001$) ma sono anche dipendenti dall'interazione dei due fattori ($p<0,001$). Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile però valutare i risultati del test post-hoc e l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. Le tabelle dalla 6.3 alla 6.10 mostrano le differenze statisticamente significative tra coppie di stazioni, è stato deciso di riportare solo i tempi e le coppie per i parametri per cui il test post-hoc è risultato significativo.
Come già evidenziato nelle figure precedenti sia la stazione 3 che la stazione 26 hanno valori statisticamente differenti da tutte le restanti stazioni studiate (tabelle 6.3 e 6.4). Nel 2014 durante il primo trimestre di sperimentazione la stazione 3 ha riportato valori di nitrato statisticamente maggiori rispetto alla stazione 14 e 26 nel tempo t1 e statisticamente inferiori rispetto alla stazione 26 nei tempi t5 e t6. Sempre nello stesso trimestre la stazione 26 ha mostrato valori statisticamente maggiori rispetto a tutte le stazioni nei tempi t1, t5 e t6. Significativamente maggiori sono state le concentrazioni di nitrato misurate nelle stazione 26 rispetto alle altre 5 stazioni studiate anche nel secondo trimestre di sperimentazione (t7 e t8). In tale periodo si riconferma anche nel tempo t10 valori maggiori di concentrazione della stazione 3 rispetto alla 6, alla 8, alla 14 e alla 18. Come già discusso tali differenze sono dovuti all'ingresso del torrente Guerna nel tratto della stazione 3 e all'apporto di acque sub-superficiali ricche di nitrato per la stazione 26. Anche nel 2015 è confermato che la stazione 26 si discosta da tutte le altre stazioni per concentrazioni di nitrato statisticamente maggiori sia nel primo che nel secondo trimestre di sperimentazione.
Solo per l'anno 2015 nel primo trimestre di sperimentazione si evidenzia una differenza significativa nelle concentrazioni di fosforo totale tra la stazione 3 e la stazione 26, oltre che tra la stazione 3 e la stazione 18 e tra la stazione 6 con

le stazioni 18 e 26. Tale risultato conferma come le concentrazioni di fosforo totale abbiano un andamento crescente da monte verso valle e quindi cresca seguendo l'ordine monte valle delle stazioni 3, 6, 8, 14, 18 e 26 (tabella 6.5).

Tab. 6.3 - Anno 2014. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative delle concentrazioni di nitrato tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2014 $N_NO_3^-$	t1		t5		t6		t7		t8		t10	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6											0,96	***
3-8											0,87	***
3-14	0,28	***									1,07	***
3-18											0,77	***
3-26	0,38	***	-0,52	***	-0,34	***			-0,31	***		
6-26	0,26	***	-0,60	***	-0,47	***	-0,35	***	-0,45	***		
8-26			-0,57	***	-0,46	***	-0,27	***	-0,39	***		
14-26			-0,54	***	-0,40	***	-0,27	***	-0,35	***		
18-26			-0,53	***	-0,42	***	-0,30	***	-0,51	***		

Tab. 6.4 - Anno 2015. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative delle concentrazioni di nitrato tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2015 $N_NO_3^-$	t1		t2		t4		t5		t6		t8		t9	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6														
3-8														
3-14														
3-26	-0,32	***									-0,37	*	-0,35	***
6-26	-0,41	***	-0,26	***	-0,28	***	-0,46	***	-0,30	**			-0,35	**
8-26	-0,26	***	-0,33	*	-0,31	***	-0,41	***	-0,39	***	-0,47	***	-0,36	***
14-26	-0,34	***					-0,38	***	-0,36	***	-0,42	***	-0,26	**
18-26	-0,27	***					-0,40	***	-0,32	***	-0,38	***	-0,34	***

Tab. 6.5 - Anno 2015. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative delle concentrazioni di fosforo totale tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2015 TP	t1		t2		t3	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-18			-60	***		
3-26	-62	***	-75	***		
6-18			-64	***		
6-26			-80	***	-57	***

La domanda chimica di ossigeno ha ancora una volta evidenziato come la stazione 26 durante alcune campagne di misura si discosti dalle restanti stazioni studiate, in particolare nel 2014 al tempo t7 ha valori maggiori di COD così come nel 2015 al tempo t3 mostra invece valori minori (tabella 6.6). Anche la stazione 8 ha valori di COD statisticamente maggiori rispetto alla stazione 18 nel 2014 al tempo t7, mentre sono minori rispetto alla stazione 3 nel tempo t3 e t12 del 2015.

Tab. 6.6 - Anno 2014 e anno 2015. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative della domanda chimica di ossigeno tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2014 COD	t7	
coppia stazioni	differenza	p
3-26	-12,75	***
6-26	-15,64	***
8-18	5,68	***
8-26	-11,98	***
14-26	-14,83	***
18-26	-17,66	***

2015 COD	t3		t8		t12	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-8	-5,72	*			-5,28	*
6-26			8,20	***		
8-26			5,64	*		
14-26			5,68	***		
18-26			5,08	**		

Nel 2014 l'indice LIM risulta statisticamente differente tra la stazione 6 e tutte le restanti stazioni in particolare nel secondo trimestre di sperimentazione: la stazione 6 ha stato di qualità elevato mentre le altre stazioni buono. Al tempo t6 anche la stazione 26 ha stato di qualità maggiore rispetto alle stazioni 8 e e 14 (tabella 6.7).
Nel 2015 le uniche differenze significative tra coppie di stazioni che determinano un cambiamento di classe sono durante il tempo t7. La stazione 3 ha uno stato di qualità più basso della stazione 6 e della stazione 26 e più alto della stazione 14 e della stazione 18. La stazione 8 ha stato di qualità più alto delle stazioni 14 e 18, ma più basso della stazione 26 (tabella 6.8).

Tab. 6.7 - Anno 2014. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative del punteggio di LIM tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2014 LIM	t1		t6		t7		t9		t11	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6					-165	***				
3-14	60	***			-108	***				
3-18					-120	***				
3-26					50	***				
6-8	60	***			125	***				
6-14	100	***			57	***			90	***
6-18									100	***
6-26					215	***	80	*	110	*
8-14					-68	***				
8-18					-80	***			80	*
8-26			-60	***	90	***			0,22	***
14-26	-70	***	-80	*	158	***			0,22	***
18-26					170	***				

Tab. 6.8- Anno 2015. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative del punteggio di LIM tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2015 LIM	t1		t2		t6		t7		t8		t9		t10		t11	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6							-165	***			-70	*	-90	*	-70	*
3-8									115	***						
3-14							-108	***								
3-18							-120	***								
3-26									110	***						
6-8			80	***			125	***	125	***			108	**		
6-14	100	***	80	***	70	***									90	**
6-18											110	***	70	*	100	***
6-26			90	***			215	***	120	***	80	**	138	***	110	***
8-14							-68	**	-80	**					70	*
8-18							-80	**							80	**
8-26							90	**							90	**
14-26	-70	*			-80	**	158	***	75	**			78	*		
18-26							170	***					68	*		

Nel 2014 la stazione 3 ha stato di qualità più basso rispetto alle stazioni 6, 8, 14 e 18 al tempo t7, non c'è alcun cambiamento di stato durante la campagna del tempo t9. La stazione 6 ha un punteggio statisticamente maggiore rispetto alla stazione 26 nella maggior parte del secondo trimestre di sperimentazione, ma il cambiamento di classe è presente solo ai tempi t7 e t10. Anche la differenza tra la stazione 6 e la stazione 14 non determina però un cambiamento di classe. La stazione 26 è statisticamente differente dalla stazione 8 e dalla 18 rispettivamente nei tempi t10 e t7, presenta infatti uno stato di qualità più basso (tabella 6.9). Nel 2015 la stazione 3 ha stato di qualità più alto di una classe rispetto alle stazioni 14, 18 e 26 al tempo t1, non c'è alcun cambiamento di stato durante la campagna del tempo t5 tra la stazione 3 e la stazione 6. La stazione 6 ha un punteggio statisticamente maggiore e una classe di qualità maggiore rispetto alle stazioni 14, 18 e 26 nel primo trimestre di sperimentazione. È significativa anche la differenza tra la stazione 8 e la stazione 26 con quest'ultima avente uno stato di qualità peggiore. Nessun cambiamento di stato è presente tra la stazione 8 e la stazione 14 al tempo t7. La stazione 26 è statisticamente differente con stato di qualità peggiore rispetto alla stazione 18 nel tempo t5 (tabella 6.10).

Tab. 6.9 - Anno 2014. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative del punteggio di LIMeco tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2014 LIMeco	t3		t7		t8		t9		t10		t11	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6			-0,42	***			-0,21	***				
3-8			-0,28	***								
3-14			-0,25	***								
3-18			-0,35	***								
6-14					0,26	***					0,22	***
6-26	0,25	***	0,32	***	0,22	***			0,32	*	0,22	***
8-26									0,29	*		
18-26			0,25	***								

Tab. 6.10 - Anno 2015. Risultati del test post-hoc least square means (lsmeans). Differenze significative del punteggio di LIMeco tra coppie di stazioni. Sono riportati solo i tempi o le campagne di misura in cui il test è risultato significativo.

2015 LIMeco	t1		t2		t3		t5		t7	
coppia stazioni	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p	differenza	p
3-6							-0,21	***		
3-14	0,21	**								
3-18	0,28	***								
3-26	0,37	***								
6-14			0,22	***	0,35	***				
6-18			0,24	***	0,33	***				
6-26	0,40	*	0,23	***	0,32	***	0,29	***		
8-14									0,21	***
8-26	0,23	*					0,25	***		
18-26							0,22	***		

MACROINVERTEBRATI E ALGHE BENTONICHE

Portate

In tabella 6.11 è riportata la portata media per ogni stazione nei periodi intercorsi tra un campionamento e l'altro a partire dalla data di inizio sperimentazione BACI (01/04/2015).
In tabella 6.12 è riportata la percentuale di DMV per ogni stazione nei periodi intercorsi tra un campionamento e l'altro a partire dalla data di inizio sperimentazione BACI (01/04/2015).
In tabella 6.13 è riportato il numero di giorni di solo DMV in alveo per ogni stazione nei periodi intercorsi tra un campionamento e l'altro a partire dalla data di inizio sperimentazione BACI (01/04/2015).
Tab. 6.11 - Portata media per ogni stazione e per ogni campagna della sperimentazione BACI 2015.

	3	8	14	18	26
	$m^3 s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$
29-apr	7,1	9,9	10,8	7,9	10,6
27-mag	8,5	12,9	12,4	11,4	13,5
29-giu	7,9	17,5	15,1	10,7	11,2
28-lug	6,8	23,7	12,8	12,4	14,7
11-ago	3,8	10,5	10,4	9,2	11,8
10-set	5,3	18,4	8,1	7,3	10,4

Tab. 6.12 - Percentuale di DMV per ogni stazione e per ogni campagna della sperimentazione BACI 2015.

	3	8	14	18	26
	%	%	%	%	%
29-apr	12,2	16,8	18,3	13,2	16,5
27-mag	14,7	21,9	20,9	18,8	20,9
29-giu	13,7	29,9	25,5	17,8	17,4
28-lug	11,7	40,4	21,6	20,6	22,9
11-ago	6,6	17,8	17,6	15,3	18,4
10-set	9,1	31,3	13,7	12,1	16,1

Tab. 6.13 - Numero di giorni di solo DMV in alveo per ogni stazione e per ogni campagna della sperimentazione BACI 2015.

	3	8	14	18	26
%DMV	*12*	*12*	*12*	*12*	*12*
29-apr	29	0	0	13	4
27-mag	0	0	0	2	2
29-giu	12	0	0	3	2
%DMV	*5*	*12*	*5*	*5*	*12*
28-lug	0	0	0	0	0
11-ago	0	0	0	0	0
10-set	2	8	0	0	2

Numero di famiglie

Il numero di famiglie rinvenute nei 2 anni di campionamento è di 74; 60 delle quali sono state rinvenute nel 2014 e 69 nel 2015. Per entrambi gli anni l'andamento del numero di famiglie per ogni stazione nelle 6 date di campionamento è riportato in figura 6.9.

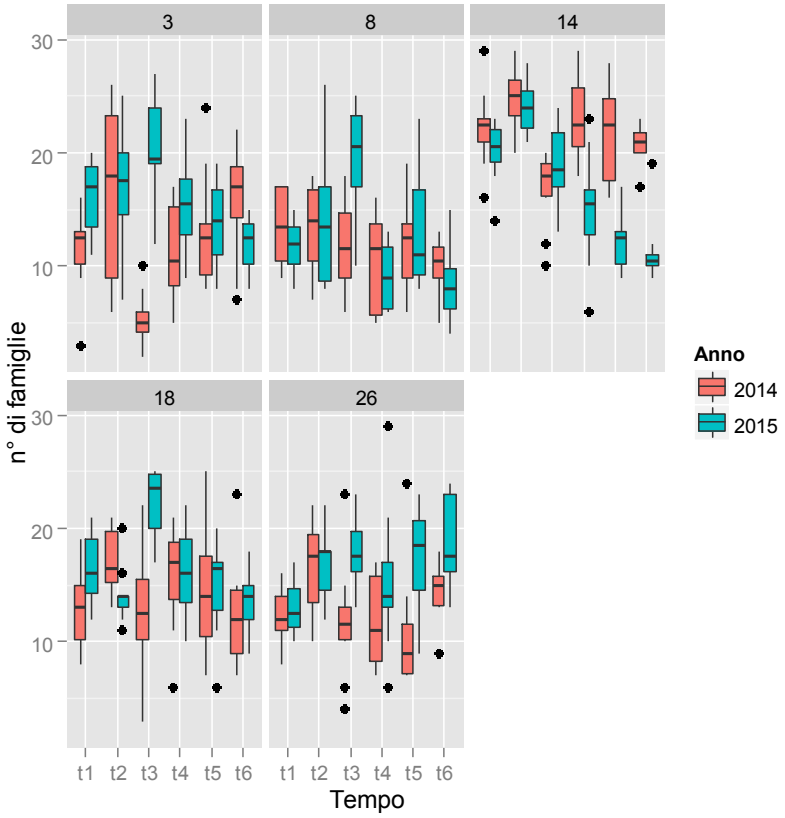


Fig. 6.9 - Andamento del numero di famiglie per ogni stazione nelle 6 date di campionamento per gli anni 2014 e 2015.

Il fattore stazione ($p<0,001$, $df=3$), il fattore tempo ($p<0,001$, $df=5$) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$, $df=15$) sono risultati significativi. Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile valutare i risultati del test post-hoc e

l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. In figura 6.10 sono riportati il numero medio di famiglie e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento. È possibile osservare come vi sia un andamento temporale non molto marcato, in particolar modo un aumento del numero di famiglie nella terza data di campionamento. La stazione 3, quella in cui si sono avute le portate inferiori nelle date di campionamento 4, 5 e 6 non presenta andamenti particolarmente diversi da quelli presenti nelle altre stazioni. Le maggiori differenze si riscontrano nella terza e nella sesta data di campionamento, in cui la stazione 8 risulta avere un numero di famiglie significativamente inferiore rispetto a quello delle altre 3 stazioni. Nella sesta data di campionamento il numero di famiglie presenti nella stazione 3 è significativamente inferiore rispetto a quello della stazione 6, ma non rispetto a quello delle altre 2 stazioni di campionamento.

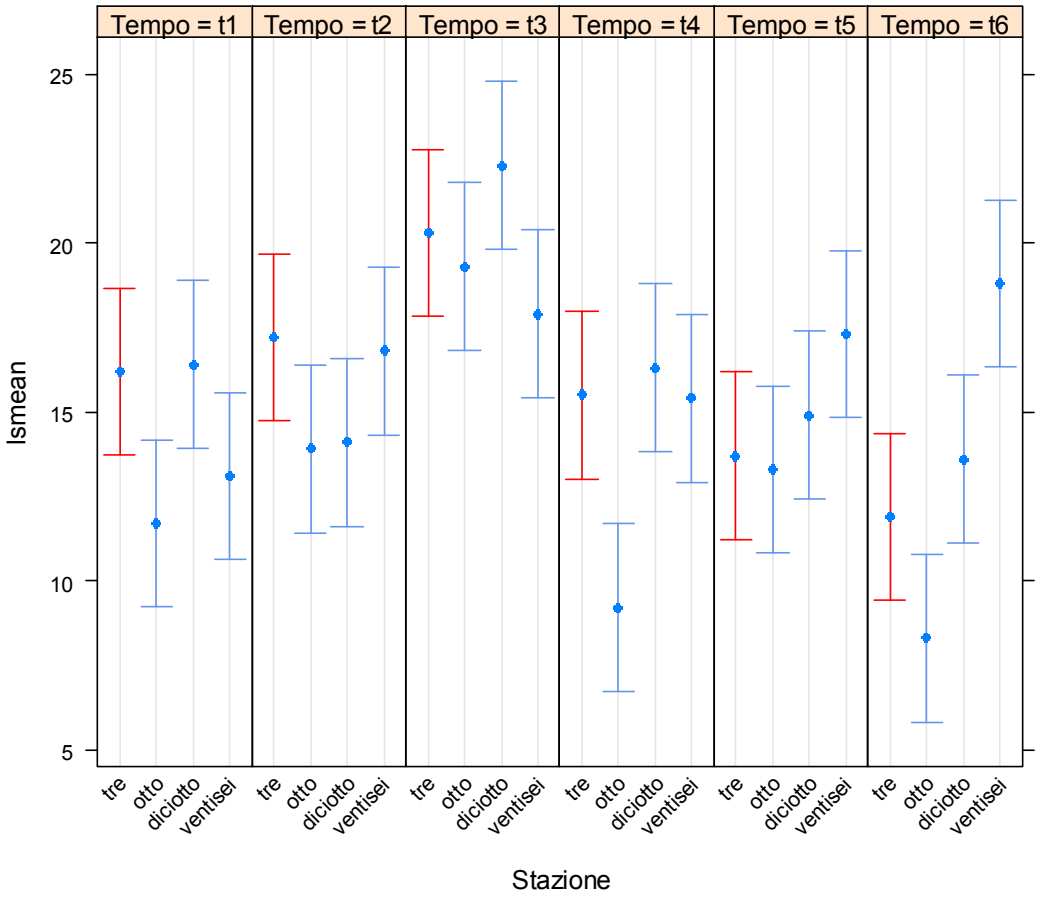


Fig. 6.10 - Numero medio di famiglie e relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento del 2015.

Abbondanza

Il numero di organismi rinvenuti nei 2 anni di campionamento è di 205051, di cui 100377 nel 2014 e 104674 nel 2015. Per entrambi gli anni l'andamento del numero di organismi per ogni stazione nelle 6 date di campionamento in scala logaritmica è riportato in figura 6.11.

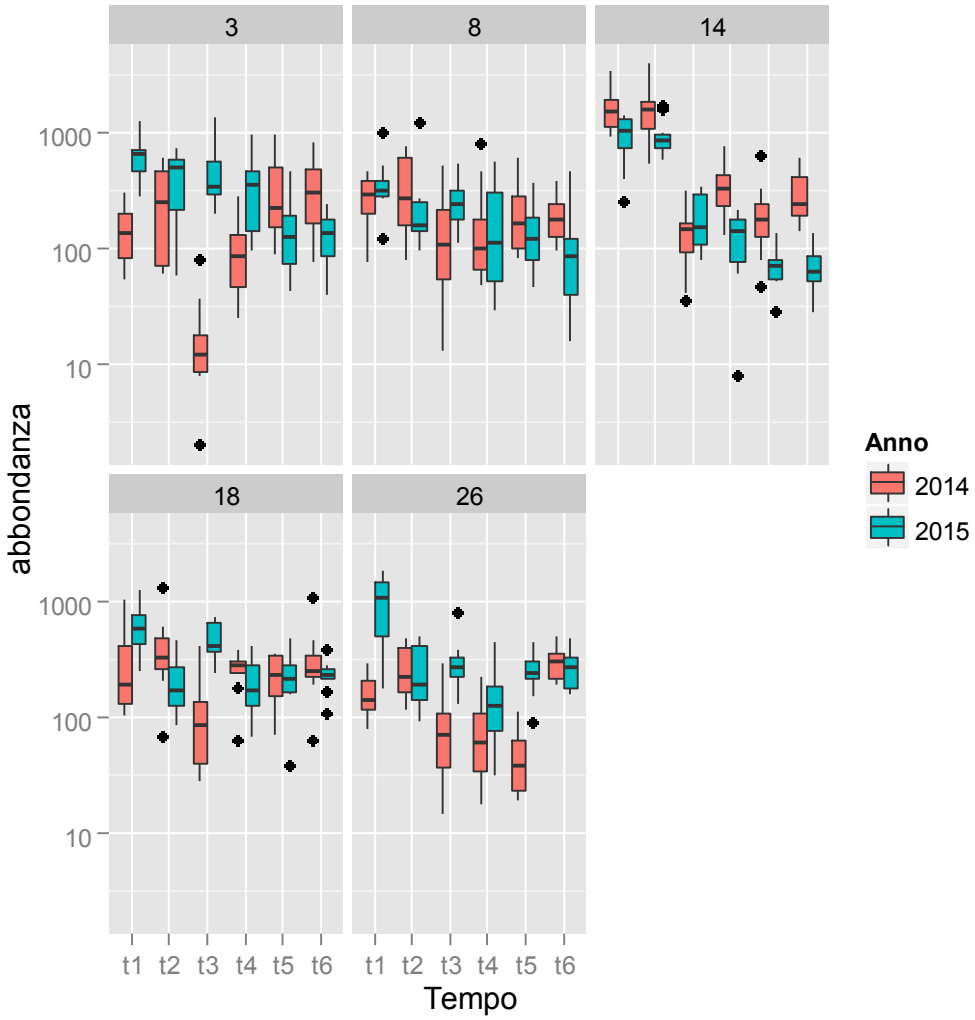


Fig. 6.11 - Numero di organismi per ogni stazione nelle 6 date di campionamento 2014 e 2015. Il numero di organismi è riportato in scala logaritmica.

Il fattore stazione ($p<0,001$, df=3), il fattore tempo ($p<0,001$, df=5) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$, df=15) sono risultati significativi. Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile valutare i risultati del test post-hoc e l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. In figura 6.12 sono riportati il numero medio di organismi e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento. Durante il primo trimestre di sperimentazione sono state individuate differenze significative nel tempo t1 tra la stazione 8 e la stazione 26 (650 organismi di differenza, $p <0,050$); nel tempo t3 tra la stazione 8 e la stazione 18 (226 organismi di differenza, $p<0,01$). Per quanto riguarda il secondo trimestre di sperimentazione sono state evidenziate differenze significative nel tempo t6 tra la stazione 3 e la stazione 18 (103 organismi di differenza, $p<0,01$), tra la stazione 3 e la stazione 26 (142 organismi di differenza, $p<0,01$), tra la stazione 8 e la stazione 18 (125 organismi di differenza, $p<0,05$) e tra la stazione 8 e la stazione 26 (164 organismi di differenza, $p<0,01$).

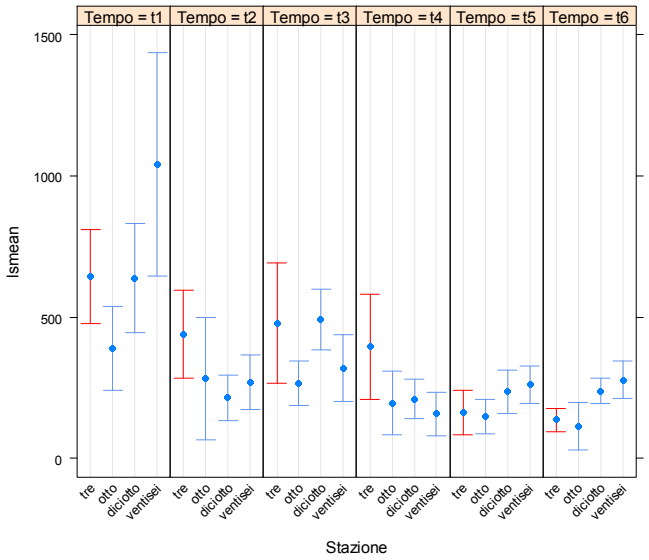


Fig. 6.12 - Numero medio di organismi e relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento del 2015.

Numero di famiglie EPT

Il numero di famiglie EPT rinvenute nei 2 anni di campionamento è di 17; 14 delle quali sono state rinvenute nel 2014 e 17 nel 2015. Per entrambi gli anni l'andamento del numero di famiglie per ogni stazione nelle 6 date di campionamento è riportato in figura 6.13.

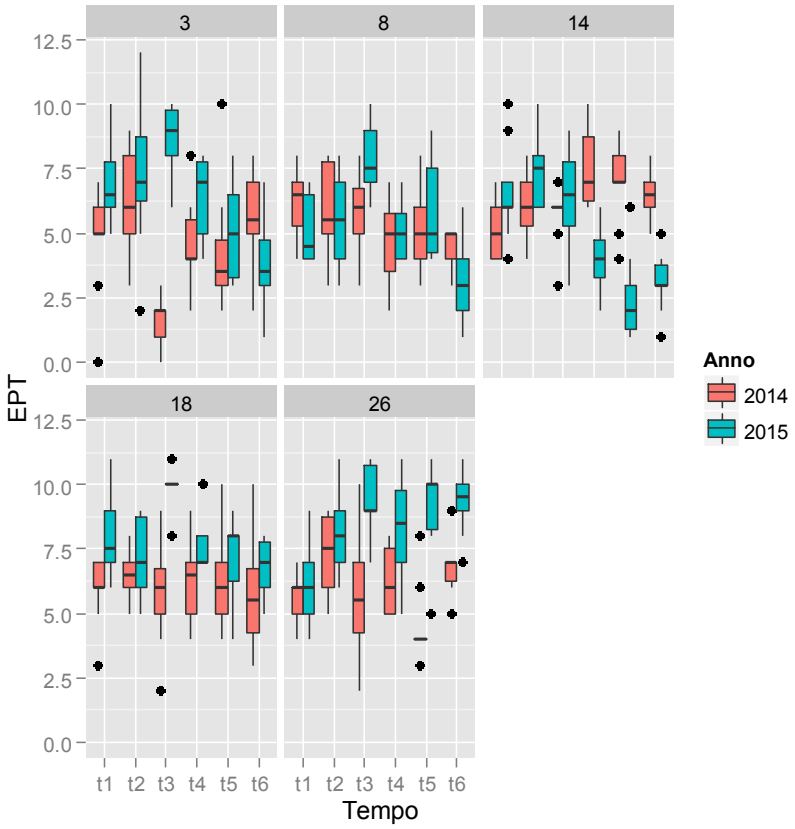


Fig. 6.13 - Numero di famiglie EPT per ogni stazione nelle 6 date di campionamento per gli anni 2014 e 2015.

Il fattore stazione ($p<0,001$, df=3), il fattore tempo ($p<0,001$, df=5) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$, df=15) sono risultati significativi. Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile valutare i risultati del test post-hoc e l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. In figura 6.14 sono riportati il numero medio di famiglie e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento. Durante il primo trimestre di sperimentazione sono state individuate differenze significative nel tempo t1 tra la stazione 8 e la stazione 18 (2,9 famiglie di differenza, $p<0,01$); nel tempo t2 tra la stazione 26 (2,5 famiglie di differenza, $p<0,01$); nel tempo t3 tra la stazione 8 e la stazione 18 (1,9 famiglie di differenza, $p<0,05$). Per quanto riguarda il secondo trimestre di sperimentazione sono state evidenziate differenze significative nel tempo t4 tra la stazione 3 e la stazione 26 (2,1 famiglie di differenza, $p<0,05$) e tra la stazione 8 e le stazioni 18 (2,6 famiglie di differenza, $p<0,01$) e 26 (3.4 famiglie di differenza, $p<0,001$); nel tempo t5 tra la stazione 3 e le stazioni 8 (2,2 famiglie di differenza, $p<0,05$) e 26 (4,0 famiglie di differenza, $p<0,001$) e tra la stazione 8 e la stazione 26 (2,8 famiglie di differenza, $p<0,001$); nel tempo t6 tra la stazione 3 e le stazioni 18 (2,9 famiglie di differenza, $p<0,001$) e 26 (5,5 famiglie di differenza, $p<0,001$), tra la stazione 8 e le stazioni 18 (3,5 famiglie di differenza, $p<0,001$) e 26 (6,1 famiglie di differenza, $p<0,001$) e tra la stazione 18 e la stazione 26 (2,6 famiglie di differenza, $p<0,01$).

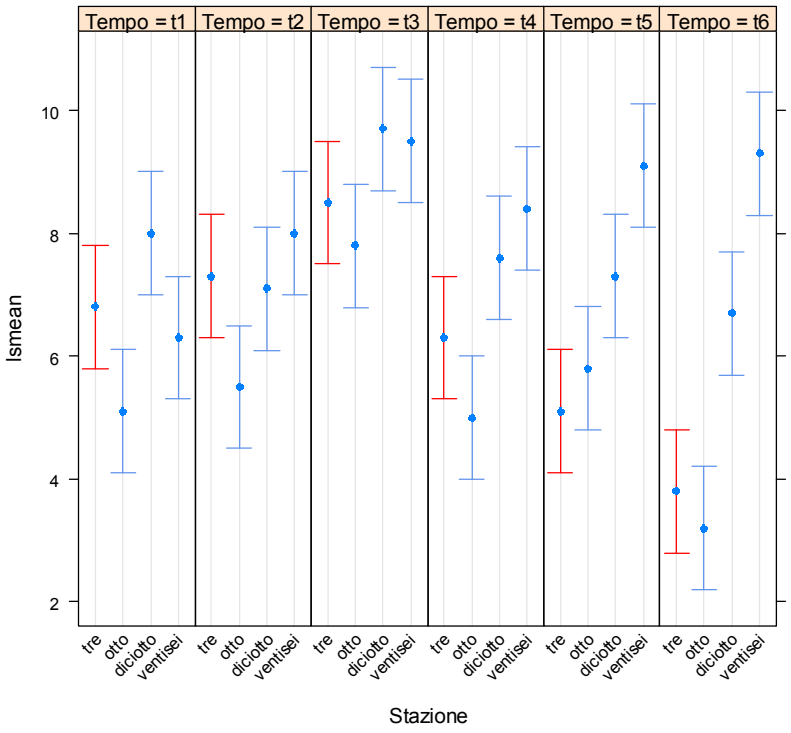


Fig. 6.14 - Numero medio di famiglie EPT e relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento del 2015.

Abbondanza EPT

Il numero di organismi EPT rinvenuti nei 2 anni di campionamento è di 63191, di cui 28023 nel 2014 e 35168 nel 2015. Per entrambi gli anni l'andamento del numero di organismi per ogni stazione nelle 6 date di in figura 6.15.

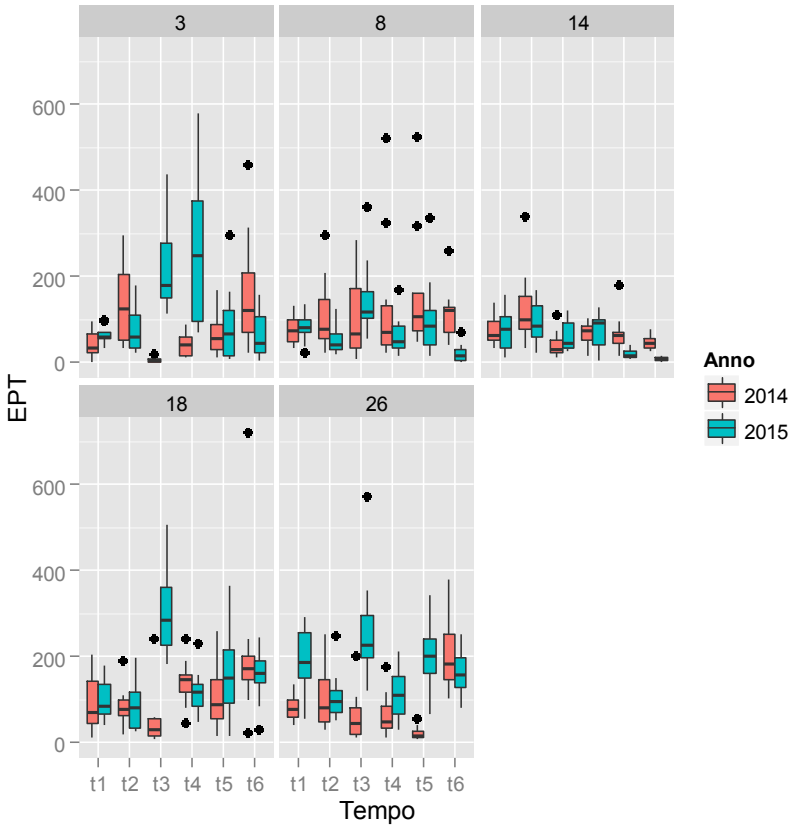


Fig. 6.15 - Numero di organismi EPT per ogni stazione nelle 6 date di campionamento 2014 e 2015.

Il fattore stazione ($p<0,001$, df=3), il fattore tempo ($p<0,001$, df=5) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$, df=15) sono risultati significativi. Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile valutare i risultati del test post-hoc e l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. In figura 6.16 sono riportate le abbondanze medie degli organismi EPT e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento. Durante il primo trimestre di sperimentazione sono state individuate differenze significative nel tempo t1 tra la stazione 26 e le stazioni 3 (123 organismi EPT di differenza, $p<0,001$), 8 (107 organismi EPT di differenza, $p<0,01$) e 18 (86 organismi EPT di differenza, $p<0,05$); nel tempo t2 tra la stazione 8 e la stazione 26 (57 organismi EPT di differenza, $p<0,05$) e nel tempo t3 tra la stazione 8 e la stazione 18 (159 organismi EPT di differenza, $p<0,01$). Per quanto riguarda il secondo trimestre di sperimentazione sono state evidenziate differenze significative nel tempo t4 tra la stazione 3 e la stazione 18 (191 organismi EPT di differenza, $p<0,01$); nel tempo t5 tra la stazione 26 e le stazioni 3 (118 organismi EPT di differenza, $p<0,05$) e 18 (101 organismi EPT di differenza, $p<0,05$); nel tempo t6 tra la stazione 3 e le stazioni 18 (91 organismi EPT di differenza, $p<0,01$) e 26 (101 organismi EPT di differenza, $p<0,001$) e tra la stazione 8 e le stazioni 18 (134 organismi EPT di differenza, $p<0,001$) e 26 (144 organismi EPT di differenza, $p<0,001$).

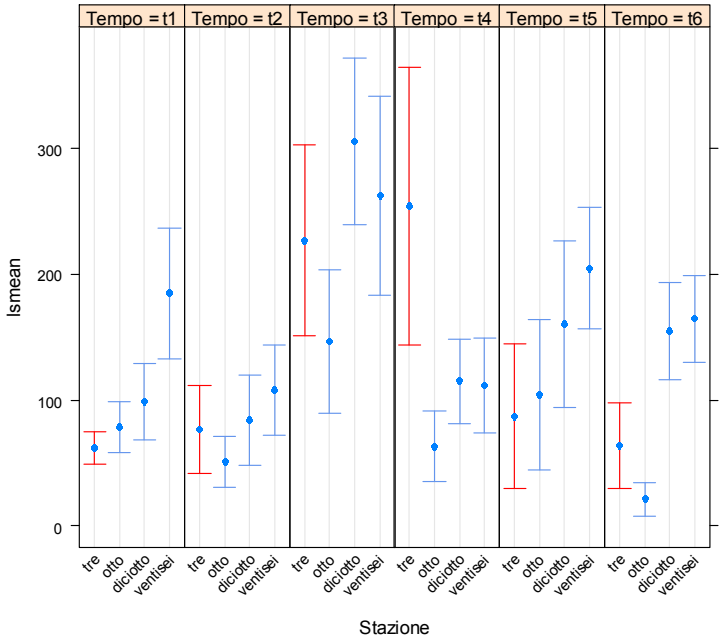


Fig. 6.16 – Abbondanza degli organismi e relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento del 2015.

Diversità Funzionale

Per entrambi gli anni l'andamento della diversità funzionale per ogni stazione nelle 6 date di campionamento è riportato in figura 6.17.

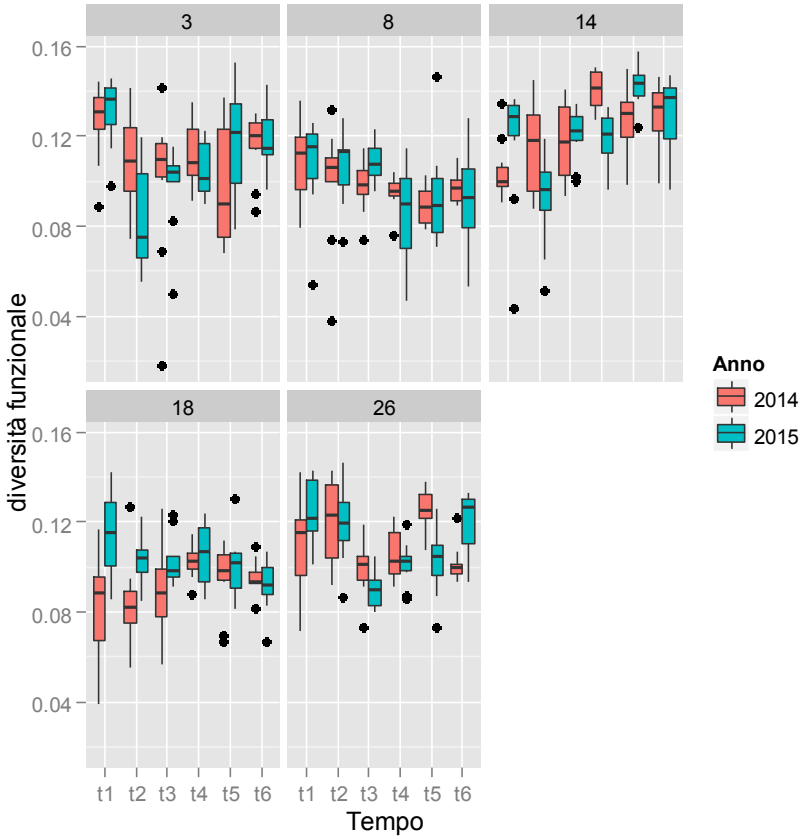


Fig. 6.17 - Andamento della diversità funzionale per ogni stazione nelle 6 date di campionamento per gli anni 2014 e 2015.

Il fattore stazione ($p<0,01$, $df=3$), il fattore tempo ($p<0,001$, $df=5$) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$, $df=15$) sono risultati significativi. Più che valutare la significatività dell'ANOVA è utile valutare i risultati del test post-hoc e l'entità delle differenze tra le diverse stazioni. In figura 6.18 sono riportati il numero medio di organismi e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento. Durante il primo trimestre di sperimentazione sono state individuate differenze significative nel tempo t1 tra la stazione 3 e la stazione 8 ($p<0,05$); nel tempo t2 tra la stazione 3 e le stazioni 8 (<0,05), 18 (<0,05) e 26 (<0,001). Per quanto riguarda il secondo trimestre di sperimentazione sono state evidenziate differenze significative nel tempo t5 tra la stazione 3 e la stazione 8 ($p<0,05$); nel tempo t6 tra la stazione 3 e le stazioni 8 (<0,01) e 18 (<0,01), tra la stazione 26 e le stazioni 8 ($p<0,01$) e 18 ($p<0,01$).

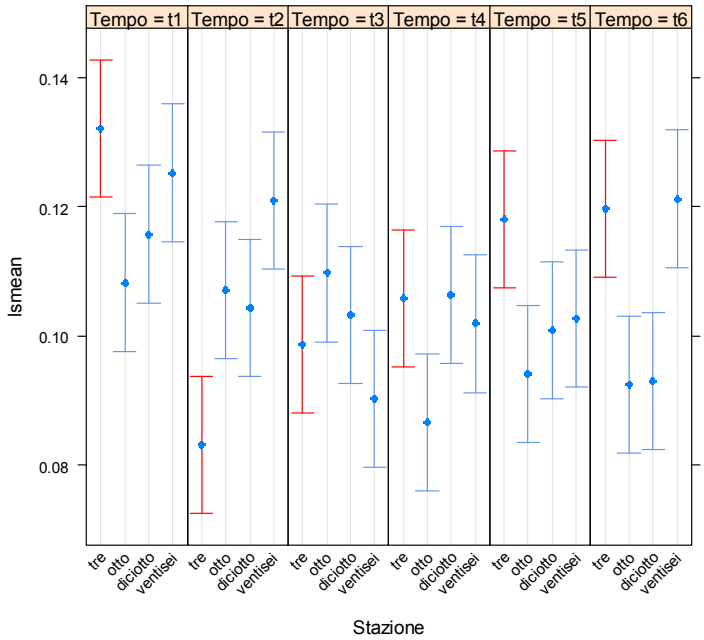


Fig. 6.18 – Diversità funzionale e relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento per il 2015.

Composizione della comunità

In figura 6.19 è mostrata una rappresentazione multivariata dei dati (nMDS), mettendo in evidenza sia il fattore tempo che il fattore stazione. I risultati della PERMANOVA evidenziano come il fattore stazione ($p<0,001$), il fattore tempo ($p<0,001$) e l'interazione tra questi 2 fattori ($p<0,001$) siano statisticamente significativi. I risultati dei confronti a coppie all'interno di ogni campagna di campionamento sono mostrati in tabella 6.14. In generale questi risultati mostrano come vi sia una differenza tra le stazioni indagate in tutte le campagne di campionamento.

Tab. 6.14 - Confronti a coppie della composizione della comunità di macroinvertebrati tra le stazioni indagate all'interno di ogni campagna di campionamento. In arancio, verde e azzurro sono indicati i valori di significatività al 5, 1 e 0.1 %, rispettivamente.

	t1	t2	t3	t4	t5	t6
3-8	<0.01	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.001
3-18	<0.001	<0.01	<0.01	<0.001	<0.05	<0.001
3-26	<0.01	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
8-18	<0.01	0.19	<0.001	<0.001	0.27	<0.001
8-26	<0.001	<0.01	<0.001	<0.01	<0.01	<0.001
18-26	<0.001	<0.01	<0.01	<0.05	<0.001	<0.001

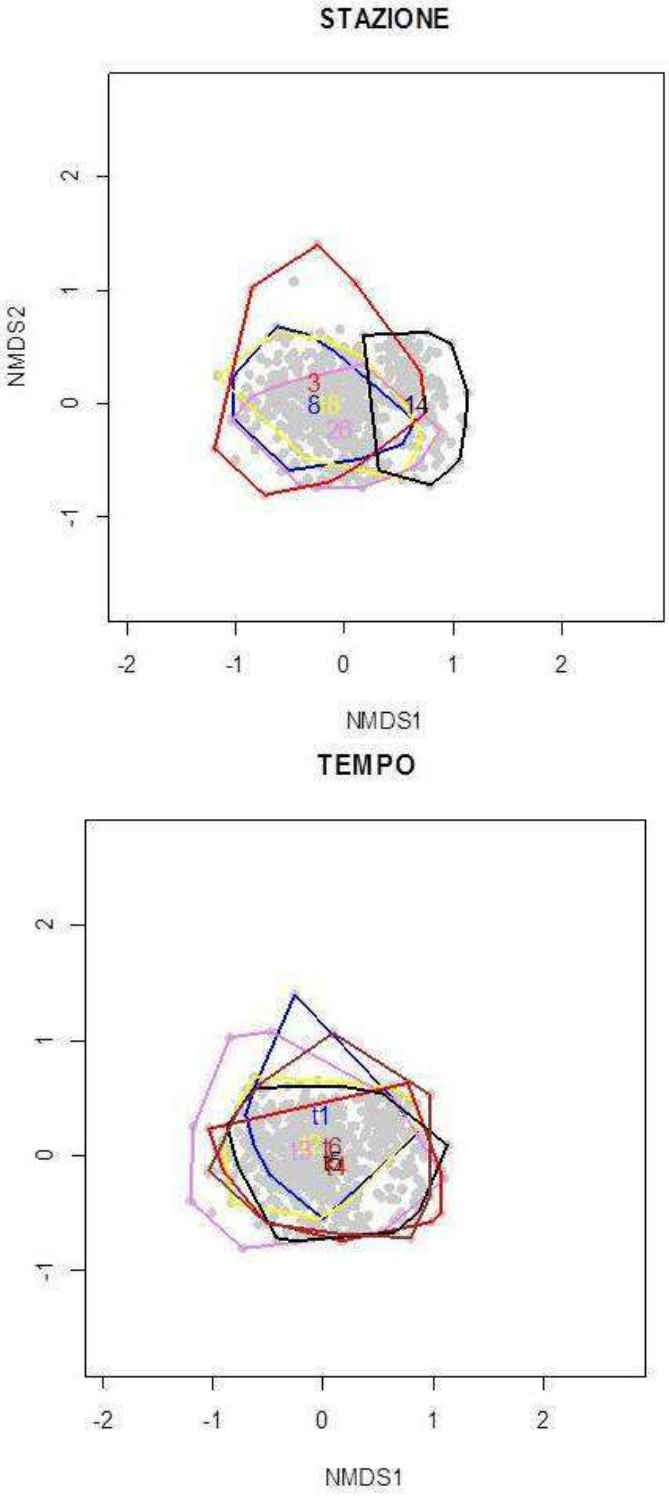


Fig. 6.19 - Rappresentazione multivariata dei dati di composizione della comunità di macroinvertebrati (nMDS). I diversi poligoni delimitano l'area all'interno della quale sono contenuti i punti relativi ad un livello di un determinato fattore (fattore stazione nella figura a sinistra e fattore tempo nella figura di destra).

6.2.2. ALGHE BENTONICHE

Evoluzione della biomassa algale

I risultati della campagna estiva per entrambi gli anni di sperimentazione BACI sono presentati in figura 6.20. Le diverse caratteristiche idrologiche dei due anni di sperimentazione hanno influito sulla concentrazione di clorofilla a nelle stazioni di campionamento indagate, con concentrazioni maggiori nell'anno con portate medie inferiori.

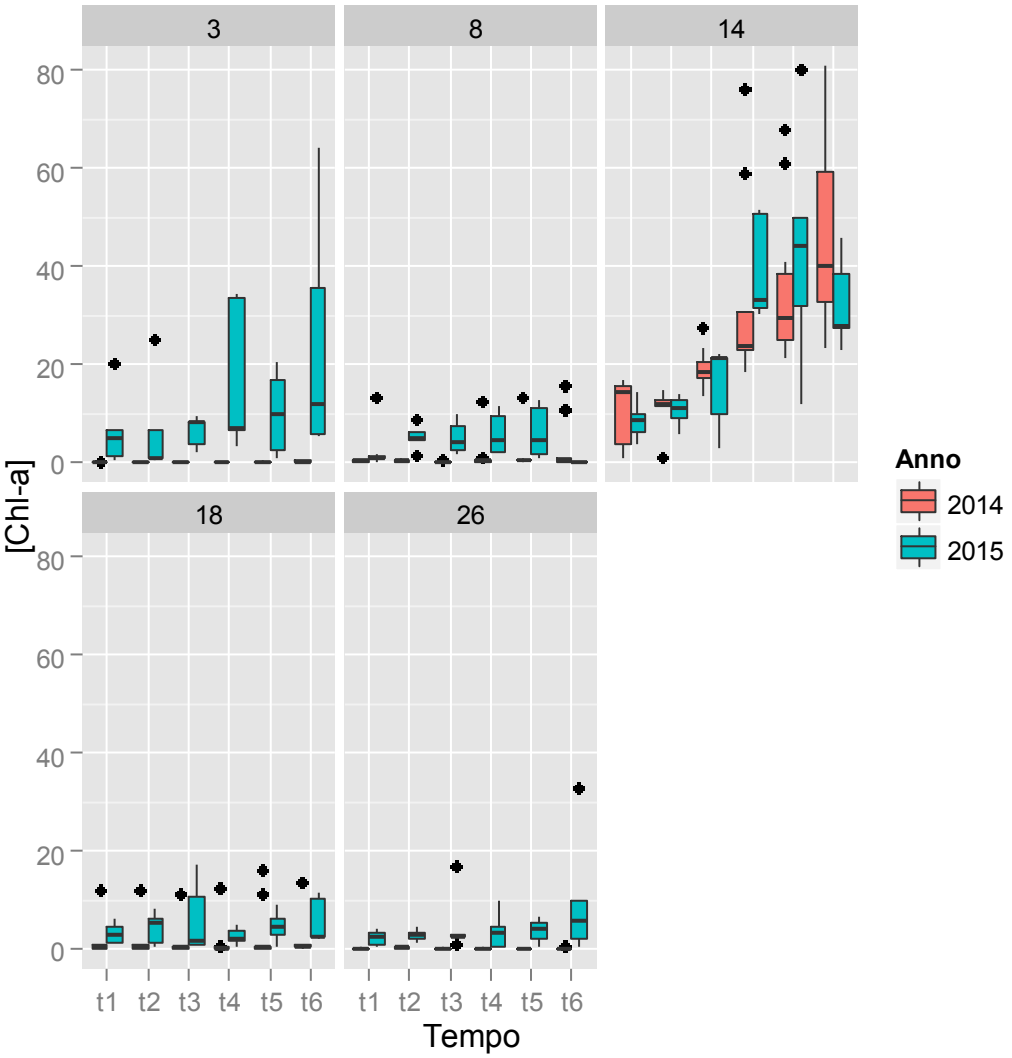


Fig. 6.20 - Concentrazione di Chl-*a* per ogni stazione nelle 6 date di campionamento per gli anni 2014 e 2015.

I fattori stazione (p<0,001), tempo (p<0,001) e l'interazione tra questi 2 fattori (p<0,001) influenzano la biomassa algale in modo significativo in entrambi gli anni di sperimentazione. In figura 6.21 è riportata la biomassa algale (espressa come µg Chl-*a* cm^{-2}) e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento per l'anno 2014. Fondamentalmente la comparazione a coppie mette in evidenza la differenza tra la stazione 14 e le altre, con piccole differenze tra la stazione 3 e le stazioni 8 (0,20 µg cm^{-2}, p<0,01) e 26 (0,08 µg cm^{-2}, p<0,05) nella prima campagna, tra la stazione 3 e le stazioni 8 (0,24 µg cm^{-2}, p<0,05) e 26 (0,16 µg cm^{-2}, p<0,05) nella seconda campagna, tra la stazione 3 e la stazione 8 nella terza campagna (0,16 µg cm^{-2}, p<0,001).

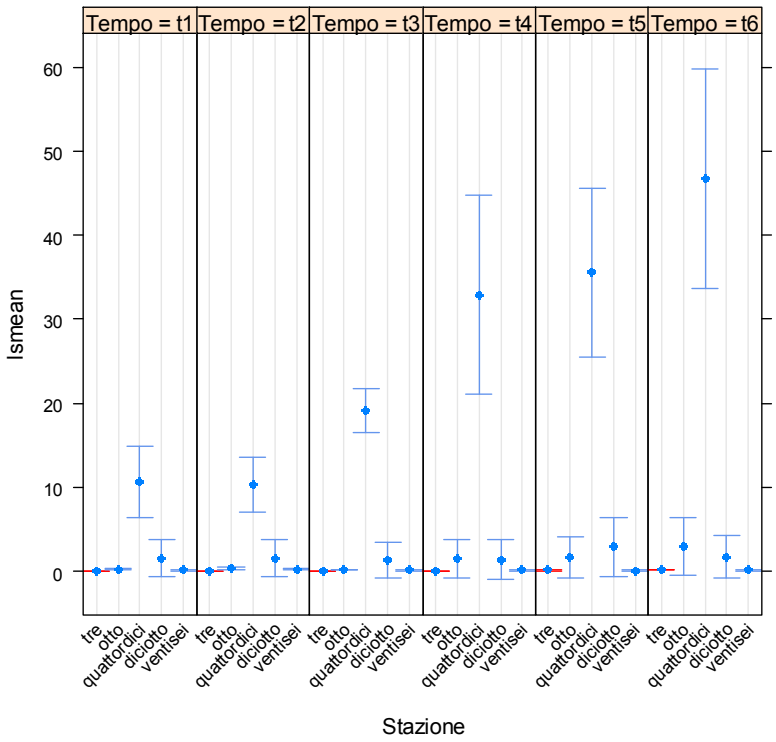


Fig. 6.21 - Biomassa algale (espressa come µg Chl-*a* cm^{-2}) e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento per l'anno 2014.

In figura 6.22 è riportata la biomassa algale (espressa come µg Chl-*a* cm^{-2}) e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento per l'anno 2015. Nel primo trimestre di sperimentazione sono state rilevate differenze significative nella concentrazione di Chl-*a* fitoplantonica tra la stazione 14 e le stazioni 8 (5,4 µg cm^{-2}, $p<0,05$), 18 (6,2 µg cm^{-2}, $p<0,05$) e 26 (7,8 µg cm^{-2}, $p<0,001$) nella seconda data di campionamento.

Nella quarta campagna di campionamento le concentrazioni di Chl-*a* nella stazione 14 sono risultate significativamente diverse da quelle rilevate nelle stazioni 8 (33,5 µg cm^{-2}, $p<0,001$), 18 (36,8 µg cm^{-2}, $p<0,001$), e 26 (35,9 µg cm^{-2}, $p<0,001$) e tendenzialmente significative nella stazione 3 (22,6 µg cm^{-2}, $p<0,1$). Nella quinta data di campionamento la stazione 14 presenta concentrazioni di Chl-*a* significativamente diverse rispetto a quelle delle altre stazioni. Nella sesta data di campionamento, le concentrazioni di Chl-*a* nella stazione 14 sono risultate significativamente diverse da quelle rilevate nelle stazioni 8 (32,5 µg cm^{-2}, $p<0,001$), 18 (22,8 µg cm^{-2}, $p<0,001$), e 26 (22,5 µg cm^{-2}, $p<0,001$) e tendenzialmente significative tra la stazione 8 e la stazione 18 (5,62 µg cm^{-2}, $p<0,1$).

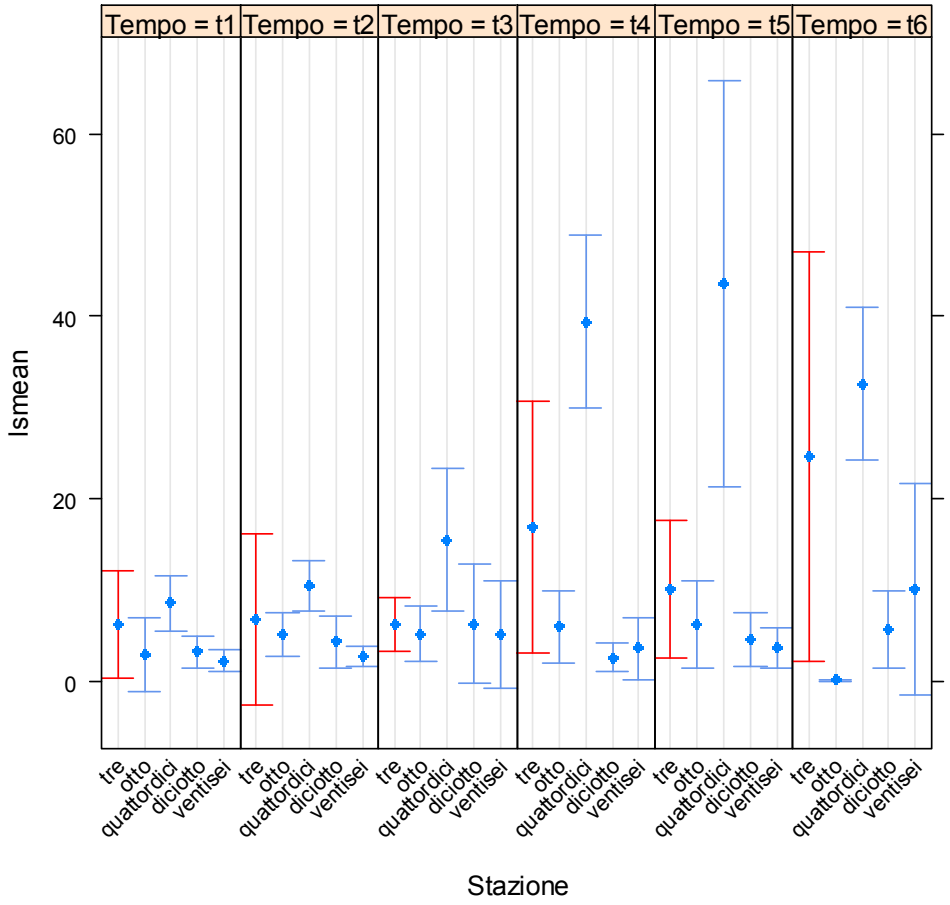


Fig. 6.22 - Biomassa algale (espressa come µg Chl-*a* cm^{-2}) e i relativi intervalli di confidenza al 95% per le diverse stazioni nelle 6 date di campionamento per l'anno 2015.

6.3 DISCUSSIONE

6.3.1 Chimica

Gli scenari di sperimentazione definiti dal disegno sperimentale BACI nelle 12 campagne di misura per l'azione chimico-fisica non sono stati rispettati a causa dell'anno eccezionalmente piovoso del 2014 e di problemi nella regolazione del lago e di gestione del sistema regolato nel 2015. Non è stato possibile svolgere un'analisi dei dati chimico-fisici in relazione alla condizione di controllo e di impatto, la discussione verte quindi sui valori di portata effettivamente in transito nelle sezioni fluviali indagate che sono risultati simili nei 6 mesi di indagine da aprile a settembre in entrambi gli anni di sperimentazione. Le 6 stazioni possono quindi essere considerate tutte stazioni di controllo, l'unica eccezione è la stazione 3 nel 2015 per la quale è stato rispettato il 12% DMV da aprile a giugno, mentre da luglio a settembre è risultato generalmente compreso tra il 5% e il 7% DMV. Focalizzando la discussione su questa stazione e sui mesi di impatto nel 2015, la maggior parte dei parametri chimico-fisici indagati hanno concentrazioni in linea con le restanti 5 stazioni caratterizzate da una percentuale di DMV maggiore dell'11%. L'azoto ammoniacale misurato nella stazione 3 ha valori più alti in alcune campagne di misura e questo è probabilmente determinato dall'ingresso puntiforme del torrente Guerna: il campionamento svolto lungo la sezione fluviale è consistito in 4 repliche distribuite dalla riva destra a quella sinistra, il valore medio ottenuto dalle 4 repliche è influenzato dall'effetto locale a livello di riva destra idrografica dell'ingresso del torrente Guerna. Sempre nel 2015 la concentrazione di fosforo totale nella stazione 3 è più bassa e simile a quella della stazione 6 rispetto alle altre stazioni di campionamento che si trovano più a valle durante tutti i 6 mesi di sperimentazione baci, tale risultato induce a ritenere che i tenori di fosforo totale non siano dipendenti dalla portata in transito, ma che ci sia un legame anche con il contesto territoriale e longitudinale in cui è sita

la stazione di studio. Nel 2015 la stazione di controllo 8 ha subito una variazione di portata da 6 a 50 $m^3 s^{-1}$ circa nelle ultime 3 campagne di misura (10, 11 e 12), i parametri chimico-fisici non hanno subito alcun effetto riportando anche in queste campagne valori simili alle campagne precedenti e alle altre 5 stazioni studiate. Infine, sia dai dati del 2014 che dai dati del 2015, è evidente come la stazione 3 sia influenzata a livello locale, acque fluviali transitanti in sponda destra, dall'ingresso puntiforme del torrente Guerna non solo per le concentrazioni di azoto ammoniacale, ma anche di azoto nitrico. In entrambi gli anni di sperimentazione, inoltre, la stazione 26 si discosta chiaramente dalle altre stazioni indagate per valori maggiori di concentrazione di azoto nitrico, soprattutto nei mesi estivi; tale differenza sembra essere indipendente dai valori di portata in transito. Come ribadito nel capitolo dei risultati e nell'approfondimento sull'interazione fiume-falda, il fiume Oglio sublacuale nel periodo estivo viene alimentato da acque sub-superficiali ricche di nitrato che vanno ad influenzare lo stato di qualità dello stesso fiume. La stazione 26 è localizzata in una sezione in cui il fiume è già diventato drenante e dove il prelievo di acque per scopi idroelettrici che abbassa la portata in transito nella sezione studiata favorisce il richiamo di acque di falda.

6.3.2 Macroinvertebrati

L'intenso sforzo di campionamento messo in atto in questa sperimentazione ha permesso di mettere in evidenza diverse proprietà della comunità di macroinvertebrati in relazione a variazioni contenute di portata. Gli scenari di portata sperimentali, utili per l'applicazione di un disegno sperimentale BACI, non sono stati rispettati e, di conseguenza, non è stato possibile effettuare il confronto tra le stazioni di controllo e quelle di impatto (Tab. 6.12). Le due stazioni di impatto considerate i questo studio (3 e 18) presentavano, anche durante il periodo di sperimentazione al 5 %, valori di portata superiori a quelli programmati. Tra le stazioni di impatto quella numero 3 è stata quella con minore portata in alveo, mentre la 18 presentava percentuali di portata naturali analoghe alle stazioni di controllo. Nonostante questo, i giorni di effettivo deflusso minimo vitale durante il periodo di sperimentazione al 5 % sono stati pari a 2 nella stazione numero 3. Per questo motivo i risultati verranno discussi sulla base dell'effettiva portata in alveo e non nell'ottica di un disegno sperimentale BACI e, di conseguenza la stazione 3 verrà utilizzata come riferimento per portate inferiori al 10% nel secondo periodo di sperimentazione.

Il numero di famiglie nel campionamento del 2015 presenta andamenti diversi tra le diverse stazioni, con un picco nella terza campagna di campionamento. Le stazioni 8 e 26, che presentano percentuali di portata comparabili durante la sperimentazione, dalla quarta data di campionamento sono caratterizzate da andamenti opposti, decrescente la prima e crescente la seconda. La stazione 3 presenta un andamento simile a quello della stagione 18, facendo ipotizzare un effetto trascurabile delle portate sperimentate su questa metrica. L'abbondanza degli organismi presenta un andamento chiaramente legato all'evoluzione della comunità nel tempo. Non sono evidenti variazioni imputabili alla portata in alveo, ad eccezione della sesta data di campionamento in cui l'abbondanza della stazione 3 è risultata circa la metà rispetto all'abbondanza delle stazioni 18 e 26. La stazione 8 presenta abbondanze paragonabili a quelle della stazione 3, anche se è doveroso notare che il campionamento della stazione 8 nella sesta data di campionamento è stato effettuato con portate molto elevate e su una porzione ristretta dell'alveo. Questa situazione ha sicuramente influito sul valore delle metriche e, a maggior ragione, sulle abbondanze degli organismi. Il numero di taxa EPT presenta un andamento simile tra le stazioni 3, 18 e 26 nel primo trimestre di sperimentazione. Nel secondo trimestre la stazione 3 subisce un decremento marcato, mentre le stazioni 18 e 26 non subiscono variazioni significative. La stazione 8, invece, presenta generalmente valori minori rispetto alle altre. Il decremento del numero medio di taxa EPT nella stazione 3, gli organismi più sensibili al disturbo antropico, risulta quindi significativo. Contestualmente si ha una diminuzione dell'abbondanza di taxa EPT nell'ultima data di campionamento, che nella stazione 3 all'incirca dimezzano rispetto alle stazione 18 e 26. Da notare l'abbondanza significativamente maggiore di EPT nella quarta data di campionamento rispetto a tutte le altre stazioni di campionamento. Oltre che per il loro ruolo nell'ecosistema acquatico, i taxa EPT sono molto importanti nella definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua attraverso l'indice STAR_ICMi. Questi vanno infatti a influenzare positivamente alcune metriche di questo indice, come ASPT, numero di taxa EPT e log(SEL_EPTD+1). Con i dati a disposizione è però difficile capire se tale andamento sia imputabile alle variazioni di portata oppure a caratteristiche intrinseche della comunità e dell'andamento temporale del ciclo vitale di questi insetti. Per ciò che concerne la diversità funzionale, invece, la stazione 3 presenta i valori maggiori nella quinta e nella sesta data di campionamento. La diversità funzionale calcolata con il metodo di Laliberté e Legendre (2010) è influenzata, oltre che dal numero di ruoli funzionali effettivamente presenti nel campione anche dall'abbondanza degli organismi. Per questo motivo, pur mantenendo le stesse famiglie, una stazione in cui vi sia un decremento dei taxa dominanti in termini di abbondanza può determinare un aumento dell'indice di diversità funzionale. La composizione delle comunità differisce sia in termini di tempo che di stazione. Questi risultati possono essere imputati a 1) una continua varia-

zione della comunità nel tempo, diversa per ogni stazione e 2) la tendenza dei test basati sulle permutazioni a fornire risultati fortemente significativi anche con piccole variazioni della struttura di comunità.

Alla luce degli scenari di portata effettivamente sperimentati, non si evincono risposte chiare sulla comunità di macroinvertebrati. È lecito supporre che piccole variazioni di portata non abbiano un forte impatto sulla comunità, eccezion fatta per il numero di taxa EPT. Purtroppo allo stato attuale non è possibile affermare con certezza che la riduzione del numero di taxa EPT sia da imputare alle modalità di gestione delle portate.

6.3.3. Alghe bentoniche

La biomssa algale bentonica è risultata fortemente influenzata dall'andamento idrologico, come è possibile notare in fig. 6.18. Tra i 2 anni di sperimentazione, infatti, è presente una evidente differenza tra la concentrazione indipendentemente dalla stazione, ad eccezione della 14 in cui le caratteristiche lentiche hanno permesso lo sviluppo di estese matasse algali anche nel 2014. Nel 2015 non sono risultate differenze sostanziali tra le concentrazioni di Chl-a tra le diverse stazioni, ad esclusione della 14 che mantiene l'andamento mostrato nel 2014. Le poche differenze riscontrate tra le biomasse algali rinvenute nelle stazioni indagate, ad eccezione della stazione 14, sono probabilmente dovute all'eterogeneità dello sviluppo delle matasse algali sul substrato minerale dell'alveo. La stazione 3, ad esempio, presenta intervalli di confidenza molto ampi che non consentono di differenziarla dalle altre stazioni. Questa situazione è probabilmente dovuta allo stadio iniziale dello sviluppo algale che procede in modo eterogeneo e determina di conseguenza una variabilità molto elevata tra le repliche campionate in ogni stazione.

6.4. CONCLUSIONE

L'analisi dei dati chimico-fisici e biologici non ha fornito risposte chiare di come la presenza di portate basse in alveo influenzi lo stato ecologico dei siti in esame a causa del fatto che gli scenari sperimentali non sono stati rispettati. Dal punto di vista chimico-fisico le differenze evidenziate sono dovute principalmente all'ingresso di sorgenti puntiformi e diffuse piuttosto che all'alterazione del metabolismo fluviale. Risposte contraddittorie sono state rilevate dall'analisi della comunità di macroinvertebrati, con un alterazione del numero di taxa EPT nella stazione 3 dove le percentuali di DMV sono risultate al di sotto del 10%. Questo andamento non è imputabile con certezza alla riduzione di portate, anche in funzione del fatto che le stazioni 3 e 8 presentano un numero di taxa EPT più basso delle altre stazioni anche durante il campionamento stagionale. Lo sviluppo di alghe bentoniche è chiaramente favorito da una riduzione delle portate transitanti in alveo. Tale sviluppo e quindi la copertura algale può dipendere dall'entità della riduzione delle portate e dai tempi in cui le portate vengono mantenute a livelli bassi, condizioni che purtroppo non si sono verificate durante la sperimentazione. Un'altra campagna di sperimentazione con differenze significative di deflussi in alveo tra le diverse stazioni sarebbe necessaria per confermare le tendenze individuate in questi due anni di sperimentazione.

BIBLIOGRAFIA

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2015). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-1. http://CRAN.R-project.org/package=vegan
H. Wickham. ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer New York, 2009.
Russell Lenth (2015). lsmeans: Least-Squares Means. R package version 2.20-23. http://CRAN.R-project.org/package=lsmeans
Sansoni G, 1988. Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, 190 p.
Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A, Ruffo S, 1994. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane Volume 1, Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento, 357 p.
Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A, Ruffo S, 1998. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane Volume 2, Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento, 135 p.

SAS Institute Inc. (2012) Online documentation; Shared concepts; LSMEANS statement, http://support.sas.com/documentation/cdl/en/statug/63962/HTML/default/viewer.htm#statug_introcom_a0000003362.htm, ultimo accesso 18 Novembre 2012.
Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology, 91(1), 299-305.
Tachet H., Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P. (2002) - Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris, 588 p.
Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecology Letters 9, 683–693.
Anderson, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

7. APPROFONDIMENTI

7.1 MODULO "Interazione fiume-falda nel fiume Oglio sublacuale"

7.1.1 ATTIVITA' SPERIMENTALE

INTRODUZIONE

Durante le campagne estive dei primi tre anni di sperimentazione (campagne n°1, n°5 e n°9), l'incremento repentino delle concentrazioni di azoto nitrico, di carbonio inorganico disciolto (DIC) e della conducibilità dal km ~133 al km ~165 ha generato l'ipotesi che ci fosse un'ingressione di acque sotterranee in alveo (figura 7.1). Nel corso del secondo triennio di sperimentazione questi parametri hanno presentato un andamento analogo a quello seguito nel primo triennio. L'analisi dei dati raccolti nei 6 anni di sperimentazione ha dunque evidenziato una relazione positiva tra nitrato e carbonio inorganico disciolto e tra nitrato e conducibilità (figura 7.2 e 7.3). L'ipotesi di ingressione di acque sotterranee in alveo è supportata dal fatto che le acque di falda sono caratterizzate da valori di conducibilità, nitrati e DIC molto più elevate di quelle delle acque che provengono dal tratto fluviale di monte, che mantengono caratteristiche simili a quelle del lago d'Iseo. A ciò si aggiunge il fatto che i prelievi idrici a monte causano una diminuzione delle portate in alveo (previste e autorizzate in regime di concessione nei primi 30 km del fiume). Nel periodo irriguo si ha anche un aumento delle altezze piezometriche che, a valle del km 142, causano fenomeni di risorgiva in grado di incrementare la portata fluviale, anche in assenza di ingressi di acque superficiali. In questa zona le acque di falda ostacolate da un cambiamento di permeabilità dei suoli, da permeabili a impermeabili, fuoriescono in superficie generando ecosistemi acquatici, definiti fontanili, caratterizzati da temperature costanti tutto l'anno (~14°C), da bassi tenori di ossigeno e da concentrazioni di soluti tipiche delle acque di falda.

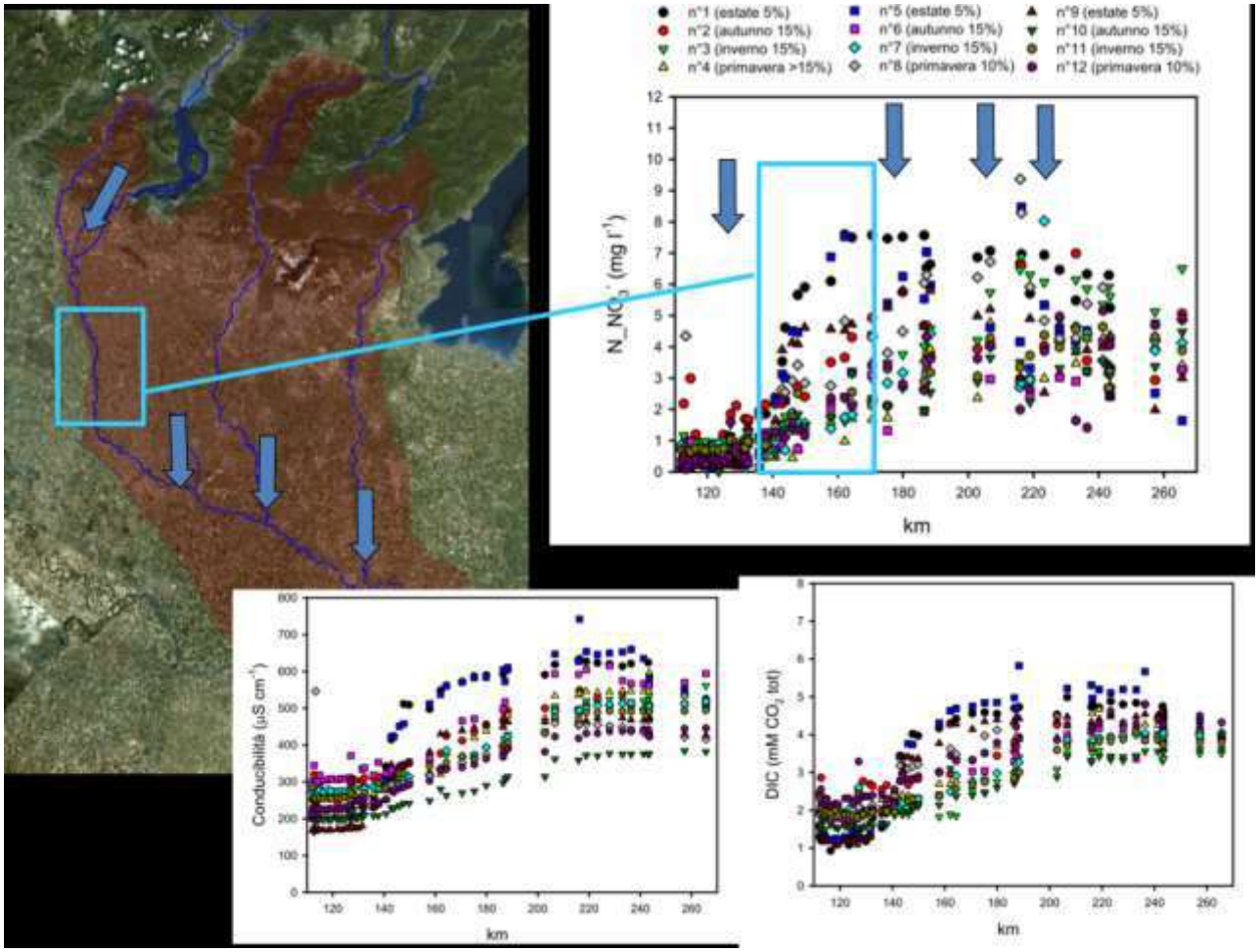
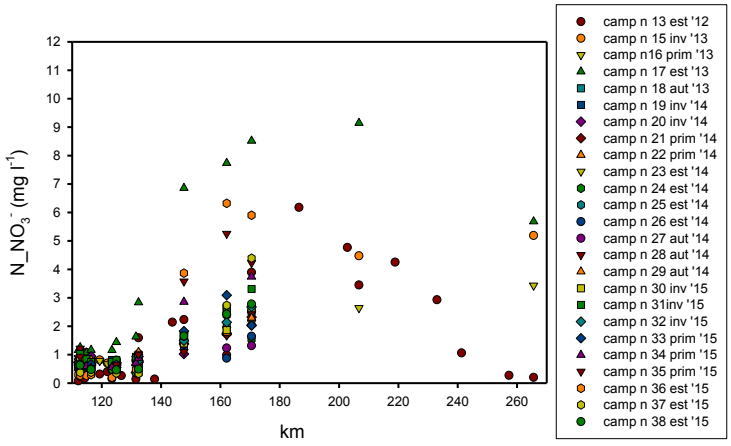


Fig. 7.11 - Bacino del fiume Oglio sublacuale, affluenti principali (frecce azzurre), andamento delle concentrazioni di nitrato, conducibilità elettrica e carbonio inorganico disciolto lungo la chilometrica fluviale (km 112 sorgente: Diga di Sarnico; km 266 confluenza del fiume Oglio nel fiume Po) durante le 12 campagne di misura del primo triennio di sperimentazione. Il riquadro azzurro mette in evidenza l'incremento repentino delle concentrazioni di azoto nitrico, di carbonio inorganico disciolto e della conducibilità dal km ~133 al km ~165 dove il fiume Oglio attraversa la zona di media-alta pianura caratterizzata dalla fascia dei fontanili e dove sono assenti ingressi puntiformi.



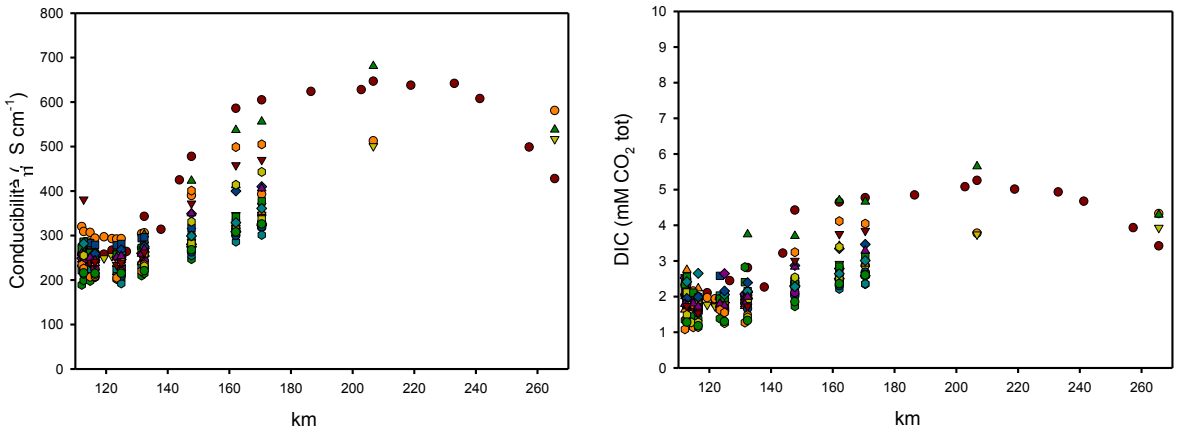


Fig. 7.2 - Andamento delle concentrazioni di nitrato, conducibilità elettrica e carbonio inorganico disciolto lungo la chilometrica fluviale (km 112 sorgente: Diga di Sarnico; km 266 confluenza del fiume Oglio nel fiume Po) durante le 25 campagne di misura del secondo triennio di sperimentazione.

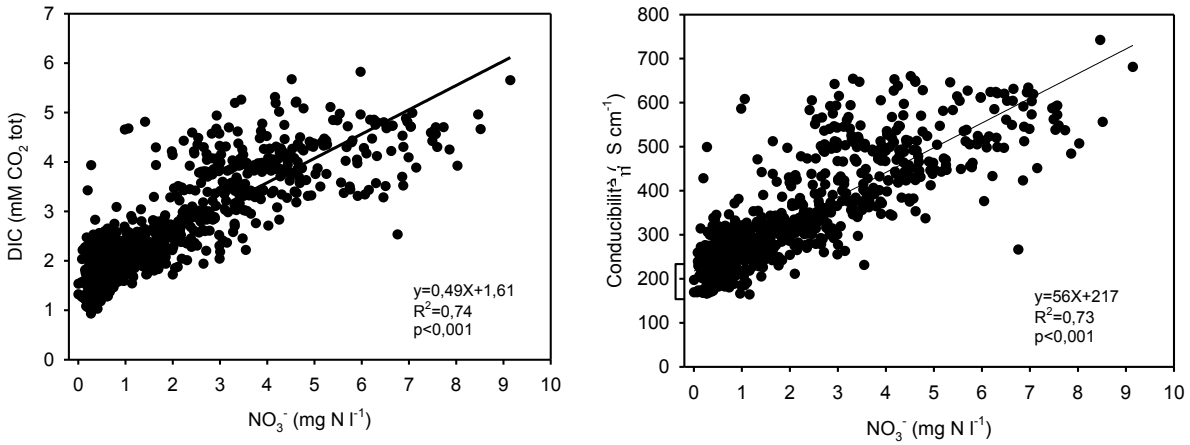


Fig. 7.3 - Regressione tra la concentrazione di nitrato e il carbonio inorganico disciolto (DIC) e tra nitrato e conducibilità. La regressione lineare è stata svolta sull'intero database dei 6 anni di sperimentazione.

Soana et al. (2011) hanno dimostrato come il bacino del fiume Oglio subalcuale sia caratterizzato da un surplus di azoto, che risulta essere maggiore proprio nella zona di alta-media pianura (figura 7.4). In questa area si ha infatti un carico animale molto elevato, che lascia presupporre un'elevata pressione dello spandimento agronomico di reflui zootecnici. In tale zona le caratteristiche del suolo ghiaioso e permeabile e la tipologia prevalente di irrigazione a scorrimento facilitano il trasporto dell'eccesso di azoto verso le acque sotterranee. L'inquinamento delle acque sotterranee è confermato dai dati dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Lombardia (2002-2010), che in tale zona riporta concentrazione di azoto nitrico tra 5 e 7 mg N l^{-1} (figura 7.5).

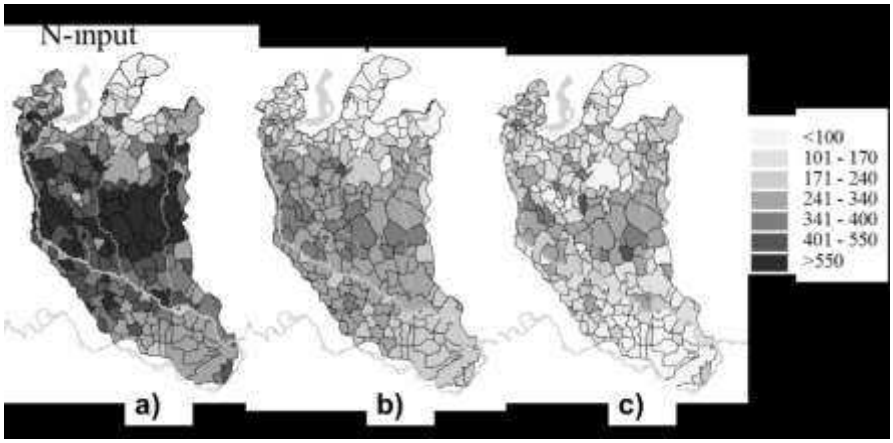


Fig. 7.4 - Distribuzione spaziale degli input di azoto (a), degli output (b) e del surplus (c) a livello di suolo agricolo nel bacino del fiume Oglio sublacuale (fonte: Soana et al. (2011), figure 2).

La concentrazione di azoto nitrico misurata in 14 fontanili situati in questa zona (Laini et al., 2011) risulta rispecchiare le concentrazioni delle acque di falda: nel periodo estivo la concentrazione media misurata alla testa varia tra 7 e 8,40 mg l^{-1}, con valori massimi variabili tra 14 e 19,6 mg l^{-1} (figura 7.6). Il valore medio di concentrazione di azoto nitrico misurato da Laini et al. (2012) nei fontanili del bacino del fiume Oglio sublacuale è 9,80±3,50 mg l^{-1}.

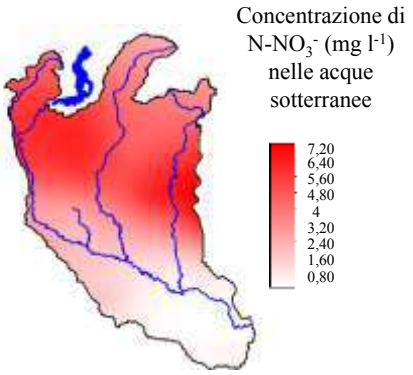


Fig. 7.5 - Irrigazione a scorrimento e suolo ghiaioso tipici della zona di media pianura del fiume Oglio sublacuale. Concentrazione di azoto nitrico misurato nelle acque sotterranee (Dati Arpa).

		June						August					
		Mean		Max		Min		Mean		Max		Min	
		H	D	H	D	H	D	H	D	H	D	H	D
pH		7.33	7.66	7.67	8.37	7.08	7.30	7.49	7.68	8.31	8.64	7.17	6.63
T	°C	16.7	17.3	19.0	22.0	15.0	15.0	17.4	18.4	22.0	22.0	14.0	16.0
O_2	$mg \cdot L^{-1}$	5.63	7.73	8.63	14.04	0.91	4.21	4.67	7.61	8.07	11.76	1.71	4.78
NH_4^+	µM	0.02	0.28	0.20	2.72	0.00	0.00	0.09	0.77	0.80	8.87	0.00	0.00
NO_2^-	µM	0.16	1.10	1.19	9.23	0.00	0.01	0.13	1.15	0.95	10.74	0.00	0.00
NO_3^-	µM	628.6	644.3	1031.2	1159.4	361.6	349.6	532.7	590.5	1410.7	1302.9	154.2	166.4
CO_2	µM	733.5	456.9	1155.2	870.8	358.8	26.6	912.4	573.9	2161.6	2398.9	128.4	179.5
CH_4	nM	96.1	181.9	146.5	694.2	12.3	36.8	116.5	152.3	1023.5	688.1	2.4	10.0
N_2O	nM	487.7	335.1	974.6	1023.7	205.1	16.6	381.8	260.6	874.0	951.3	66.6	92.6

Fig. 7.6 - Parametri chimico fisici misurati nelle stazioni di testa (H) e di valle (D) in 14 fontanili lombardi (fonte: Laini et al. (2011), Table 3).

7.1.1.2. OBIETTIVO

Nel secondo triennio di sperimentazione sono state svolte due campagne per lo studio dell'interazione fiume-falda specificatamente dal 4 al 5 settembre 2013 e dal 27 al 28 agosto 2015. L'indagine sperimentale ha coinvolto un tratto fluviale ricadente nell'area di media pianura con gli obiettivi di stimare l'ingressione delle acque sotterranee e dei carichi di azoto nitrico immessi nel sistema fluviale dalle acque sotterranee tramite un bilancio idrologico e bilanci di massa dell'azoto.

7.1.1.3. MATERIALI E METODI

Attività di campionamento e di laboratorio

Nel 2013 l'attività sperimentale ha previsto l'individuazione del tratto fluviale di indagine dal km 143 (stazione FS31A - Rudiano) al km 163 (stazione FS40A - Genivolta). Il tratto fluviale è stato scelto in modo che il numero e l'entità degli attingimenti superficiali fossero minimi. L'approccio sperimentale scelto è stato il campionamento "open-channel" (Izagirre et al., 2008): il prelievo di acqua fluviale è stato ripetuto tre volte nell'arco delle 24 ore in 6 stazioni fluviali al fine di integrare il ciclo giornaliero di tutti i parametri misurati (1°ciclo: dalle 14.30 alle 18.15 del 5 settembre 2013; 2°ciclo: dalle 23.00 alle 1.00 del 5/6 settembre 2013; 3° ciclo: dalle 9.50 alle 14.30 del 6 settembre 2013); le misure di portata sono state svolte nelle stesse stazioni due volte nel corso delle 24 ore per verificare che non ci fossero variazioni significative dettate dai prelievi irrigui (1°ciclo: dalle 9.30 alle 17.00 del 5 settembre 2013; 3° ciclo: dalle 9.00 alle 16.00 del 6 settembre 2013). Sono inoltre stati campionati gli ingressi puntiformi presenti e quattro fontanili a distanza massima di circa 3 km dal tratto fluviali e caratterizzanti le acque di falda che alimentano il fiume (tabelle 7.1 e 7.2).

Nel 2015 l'attività sperimentale ha previsto l'indagine sempre nello stesso tratto fluviale dal km 143,3 (stazione FS31A - Rudiano) al km 163 (stazione FS40A - Genivolta) e con lo stesso approccio sperimentale (campionamento "open-channel", Izagirre et al., 2008): il prelievo di acqua fluviale è stato ripetuto due volte nell'arco delle 24 ore in 4 stazioni fluviali al fine di integrare il ciclo giornaliero di tutti i parametri misurati (1°ciclo: dalle 15.30 alle 19.00 del 27 agosto 2015 e 2°ciclo: dalle 11.30 alle 17.00 del 28 agosto 2015); le misure di portata sono state svolte nelle stesse stazioni due volte nel corso delle 24 ore per verificare che non ci fossero variazioni significative dettate dai prelievi irrigui. Sono inoltre stati campionati gli ingressi puntiformi presenti e sei fontanili a distanza massima di circa 3 km dal tratto fluviale e caratterizzanti le acque di falda che alimentano il fiume (tabelle 7.3 e 7.4).

Tab. 7.1 - Stazioni di misura campionate il 5 e 6 settembre 2013 nel tratto fluviale dal km 143 al km 163.

Stazione	Tipologia	km	Sotto-Tratto
FS31A	fluviale	143,4	1
Roggia Molinara	attingimento	143,6	
FS36A	fluviale	147,1	
Cavo di suppeditazione	attingimento	147,3	2
Roggia Conta	attingimento	148,9	
Scarico acquacoltura	ingresso	149,1	
FS38A	fluviale	149,7	
BS015411990	attingimento	150,8	3
BS032842005	attingimento	152,1	
BS03168292010	attingimento	154,1	
BS00000	attingimento	154,3	
FS38B	fluviale	154,5	
Roggia Pedrera	ingresso	154,6	4
BS013711995	attingimento	155	
lanca	ingresso	156,3	
BS012571998	attingimento	157,3	
CR011171997	attingimento	158,8	
CR011711999	attingimento	159,2	
FS39C	fluviale	160	
FS40A	fluviale	162,7	5

Tab. 7.2 - Fontanili campionati il 5 e 6 settembre 2013 nelle vicinanze del tratto fluviale dal km 143 al km 163.

Fontanile	coordinata X	coordinata Y	data
Cavagna	45°23'58.95"N	9°51'16.67"E	06/09/2013
Serafina	45°25'41.91"N	9°50'51.65"E	06/09/2013
Rudiano 1	45°28'58.91"N	9°53'04.52"E	05/09/2013
Rudiano 2	45°28'53.19"N	9°53'00.26"E	05/09/2013

Tab. 7.3 - Stazioni di misura campionate il 27 e 28 agosto 2015 nel tratto fluviale dal km 143 al km 163. I sottotratti dell'anno 2015 sono 3: A, B e C. Il sottotratto A corrisponde ai sottotratti 1° e 2° del 2013, mentre il B al 3° e parzialmente al 4°, e il C corrisponde ad una parte del 4° e al 5° sottotratto campionato nel 2013.

Stazione	Tipologia	km	Sotto-Tratto
FS31A	fluviale	143,4	A (1 e 2)
Roggia Molinara	attingimento	143,6	
Scarico acquacoltura R.	ingresso	144,8	
Cavo di suppeditazione	attingimento	147,3	
Roggia Conta	attingimento	148,9	
Scarico acquacoltura T.	ingresso	149,1	
FS38A	fluviale	149,2	B (3 e 4)
BS015411990	attingimento	150,8	
BS032842005	attingimento	152,1	
BS03168292010	attingimento	154,1	
BS00000	attingimento	154,3	
Roggia Pedrera	ingresso	154,6	
BS013711995	attingimento	155	
FS39A	fluviale	155,5	C (4 e 5)
lanca	ingresso	156,3	
BS012571998	attingimento	157,3	
CR011171997	attingimento	158,8	
CR011711999	attingimento	159,2	
FS40A	fluviale	162,7	

Tab. 7.4 - Fontanili campionati il 28 agosto 2015 nelle vicinanze del tratto fluviale dal km 143 al km 163.

Fontanile	coordinata X	coordinata Y	data
Calcio	45°30'50.12"N	9°51'36.23"E	28/08/2015
Urago	45°30'43.24"N	9°52'17.43"E	28/08/2015
Rudiano 1	45°28'58.91"N	9°53'04.52"E	28/08/2015
Rudiano 2	45°28'53.19"N	9°53'00.26"E	28/08/2015
Cavagna	45°23'58.95"N	9°51'16.67"E	28/08/2015
Belprato	45°26'24.50"N	9°54'33.61"E	28/08/2015

I campionamenti di acqua sono stati effettuati secondo quanto previsto da APAT-CNR-IRSA Metodi analitici per le acque (Manuali e Linee Guida 29/2003).
Circa 1 litro di acqua è stato prelevato da ogni sito per le analisi di azoto nitrico, cloruri, solfati e carbonio inorganico disciolto. In campo sono stati immediatamente misurati i seguenti parametri: temperatura, conducibilità, pH e ossige-

no disciolto mediante sonda multi-parametrica (Hanna modello HI 9828). Filtri Whatman GF/C (diametro 47 mm, porosità 0,45 µm, montati su portafiltri Sartorius in materiale plastico) sono stati utilizzati per filtrare aliquote di campione in provette di vetro Exetainer® (Labco, UK) per la misura del carbonio inorganico disciolto (DIC) e in contenitori di PET per la determinazione dell'azoto nitrico. I campioni sono stati conservati a una temperatura di 4°C sia durante il trasporto che in laboratorio e analizzati entro 24 ore dal prelievo per i parametri più reattivi (DIC) ed entro pochi giorni per la determinazione dei soluti più stabili, in accordo con le metodiche ufficiali APAT-CNR-IRSA. L'azoto nitrico è stato determinato spettrofotometricamente (APAT-CNR-IRSA, 2003: metodo 4040-A1), il carbonio inorganico disciolto tramite titolazione potenziometrica con acido cloridrico (Anderson et al., 1986); infine cloruri e solfati sono stati determinati tramite cromatografia ionica (Thermo Scientific™ Dionex™ ion chromatography; metodo n°4020 APAT-CNR-IRSA Metodi analitici per le acque: Manuali e Linee Guida 29/2003).
Per quanto riguarda la metodologia applicata per le misure di portata, svolte dal Consorzio dell'Oglio, si rimanda alla sezione relativa all'idrologia del progetto DMV Oglio sublacuale.

Analisi dei dati

Dopo avere calcolato il valore medio con deviazione standard dei valori di portata e dei parametri chimico-fisici misurati per ogni stazione fluviale e per ogni ingresso puntiforme e derivazione irrigua, sono stati calcolati i carichi di azoto nitrico in transito in ogni stazione moltiplicando il valore di concentrazione per il valore di portata. Si è proceduto quindi al calcolo di un bilancio di massa dell'azoto nitrico nei cinque sotto-tratti generati dalle sei stazioni fluviali secondo la seguente equazione (Burns, 1998):

$$Lout-Lin = Lgw-Lid+Lps$$

dove: Lout=carico in uscita al tratto fluviale considerato (stazione finale), Lin= carico in entrata al tratto fluviale considerato (stazione iniziale), Lgw= carico immesso dalle acque di falda, Lid= carico fluviale derivato dalle derivazioni irrigue e Lps= carico immesso da ingressi puntiformi.

Conoscendo i carichi in transito nel sistema fluviale (out e in) e i carichi degli ingressi puntiformi e quelli derivati dai prelievi irrigui è stato possibile determinare il carico di azoto nitrico apportato dalla falda superficiale. Associando il valore medio di concentrazione di azoto nitrico misurato nei 6 fontanili monitorati 9,57±3,67 mg l^{-1}, valore simili a quello misurato da Laini et al. (2012) nei fontanili del bacino del fiume Oglio sublacuale (9,80±3,50 mg l^{-1}), alla concentrazione di nitrato delle acque di falda è stato possibile risalire alla quantità di acqua di falda immessa in ogni sotto-tratto. Tale quantità è stata poi confrontata con il valore determinato dal bilancio di massa idrologico derivato dalle misure di portata. La stessa tipologia di calcolo è stata svolta per i parametri conducibilità elettrica e al carbonio inorganico disciolto (DIC). Anche in tal caso, i valori medi di conducibilità e di DIC associati alle acque di falda sono stati quelli determinati dal campionamento dei sei fontanili: 591±78 µS cm^{-1} e 6,2±0,1 mM.

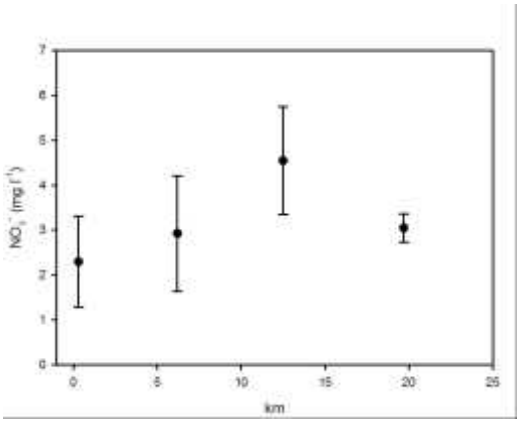
Tale analisi ha presupposto alcune assunzioni: 1- la regolazione del regime idrologico deve essere costante durante il periodo di campionamento, quindi i valori di portata derivati per irrigare e il valore di portata alla stazione iniziale (in) devono essere costanti; 2- la concentrazione di azoto nitrico e, in generale, il chimismo delle acque di falda è costante nel tratto indagato ed è rappresentata dalle acque dei fontanili ricadenti nel bacino del fiume Oglio.

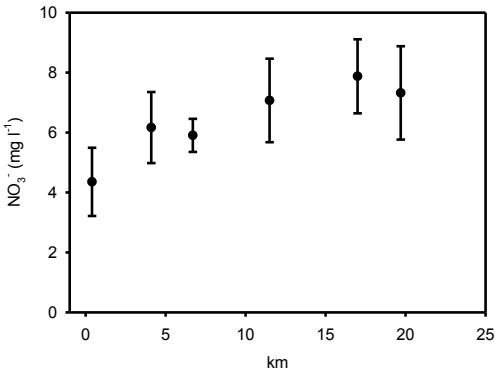
7.1.1.4. RISULTATI E DISCUSSIONE

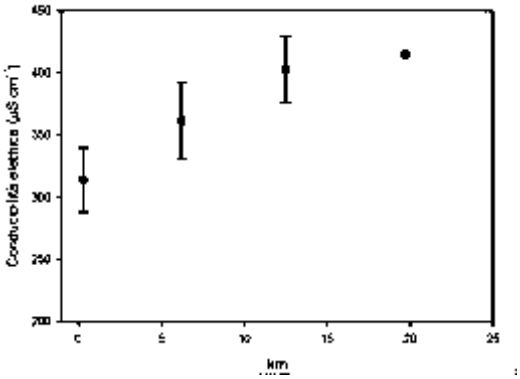
Analisi qualitativa: andamento dei parametri lungo il tratto fluviale

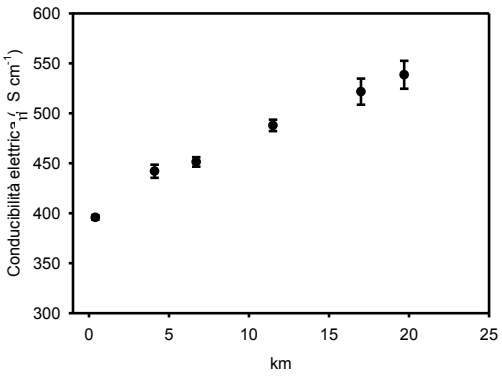
Le figure 7.7 e 7.8 mostrano l'andamento della concentrazione di azoto nitrico, della conducibilità e del carbonio inorganico disciolto, oltre che del rapporto nitrato/cloruri e nitrato/solfati lungo i 20 km del tratto indagato nell'anno 2015 e nell'anno 2013. Come già evidenziato dai dati dei sei anni di sperimentazione, anche in questo caso l'analisi qualitativa indica come l'ingresso di acque di falda generi andamenti crescenti nei parametri chimico-fisici misurati nelle acque fluviali (figure 7.1 e 7.2). Confrontando i valori medi delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici misurati nelle acque fluviali con i valori medi degli stessi misurati nei fontanili è evidente come l'ingresso di acque di falda ricche di

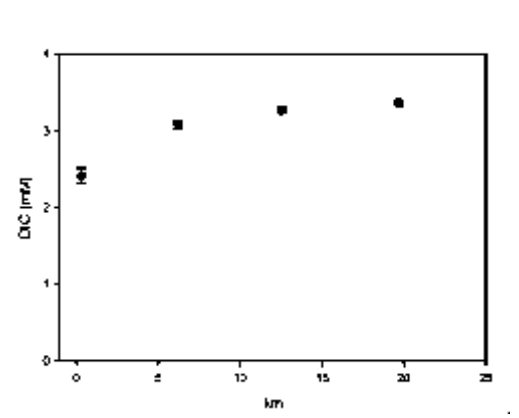
nitrato e in generale di ioni possa incrementare le concentrazioni misurate nelle acque fluviali dal km 143 al km 163 (tabella 7.5 e 7.6). Per entrambe le campagne sperimentali, anche i rapporti NO_3^-/Cl^- e NO_3^-/SO_4^{2-} determinati nelle acque dei fontanili supportano l'ipotesi di interazione tra acque di falda e acque fluviali, quest'ultime infatti mostrano un andamento crescente dei due rapporti lungo i 20 km di fiume ad indicare una continua ingressione di acque di falda. La concentrazione del cloruro misurata nelle stazioni fluviali è risultata costante ed in media minore rispetto alle concentrazioni rinvenute nei fontanili. Tale differenza non è sufficiente a tracciare l'ingressione delle acque subsuperficiali, ma i cloruri sono utili se rapportati ai nitrati poiché tale rapporto risulta maggiore nelle acque di falda rispetto a quelle fluviali. L'ingresso di acque di falda è anche riscontrato analizzando l'andamento dei valori medi di temperatura misurati nelle quattro stazioni fluviali nel 2015 e nelle sei stazioni fluviali nel 2013: l'input di acqua subsuperficiale più fredda genera una diminuzione dei valori di temperatura tra la prima e la seconda stazione fluviale (figura 7.7 e tabelle 7.5 e 7.6). Per entrambe le campagne sperimentali, gli stessi andamenti della concentrazione di azoto molecolare disciolto nelle acque fluviali sono crescenti lungo i 20 km di fiume indagato: lungo il tratto le acque fluviali sono sempre sovra-sature a causa dell'apporto continuo di acqua di falda ricca di N_2, come dimostra il valore medio della concentrazione di N_2 determinato nelle acque dei fontanili (figura 7.9 e tabella 7.6). Come per il 2013, anche nel 2015 l'andamento dei valori medi di portata nei 20 km di fiume studiati supporta l'ipotesi dell'apporto di acque di falda a fronte di acque fluviali prelevate per uso irriguo: i valori medi di portata infatti rimangono pressoché costanti nei primi 12 km (tra 13,80±0,57 e 14,55±0,49 $m^3 s^{-1}$ nel 2015 e tra 8±0,60 e 9.1±0,40 $m^3 s^{-1}$ nel 2013) a fronte di un totale di acqua fluviale prelevata dalle derivazioni irrigue di 5,8±0,10 $m^3 s^{-1}$ nel 2015 e 4,98±0,50 $m^3 s^{-1}$ nel 2013 (figura 7.10).

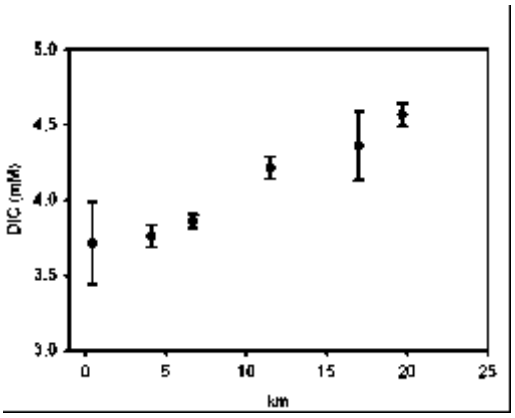

km

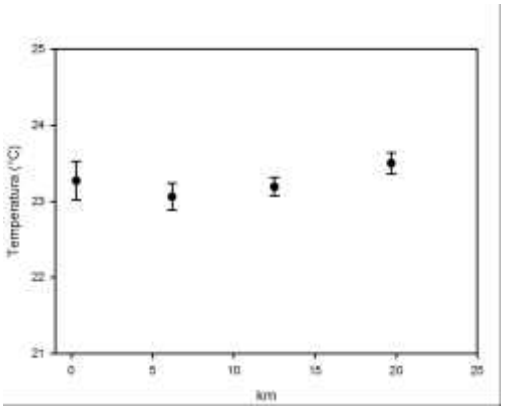

NO_3^- (mg l^{-1})
0
2
4
6
8
10
0
5
10
15
20
25
km


km


Conducibilità elettrica (µS cm^{-1})
300
350
400
450
500
550
600
0
5
10
15
20
25
km


km


DIC (mM)
3.0
3.5
4.0
4.5
5.0
0
5
10
15
20
25
km


Temperatura (°C)
km

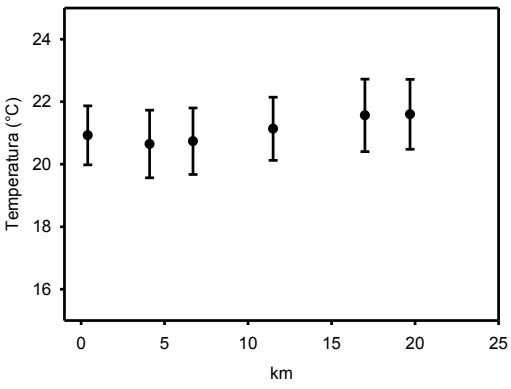

Temperatura (°C)
16
18
20
22
24
0
5
10
15
20
25
km

Fig. 7.7 - Valore medio e deviazione standard (n=3) della concentrazione di azoto nitrico, della conducibilità elettrica, del carbonio inorganico disciolto (DIC) e valori medi di temperatura misurati in quattro stazioni fluviali nel 2015 (a sinistra) e in sei stazioni fluviali nel 2013 (a destra) dal km 143 al km 163, rispettivamente corrispondenti al km 0 e al km 20.

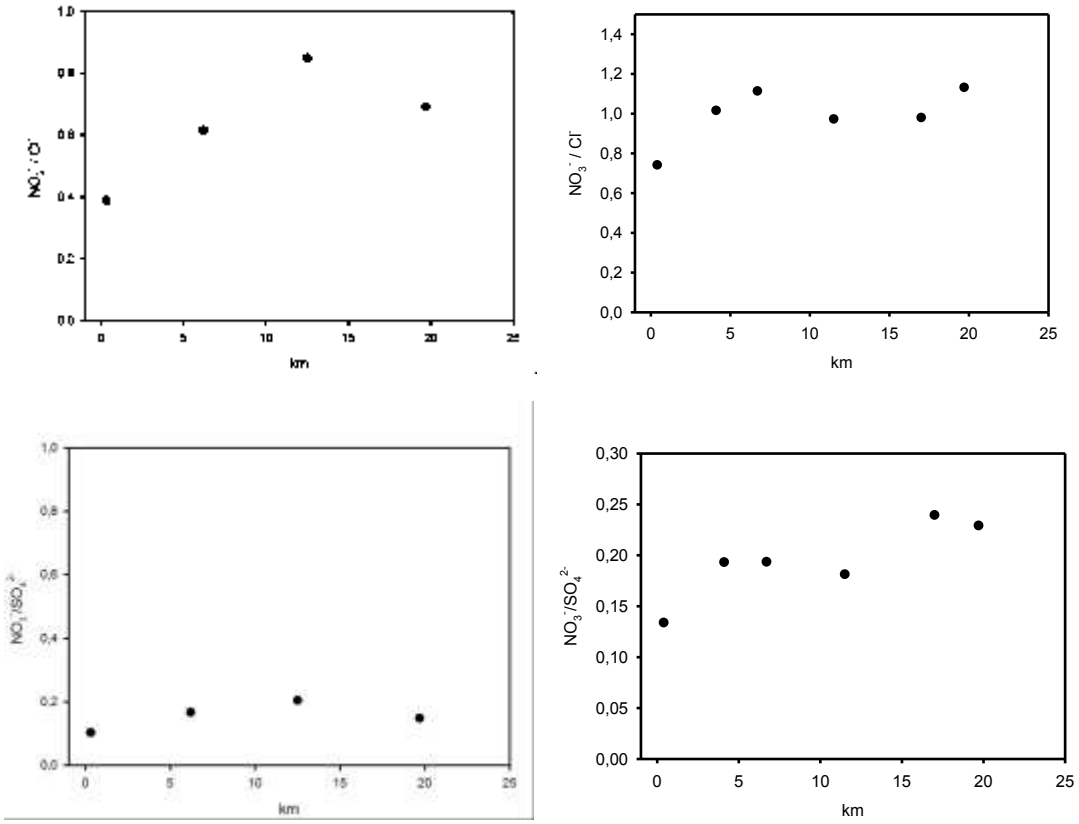


Fig. 7.8 - Rapporti NO_3^-/Cl^- e NO_3^-/SO_4^{2-} calcolati per le quattro stazioni fluviali nel 2015 (a sinistra) e per le sei stazioni fluviali nel 2013 (a destra) dal km 143 al km 163, rispettivamente corrispondenti al km 0 e al km 20.

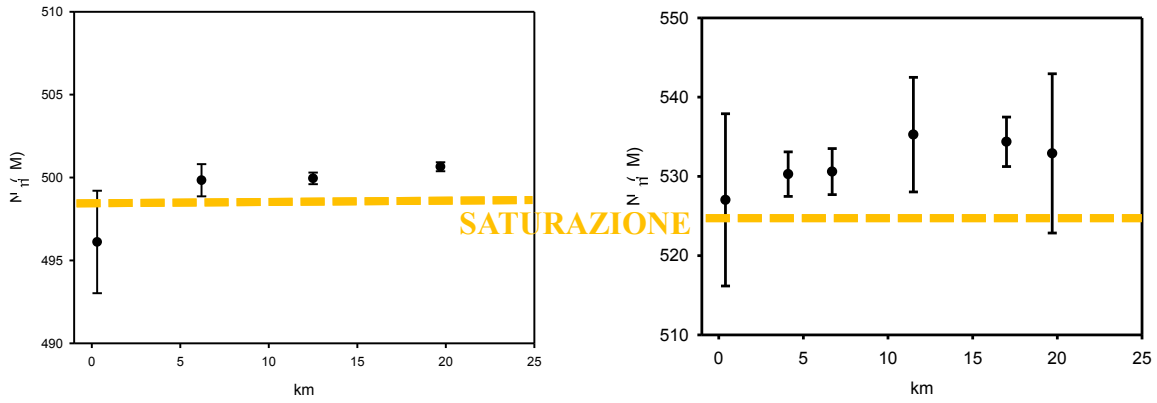


Fig. 7.9 - Valore medio e deviazione standard (n=3) della concentrazione di N_2 misurata nelle quattro stazioni fluviali nel 2015 (a sinistra) e nelle sei stazioni fluviali nel 2013 (a destra) dal km 143 al km 163, rispettivamente corrispondenti al km 0 e al km 20.

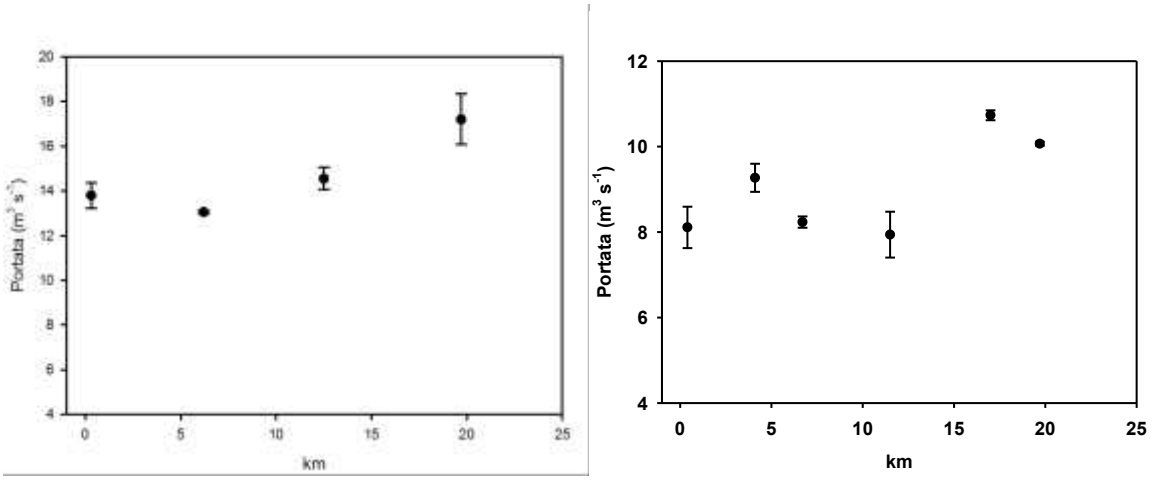


Fig. 7.10 - Valore medio e deviazione standard (n=3) della misura di portata svolta nelle quattro stazioni fluviali nel 2015 (a sinistra) e nelle sei stazioni fluviali nel 2013 (a destra) dal km 143 al km 163, rispettivamente corrispondenti al km 0 e al km 20.

Tab. 7.5 - Parametri chimico fisici misurati nelle acque dei fontanili campionati nelle vicinanze del tratto fluviale dal km 143 al km 163 nell'anno 2013.

Fontanile	Temperatura (°C)	Conducibilità (µS cm^{-1})	NO_3^- (mg l^{-1})	DIC (mM)	Cl^- (mg l^{-1})	SO_4^{2-} (mg l^{-1})	Rapporto NO_3^-/Cl^-	Rapporto NO_3^-/SO_4^{2-}
Cavagna	16,76	783	15,00	7,61	6,30	24,80	2,38	0,60
Serafina	17,80	730	17,35	7,19	6,30	24,90	2,75	0,70
Rudiano 1	17,09	691	14,90	5,84	10,30	34,90	1,45	0,43
Rudiano 2	17,78	663	11,92	6,00	10,00	36,10	1,19	0,33
media	17,36	717	14,79	6,66	8,23	30,18	1,94	0,51
dev.st	0,52	52	2,22	0,87	2,23	6,17	0,74	0,17

Tab. 7.6 - Parametri chimico fisici misurati nelle acque dei fontanili campionati nelle vicinanze del tratto fluviale dal km 143 al km 163 nell'anno 2015.

Fontanile	Temperatura (°C)	Conducibilità (µS cm^{-1})	NO_3^- (mg l^{-1})	DIC (mM)	Cl^- (mg l^{-1})	SO_4^{2-} (mg l^{-1})	Rapporto NO_3^-/Cl^-	Rapporto NO_3^-/SO_4^{2-}	N_2 (%)	N_2 (µM)
Calcio	18,27	522	6,26	5,13	9,80	26,70	0,64	0,23	107,94	590,48
Urago	18,02	481	4,50	4,61	5,10	20,80	0,88	0,22	98,09	539,24
Rudiano 1	17,77	604	10,85	5,75	5,70	11,50	1,90	0,94	99,53	549,40
Rudiano 2	17,94	592	9,79	5,50	6,50	24,40	1,51	0,40	100,55	553,29
Cavagna	17,96	671	14,62	6,63	6,90	20,40	2,12	0,72	101,44	557,77
Belprato	19,52	678	11,40	9,14	5,80	18,80	1,97	0,61	104,70	559,32
media	18,25	591	9,57	6,12	6,63	20,43	1,50	0,52	102,04	558,25
dev.st	0,64	79	3,67	1,62	1,68	5,25	0,61	0,29	3,64	17,34

Analisi quantitativa: bilancio idrologico e bilancio di massa dell'azoto

Analogamente a quanto svolto nel 2013, i valori di portata misurati nelle quattro stazioni fluviali, negli 11 attingimenti per uso irriguo e nei 4 ingressi puntiformi nella campagna 2015 hanno permesso di calcolare l'apporto di acqua di falda tra i tre sotto-tratti fluviali e di calcolare quindi in base ai chilometri tra le due stazioni fluviali l'apporto di falda in metri cubi al secondo per chilometro. Le tabella 7.7 e 7.8 illustrano il bilancio idrologico per i cinque e i tre sotto-tratti fluviali determinato utilizzando i valori medi di portata misurati rispettivamente per le campagne di misura 2013 e 2015. Nel 2015 il valore medio di portata aumenta da 13,80±0,57 $m^3 s^{-1}$ (FS31A) a 17,20±1,13 $m^3 s^{-1}$ (FS40A) in ~19,7 km e la quantità di acqua media prelevata per uso irriguo risulta di circa 5,80±0,10 $m^3 s^{-1}$ a fronte di ingressi puntiformi di 2±0,05 $m^3 s^{-1}$. L'apporto delle acque di falda risulta essere 6,97±1,27 $m^3 s^{-1}$, che rapportato alla differenza chilometrica è di 0,35±0,06 $m^3 s^{-1} km^{-1}$. L'ingressione di acque di falda sembra caratterizzare maggiormente i sotto-tratti A e C (tabella 7.8). Anche nel 2013 l'apporto di falda è risultato dello stesso ordine di grandezza, 8,19±0,95 $m^3 s^{-1}$, così come l'apporto di 0,33±0,04 $m^3 s^{-1} km^{-1}$. L'apporto maggiore di acqua è stato registrato nei sotto-tratti 1 e 2, che corrispondono al sottotratto A del 2015, e nel 4 che corrisponde al sottotratto C del 2015 (tabella 7.7).

Tab. 7.7 - Bilancio idrologico del tratto fluviale dal km 143 al km 163 per la campagna sperimentale del 2013.

Sotto-tratto	Stazione	Tipologia	km	Q portata $m^3 s^{-1}$		Q Risorgive tra due stazioni		differenza km tra due stazioni	Q Risorgive al km: $m^3 s^{-1} km^{-1}$	
				media	dev.st	media	dev.st	km	media	dev.st
1	FS31A	fluviale	143,4	7,97	0,59					
	Roggia Molinara	attingimento	143,6	1,25	0,35					
	FS36A	fluviale	147,1	9,18	0,40	2,46	0,80	3,7	0,66	0,22
2	Cavo di suppeditazione	attingimento	147,3	2,42	0,08					
	Roggia Conta	attingimento	148,9	0,52	0,31					
	Scarico acquacoltura	ingresso	149,1	0,50	0,02					
	FS38A	fluviale	149,7	8,20	0,16	1,45	0,54	2,6	0,56	0,21
3	BS015411990	attingimento	150,8	0,15	0,07					
	BS032842005	attingimento	152,1	0,15	0,07					
	BS03168292010	attingimento	154,1	0,15	0,07					
	BS00000	attingimento	154,3	0,15	0,07					
	FS38B	fluviale	154,5	8,10	0,66	0,50	0,69	4,8	0,10	0,14
4	Roggia pedrera	ingresso	154,6	0,10	0,02					
	BS013711995	attingimento	155	0,20	0,02					
	Lanca	ingresso	156,3	0,10	0,02					
	BS012571998	attingimento	157,3	0,00	0,00					
	CR011171997	attingimento	158,8	0,00	0,00					
	CR011711999	attingimento	159,2	0,00	0,00					
	FS39C	fluviale	160	10,70	0,14	2,61	0,67	5,5	0,47	0,12
5	FS40A	fluviale	162,7	10,08	0,06	-0,62	0,15	2,7	-0,23	0,06

Tab. 7.8 - Bilancio idrologico del tratto fluviale dal km 143 al km 163 per la campagna sperimentale del 2015.

Sotto-tratto	Stazione	Tipologia	km	Q portata $m^3 s^{-1}$		Q Risorgive tra due stazioni		differenza km tra due stazioni	Q Risorgive al km: $m^3 s^{-1} km^{-1}$	
				media	dev.st	media	dev.st	km	media	dev.st
A	FS31A	fluviale	143	13,80	0,57					
	Roggia Molinara	attingimento	143,6	1,90	0,06					
	Scarico acquacoltura	ingresso	144,8	0,23	0,01					
	Cavo di suppeditazione	attingimento	147,3	3,15	0,09					
	Roggia Conta	attingimento	148,9	0,50	0,02					
	Scarico acquacoltura	ingresso	149,1	1,50	0,05					
	FS38A	fluviale	149,2	13,05	0,07	3,07	0,14	6,2	0,50	0,02
B	BS015411990	attingimento	150,8	0,00	0,00					
	BS032842005	attingimento	152,1	0,00	0,00					
	BS03168292010	attingimento	154,1	0,00	0,00					
	BS00000	attingimento	154,3	0,00	0,00					
C	Roggia pedrera	ingresso	154,6	0,25	0,01					
	BS013711995	attingimento	155	0,00	0,00					
	FS39A	fluviale	155,5	14,55	0,49	1,25	0,07	6,3	0,20	0,01
	Lanca	ingresso	156,3	0,00	0,00					
	BS012571998	attingimento	157,3	0,00	0,00					
	CR011171997	attingimento	158,8	0,00	0,00					
	CR011711999	attingimento	159,2	0,00	0,00					
	FS40A	fluviale	162,7	17,20	1,13	2,65	1,23	7,2	0,37	0,17

In modo analogo a quanto fatto per i dati del 2013, dai valori medi di portata e dalle concentrazione medie di nitrato, di DIC e dalla conducibilità media misurati durante la campagna 2015 è stato possibile calcolare i bilanci di massa di ogni parametro per l'intero tratto fluviale e per i sotto-tratti (figure 7.11 e 7.12). La figura 7.12 illustra i dati della campagna 2015 per ogni sotto-tratto e per l'intero tratto i valori di portata e dei parametri misurati nella stazione fluviale inziale (IN), in quella finale (OUT) ed eventualmente i valori misurati nelle derivazioni irrigue e negli ingressi puntiformi dai quali sono stati generati i calcoli del bilancio di massa. Focalizzandosi sul carico azotato immesso dalle acque di falda, esso risulta di circa 1171 kg d^{-1} nel sotto-tratto A ed in accordo con quanto riscontrato nel 2013 per i sotto-tratti 1 e 2, e di circa 2200 kg d^{-1} nel sotto-tratto B ed in linea con quanto riscontrato nel 2013 per i sotto-tratti 3 e 4 (figure 7.11 e 7.12). Il sotto-tratto C corrispondente al sotto-tratto 5 del 2013 ha confermato solo per il bilancio di massa dell'azoto un valore negativo di carico di azoto immesso. Questo risultato è dovuto alla diminuzione della concentrazione di azoto nitrico nell'ultima stazione fluviale indagata e le spiegazioni potrebbero essere molteplici, a partire dalla maggiore naturalità del tratto e quindi dai processi autodepurativi fluviali fino ad una possibile ingressione di acque di falda povere di nitrato derivanti dalla porzione di acquifero nella bassa pianura, in cui le condizioni redox promuovono il processo di denitrificazione (Sacchi et al. 2013). Il carico di azoto nitrico totale (Lgw) immesso tramite le acque di falda nel tratto fluviale di 20 km è pari a circa 2180 kg d^{-1}, circa la metà rispetto a quanto misurato nel 2013, 5400 kg d^{-1}. Tale carico è generato da un apporto di circa 2,64±0,04 per il 2015 e di 6,36±1,12 $m^3 s^{-1}$ per il 2013. Nella campagna 2015 l'apporto di falda generato dai bilanci di massa di conducibilità e di DIC è risultato più alto rispetto a quello calcolato dai bilanci di massa dell'azoto nitrico e simile ai valori determinati nel 2013, campagna in cui i tre bilanci di massa hanno generato valori simili (tabelle 7.9 e 7.10).

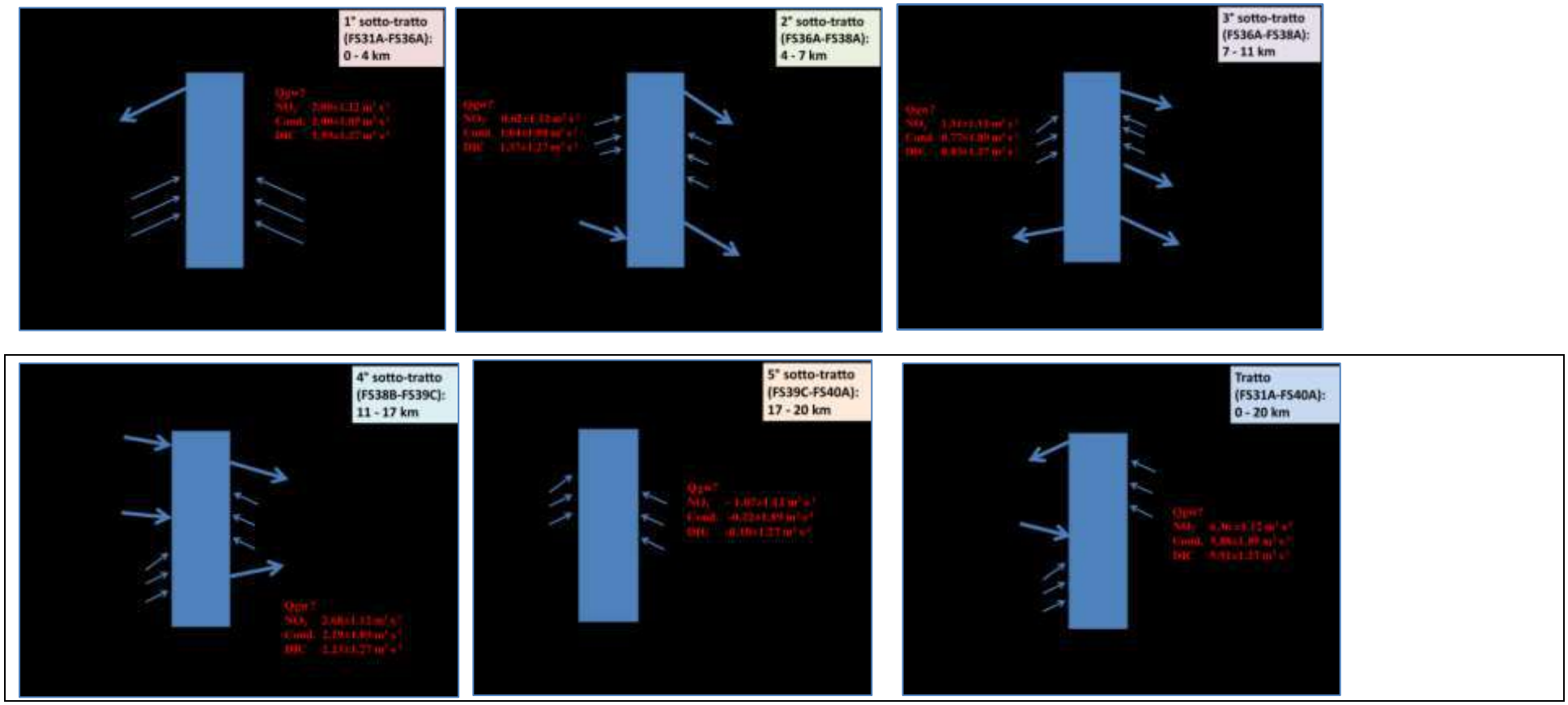


Fig. 7.11 - Campagna 2013. Per ogni sotto-tratto e per l'intero tratto sono riportati i valori medi (dev.st) della misura di portata e delle concentrazioni di azoto nitrico e di DIC e della conducibilità misurati nella stazione di monte (IN) e in quella di valle (OUT) e nelle derivazioni irrigue e negli ingressi puntiformi. Dal bilancio di massa di tali parametri è stato derivato il carico di ogni parametro immesso dalle acque di falda. Associando alle acque di falda i valori medi di 700±50 µS cm^{-1}, 6,7±0,9 mM di DIC e 9,80±3,50 mg $N_NO_3^- l^{-1}$ misurati nei fontanili del bacino dell'Oglio, è stata calcolata per ogni parametro la quantità di acqua immessa dalla falda (Qgw). È riportato inoltre il carico di azoto nitrico immesso dalla falda (Lgw $N_NO_3^-$).

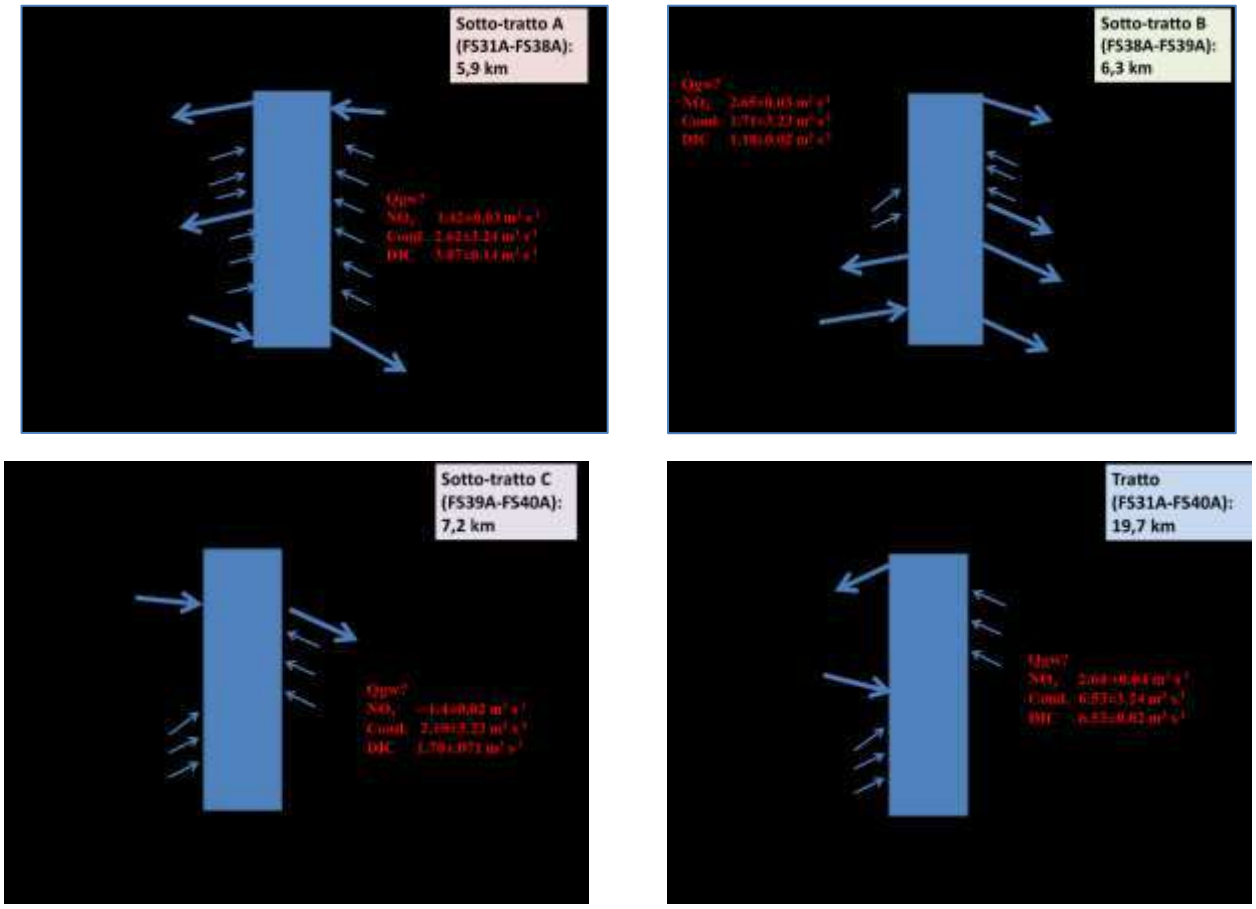


Fig. 7.12 - Campagna 2015. Per ogni sotto-tratto e per l'intero tratto sono riportati i valori medi (dev.st) della misura di portata e delle concentrazioni di azoto nitrico e di DIC e della conducibilità misurati nella stazione di monte (IN) e in quella di valle (OUT) e nelle derivazioni irrigue e negli ingressi puntiformi. Dal bilancio di massa di tali parametri è stato derivato il carico di ogni parametro immesso dalle acque di falda. Associando alle acque di falda i valori medi di 700±50 µS cm^{-1}, 6,7±0,9 mM di DIC e 9,80±3,50 mg $N_NO_3^- l^{-1}$ misurati nei fontanili del bacino dell'Oglio, è stata calcolata per ogni parametro la quantità di acqua immessa dalla falda (Qgw). È riportato inoltre il carico di azoto nitrico proveniente dalla falda (Lgw $N_NO_3^-$).

Tab. 7.9 - Per ogni sotto-tratto e per l'intero tratto sono riportate quantità di acque di falda immesse in fiume derivanti dal bilancio idrologico e dai bilanci di massa di azoto nitrico, conducibilità e DIC, associando alle acque di falda i valori medi di 700±50 µS cm^{-1}, 6,7±0,9 mM di DIC e 9,80±3,50 mg $N_NO_3^- l^{-1}$ misurati nei fontanili del bacino dell'Oglio (campagna 2013).

Sotto-tratto	Q da bilancio idrologico ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio $N_NO_3^-$ ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio Conducibilità ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio DIC ($m^3 s^{-1}$)	
	media	dev.st	media	dev.st	media	dev.st	media	dev.st
1	2,46	0,80	2,80	1,12	2,00	1,89	1,59	1,27
2	1,45	0,54	0,62	1,12	1,04	1,89	1,37	1,27
3	0,50	0,69	1,31	1,12	0,77	1,89	0,83	1,27
4	2,61	0,67	2,69	1,12	2,29	1,89	2,23	1,27
5	-0,62	0,15	-1,07	1,12	-0,22	1,89	-0,10	1,27
Tratto totale	8,19	0,95	6,36	1,12	5,88	1,89	5,91	1,27

Tab. 7.10 - Per ogni sotto-tratto e per l'intero tratto sono riportate quantità di acque di falda immesse in fiume derivanti dal bilancio idrologico e dai bilanci di massa di azoto nitrico, conducibilità e DIC, associando alle acque di falda i valori medi di 591±78 µS cm^{-1}, 6,2±0,1 mM di DIC e 9,57±3,67 mg $N_NO_3^- l^{-1}$ misurati nei 6 fontanili del bacino dell'Oglio (campagna 2015)

Sotto-tratto	Q da bilancio idrologico ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio $N_NO_3^-$ ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio Conducibilità ($m^3 s^{-1}$)		Q da bilancio DIC ($m^3 s^{-1}$)	
	media	dev.st	media	dev.st	media	dev.st	media	dev.st
A	3,07	0,14	1,42	0,03	2,62	3,24	3,65	0,01
B	1,25	0,07	2,65	0,03	1,71	3,24	1,18	0,02
C	2,65	1,23	-1,43	0,03	2,19	3,24	1,70	0,02
Tratto totale	6,97	1,27	2,64	0,04	6,53	3,24	6,53	0,02

7.1.2 ANALISI STATISTICA

7.1.2.1 DISCONTINUITÀ DELLA CONCENTRAZIONE DI NITRATO LUNGO IL CORSO DEL FIUME

L'obiettivo di questo approfondimento è quello di evidenziare eventuali punti di discontinuità delle concentrazioni di nitrato lungo il corso del fiume Oglio.

7.1.2.2 MATERIALI E METODI

I dati analizzati sono quelli relativi al nitrato delle campagne 1, 5 e 9 del primo triennio di sperimentazione. La scelta di utilizzare i dati delle sole campagne estive è giustificata dal fatto che, con minori portate in alveo, risulta più agevole l'individuazione di punti di discontinuità nella concentrazione di nitrato.

Per ogni campagna si è proceduto alla modellazione della relazione tra concentrazione di nitrato e chilometrica attraverso un modello additivo generalizzato (GAM). I modelli additivi generalizzati sono tecniche di regressione non lineare e non parametrica che non richiedono una relazione funzionale a priori tra la variabile dipendente e quella indipendente (Hastie & Tibshirani, 1990).

Al fine di individuare punti di discontinuità nella relazione tra concentrazione di nitrato e progressiva chilometrica è stato utilizzato il metodo delle differenze finite, secondo quanto proposto da Simpson (2014). Questo metodo permette di approssimare il valore della derivata prima nell'intorno di un punto della funzione, tenen-

do contemporaneamente in considerazione l'intervallo di confidenza per poter valutare se il valore della derivata sia o meno diverso da 0.

7.1.2.3. RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati dei GAM sono presentati in figura 7.13. La relazione tra concentrazione di nitrato e progressiva chilometrica risulta simile nelle tre campagne di campionamento, come peraltro messo in evidenza nei report precedenti.

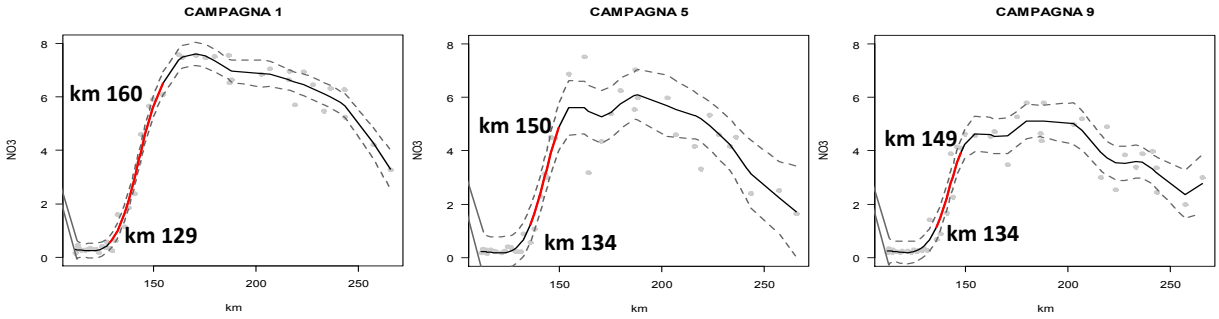


Fig. 7.13 - Modellazione della relazione tra concentrazione di nitrato e chilometrica attraverso un modello additivo generalizzato (GAM) sui dati delle campagne 1, 5 e 9 del primo triennio di sperimentazione.

Il risultato comune a tutte 3 le campagne è la presenza di un solo punto di discontinuità la cui ampiezza, in termini chilometrici, è variabile tra le campagne. In particolare l'ampiezza maggiore viene riscontrata nella campagna numero 1 (dal km 129 al km 160) e quella minore nella campagna 9 (dal km 134 al km 149), mentre la campagna numero 5 mostra un'ampiezza intermedia simile a quella della campagna 5 (dal km 134 al km 150).

Nella prima campagna di campionamento il punto di discontinuità inizia nei pressi della stazione FN24A e termina tra la stazione FS39A e FS42A. Nella seconda e nella terza campagna di campionamento il punto di discontinuità inizia nei pressi della stazione STF26 e termina nei pressi della stazione FS38A. La differente ampiezza del punto di discontinuità è probabilmente da imputare al differente andamento delle portate esistente tra la campagna numero 1 e quelle 5 e 9 (Fig. 7.14). La portata media del tratto compreso tra la stazione FN24A (km 131.5) e FS40A (km 162) è stata infatti di 9.1 $m^3 s^{-1}$, 11.3 $m^3 s^{-1}$ e 11.5 $m^3 s^{-1}$ rispettivamente nelle campagne 1, 5 e 7. Inoltre le concentrazioni di nitrato in questa zona sono relazionate anch'esse alla portata in alveo, con valori maggiori per la campagna 1 (3.3 mg l^{-1}) e minori per le altre due campagne (2.7 mg l^{-1} e 2.6 mg l^{-1} per le campagne 3 e 5, rispettivamente). Tale andamento è da imputare all'interazione tra l'apporto di acqua di falda ricca di nitrato e la quantità di acqua proveniente da monte (assumendo la concentrazione di nitrato nelle acque di falda costante nel tempo). La minore diluizione con le acque di buona qualità provenienti da monte determina di conseguenza un aumento di concentrazione di nitrato e l'aumento dell'ampiezza della zona di discontinuità

.

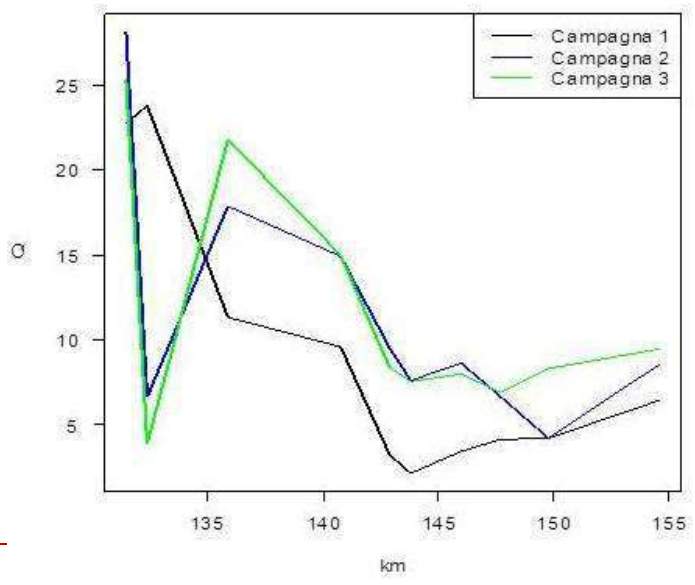


Fig. 7.14 - Andamento delle portate durante le campagne 1, 5 e 9.

7.1.3. CONCLUSIONI MODULO "Interazione fiume-falda nel fiume Oglio sublacuale"

I valori di portata immessi dalle acque di falda calcolati dai bilanci di massa durante le due campagne 2013 e 2015 sono paragonabili a quelli determinati dal bilancio idrologico, ad eccezione del bilancio dell'azoto nitrico 2015. La corrispondenza tra le due tipologie di calcolo per la stima degli apporti di acqua di falda conferma che l'aumento di portata e di concentrazione di nitrato, DIC, cloruri, solfati e della conducibilità sia dovuto principalmente all'ingresso diffuso di acque sub-superficiali piuttosto che da sorgenti diffuse derivanti dal dilavamento del territorio circostante: considerando i dati delle due campagne, in 20 km l'apporto medio è 6,13±1,03 m^3 s^{-1} o 0,31 m^3 s^{-1} km^{-1}. Il risultato è in accordo con lo studio preliminare di Dalconte et al. (2014), che utilizzarono dati chimico-fisici, isotopici e di portata del fiume Oglio derivanti da differenti progetti per stimare l'apporto di falda tramite un bilancio di massa con regressioni lineari multiple e il modello EMMA (End Member Mixing Analysis). Essi riscontrarono un valore di ingressione di acqua di falda di 4,39 m^3 s^{-1} tra il km 138 e il km 148 e di 5,12 m^3 s^{-1} tra il km 148 e il km 158.

L'analisi statistica dei dati raccolti durante il primo triennio di sperimentazione nel periodo estivo (campagna 1, 5 e 9) conferma l'esistenza di una relazione tra concentrazione di nitrato e valori di portata e di un solo punto di discontinuità la cui ampiezza, in termini chilometrici, è variabile tra le campagne e dipendente dai valori di portata in transito. Tale discontinuità corrisponde con il tratto fluviale indagato durante l'attività sperimentale e l'analisi statistica conferma che dall'interazione tra l'apporto di acqua di falda ricca di nitrato e la quantità di acqua proveniente da monte sia determinata la concentrazione di nitrato e, di conseguenza, lo stato di qualità delle acque del tratto indagato. Quando la stagione estiva è caratterizzata da scarsità idrica, il tratto fluviale interessato dall'apporto di falda diventa più ampio (ampiezza zona di discontinuità) ed è caratterizzato da valori di concentrazione di nitrato maggiori poiché la diluizione con le acque di buona qualità provenienti da monte diventa minore (assumendo la concentrazione di nitrato nelle acque di falda costante nel tempo).

Considerando l'obiettivo del progetto, e quindi la definizione del deflusso minimo vitale a valle delle derivazioni idroelettriche e di quelle irrigue, con i dati del 2013 e del 2015 è possibile dire che nel tratto fluviale tra la derivazione del Naviglio Grande Pallavicino e la Roggia Molinara di ~2,3 km un apporto variabile tra 0,50 e 0,66 m^3 s^{-1} al km genera un input di acqua in fiume tra 1,15 e 1,52 m^3 s^{-1}; nel tratto tra la Roggia Molinara e il Cavo di Suppeditazione di ~3,8 km un apporto tra 0,50 e 0,56 m^3 s^{-1} al km genera un input di acqua in fiume tra 1,9 e 2,13 m^3 s^{-1}; ed infine nel tratto tra il Cavo di Suppeditazione e la Roggia Conta di Barco di ~1,6 km un apporto tra 0,50 e 0,56 m^3 s^{-1} al km genera un input di acqua in fiume tra 0,8 e 0,90 m^3 s^{-1}.

In conclusione, l'apporto di acque di falda ha effetti positivi e negativi sul sistema fluviale: quelli positivi riguardano 1) la ricostituzione delle portate fluviali sottratte nel tratto di monte per scopi irrigui e 2) l'apporto di acque fredde che abbassano la temperatura delle acque provenienti da monte (in estate le acque del lago d'Iseo sono calde) e promuovono la formazione di microhabitat potenzialmente occupabili da specie animali e vegetali pregiate; l'effetto negativo invece è l'apporto di acque ricche di nitrato che vanno ad influenzare la qualità delle acque fluviali. L'apporto di acque di falda risulta al netto migliorare l'ecosistema fluviale: anche se la qualità delle acque risulta peggiore rispetto al tratto di monte, la struttura e l'abbondanza delle comunità di macroinvertebrati e macrofite mostrano un miglioramento che si traduce anche in un miglioramento di classe degli indici di qualità definiti dalla normativa. Tuttavia tale miglioramento può essere dovuto anche ad un minor impatto antropico sulle caratteristiche morfologiche dell'alveo fluviale.

BIBLIOGRAFIA

APAT-CNR-IRSA, 2003. "Metodi analitici per le acque", Manuali e Linee Guida 29/2003

Anderson LG, Hall POJ, Iverfeldt A, Van der Loeff MMR, Sundby B, Westerlund SFG, 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. Limnology and Oceanography, 31: 319-329.

Izagirre et al, 2008. Environmental controls of whole-stream metabolism identified from continuous monitoring of Basque streams. J. N. Am. Benthol. Soc., 27 (2): 252-268.

Burns, 1998. Retention of nitrate in an upland stream enviroment: A mass balance approach. Biogeochemistry, 40:73-96.

Delconte CA, Sacchi E, Racchetti E, Bartoli M, Mas-Pla J, Re V, 2014. Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: A combined hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy). Science of the Total Environment, 466-467: 924-938.

Hastie TJ, Tibshirani R J, 1990. Generalized additive models. CRC Press.

Laini A, 2012. Tesi di dottorato in Ecologia (XXIV ciclo) dal titolo: "Riciclo dell'azoto nitrico ed emissione di gas serra nei fontanili".

Laini A, Bartoli M, Castaldi S, Viaroli P, Capri E, Trevisan M, 2011. Greenhouse gases (CO2, CH4 and N2O) in lowland springs within an agricultural impacted watershed (Po River Plain, northern Italy). Chemistry and Ecology, 27 (2), pp. 177-187.

Simpson G., Identifying periods of change in time series with GAMs, http://www.fromthebottomoftheheap.net/2014/05/15/identifying-periods-of-change-with-gams/, ultimo accesso 25/11/2015.

Soana E, Racchetti E, Laini A, Bartoli M, Viaroli P, 2011. Soil Budget, Net Export, and Potential Sinks of Nitrogen in the Lower Oglio River Watershed (Northern Italy). Clean - Soil, Air, Water, 39 (11), pp. 956-965.

Sacchi E, Acutis M, Bartoli M, Brenna S, Delconte CA, Laini A, Pennisi M, 2013. Origin and fate of nitrates in groundwater from the central Po plain: Insights from isotopic investigations. Applied Geochemistry, 34, pp. 164-180.

7.2 CONCORDANZA TRA I DATI CHIMICO-FISICI DELLE ACQUE E LE COMUNITÀ DI MACROFITE E MACROINVERTEBRATI

L'obiettivo di questo approfondimento è quello di valutare se le informazioni relative ai diversi descrittori ambientali (caratteristiche chimico-fisiche delle acque, macrofite e macroinvertebrati) raccolte durante il primo triennio sono in grado di fornire indicazioni concordanti sulle caratteristiche del fiume Oglio sublacuale.

7.2.1. MATERIALI E METODI

L'analisi è stata condotta sui dati raccolti durante il periodo estivo del primo triennio, dei quali sono stati selezionati solo quelli in cui risultavano presenti i dati sulle caratteristiche chimico-fisiche delle acque e sulle comunità a macrofite e a macroinvertebrati. Per tale motivo sono stati selezionati i dati relativi alle stazioni FN01A, STA03, STB06, FN07A, STC08, FN15A, STE18, FN24A, STF26, FS31A, FS36A, FS44A, FS59A, FS77A, FS80A (nel secondo triennio definite stazioni 1, 3, 6, 7, 8, 15, 18, 24, 26, 31, 36, 44, 59, 77, 80). I dati dei 3 descrittori ambientali sono stati analizzati con tecniche di statistica multivariata. In particolare per i dati chimico-fisici è stata utilizzata una analisi delle componenti principali (PCA) mentre i descrittori biologici sono stati analizzati attraverso una non metric multidimensional scaling (nMDS, con indice di dissimilarità di Jaccard e 3 assi). Successivamente i risultati delle analisi multivariate sono stati analizzati attraverso una analisi Procrustes seguita da un Protest (Peres-Neto and Jackson, 2001). L'analisi Procrustes consente di ruotare un ordinamento (ad esempio PCA) fino al massimo grado di similarità con un altro (ad esempio nMDS), mentre il Protest permette di valutare il grado di corrispondenza tra due ordinamenti.

7.2.2. RISULTATI

I grafici delle analisi multivariate sono presentati in figura 7.15.

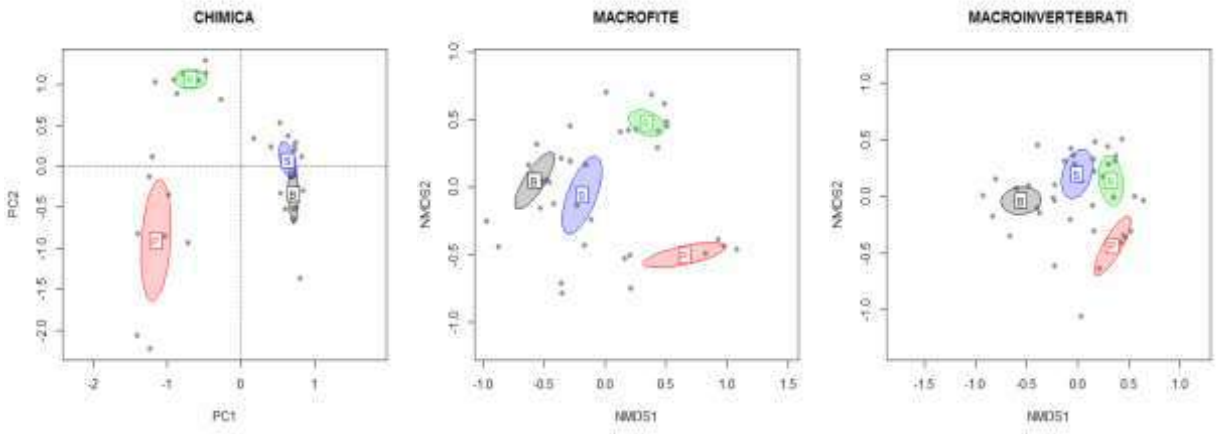


Fig. 7.15 - Grafici della PCA effettuata sui dati chimico-fisici delle acque (a) e della nMDS effettuata sui dati di macrofite (b) e macroinvertebrati (c). La varianza spiegata dai primi 3 assi della PCA è del 67%, mentre il valore di stress degli ordinamenti ottenuti per macrofite e macroinvertebrati sono rispettivamente 0,13 e 0,15. Le lettere B, P, R, S rappresentano rispettivamente i raggruppamenti bacinizzato, potamale, risorgive e sotteso.

I risultati dell'analisi delle componenti principali effettuata sui dati chimico-fisici delle acque mostrano la suddivisione delle stazioni in 3 raggruppamenti: bacinizzato + sotteso (stazioni FN01, STA03, STB06, FN07A, STC08, FN15A, STE18, FN24A, STF26), risorgive (stazioni FS31A, FS36A, FS44A) e potamale (stazioni FS59A, FS77A, FS80A) (Fig. 7.15A). Le ellissi dei gruppi bacinizzato e sotteso, infatti, sono sovrapposte tra loro indicando caratteristiche chimico-fisiche molto simili tra i 2 gruppi. I risultati della nMDS effettuata sui dati delle macrofite mettono in evidenza la presenza di gruppi ben distinti, così come risulta dall'nMDS effettuata sui dati dei macroinvertebrati. I descrittori biologici, di conseguenza, sono in grado di separare i raggruppamenti bacinizzato (FN01, STB06, FN07A, FN15A) e sotteso (stazioni STA03, STC08, FN24A, STF26). In questo caso le stazione STB06 viene considerata bacinizzata mentre la stazione FN24A come sottesa a causa delle loro caratteristiche idromorfologiche. La stazione STB06 presenta profondità elevate e velocità della corrente molto basse mentre la stazione FN24A presenta caratteristiche simili ad un ambiente ritrale. I risultati del Protest sono riassunti in tabella 7.11.

Tab. 7.11 - Risultati del protest. Il numero di permutazioni utilizzato per valutare la significatività della corrispondenza tra i vari descrittori è 9999.

DESCRITTORI	**m12**	**r**	**p**
chimica-macrofite	0,56	0,66	< 0,001
chimica-macroinvertebrati	0,68	0,57	< 0,001
macroinvertebrati-macrofite	0,73	0,52	< 0,001

7.2.3. DISCUSSIONE

L'analisi multivariata effettuata sui dati chimico-fisici delle acque e su quelli di macrofite e macroinvertebrati mostrano in generale una suddivisione delle stazioni nel periodo estivo in 4 raggruppamenti distinti tra loro. L'unica eccezione riguarda la PCA effettuata sui dati chimico-fisici che non risulta in grado di separare i rag-

gruppamenti sotteso e bacinizzato. Il motivo di questo risultato, già discusso ampiamente nei capitoli precedenti, è da ricercare nell'assenza di perturbazioni significative in grado di modificare lo stato qualitativo delle acque nel tratto compreso dalla stazione FN01A e STF26. I dati biologici sono invece in grado di mettere in mostra la separazione tra i raggruppamenti sotteso e bacinizzato, che presentano comunità di macrofite e di comunità diverse tra loro. In generale, ognuno dei 3 ordinamenti ricalca in qualche modo il continuum fluviale che mette in ordine i raggruppamenti bacinizzato, sotteso, risorgive e potamali sull'asse di ordinamento 1. Nonostante l'analisi multivariata metta in evidenza un certo grado di corrispondenza tra i diversi descrittori utilizzati, il protest fornisce valori di correlazione (r) minori di 0,7, valore proposto da Heino (2010) come soglia per avere una forte corrispondenza tra ordinamenti provenienti da diverse matrici ambientali. In particolare i descrittori biologici, pur separando in modo chiaro i 4 raggruppamenti, presentano un r pari a 0,52. Osservando gli ordinamenti nelle Fig. 7.15B e 7.15C si può osservare come nel caso delle macrofite le comunità del raggruppamento sotteso sono più simili a quelle del raggruppamento bacinizzato mentre nel caso dei macroinvertebrati sono più simili al raggruppamento risorgive.

BIBLIOGRAFIA

Peres-Neto PR and Jackson DA, 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. Oecologia 129: 169-178.

Heino J, 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? Ecol Indic. 10: 112–117.

7.3 APPLICAZIONE DEL MODELLO PHABSIM AL F. OGLIO SUBLACUALE

A seguito del primo triennio di sperimentazione del DMV sul fiume Oglio, è stato deciso presso il tavolo tecnico, a suo tempo coordinato da FLA, di procedere nella seconda fase della sperimentazione, ad implementare le metodiche di valutazione del deflusso minimo vitale. Pertanto, nel secondo triennio, è stato aggiunto alle indagini concordate anche il metodo IFIM, con l'applicazione del modello PHABSIM.
Questo software permette, una volta definite le specie target ed i siti di applicazione, di indagare in modo "artificiale" la disponibilità di habitat al variare delle portate, e quindi di indagare le condizioni di velocità di corrente e aumento del battente. Inoltre consente di fare valutazioni anche per quanto concerne le possibili variazioni di substrato in alveo.
In sede di tavolo tecnico, sono state concordate, secondo l'approccio IFIM anche i siti di riferimento e le specie target, per cui indagare l'ADP (area disponibile ponderata) secondo le variazioni dei deflussi, che possono verificarsi all'interno dell'alveo.

7.3.1 RACCOLTA DEI DATI I CAMPO

I dati di campo sono stati raccolti in stazioni, definite in sede di tavolo tecnico, misurando le diverse grandezze necessarie al funzionamento del modello. Di seguito in tabella si riportano le stazioni soggette a modellazione. Nella stazione ST08, non è stato possibile reperire i dati morfo-idrologici a causa di impossibilità operative, che impedivano la sicurezza degli operatori anche in condizioni di portate ridotte, pertanto per tale stazione non verrà effettuata alcuna modellazione.

Codice stazione	Denominazione
ST03	A valle traversa di Sarnico
ST08	Tratto sotteso alla centrale di Tagliuno
ST18	Tratto sotteso centrale di Palosco
ST26	Tratto sotteso centrale Urago d'Oglio
ST31	A monte del depuratore di Rudiano
ST38	Bosco de L'isola
ST39	Bosco di Barco
ST40	A monte dello scolmatore di Genivolta

Tabella 7.12 – stazioni di applicazione metodologia PHABSIM

7.3.2 DATI IDROLOGICI

Per le restati stazioni, come suggerito all'interno del documento "Report relativo al sopralluogo sul fiume Oglio" del 31 Luglio 2013 sviluppato dal gruppo di lavoro FLA, ci si è attenuti a quanto concordato. Al fine di definire un tratto rappresentativo per ogni stazione, la lunghezza di ciascuna è stata scelta in base alle caratteristiche idrauli-co-morfologiche, come presentato in tabella.

Codice stazione	Lunghezza stazione
ST03	480 m
ST08	--------
ST18	520 m
ST26	965 m
ST31	510 m
ST38	570 m
ST39	630 m
ST40	520 m

Tabella 7. 1.3 - lunghezza dei tratti per singola stazione

Le sezioni di inizio e di fine del tratto da modellare hanno come condizioni al contorno di monte e di valle delle zo-ne di riffle, eccezion fatta per ST03 e ST31, che risultano limitate inferiormente da soglie artificiali. Alla luce delle condizioni della stazione ST26, date le caratteristiche morfologiche del sito, la modellazione è prevista su un tratto caratteristico di run.
Il rilievo delle sezioni e delle misure di velocità e battente, sono state eseguite con l'ausilio di strumentazione spe-cifica ADCP, con l'utilizzo del battello Rio Grande e Stream Pro della RI Tecnologys, a tale apparecchiatura è stato affiancato un rilievo GPS, effettuato con lo strumento LEICA GS08_Plus, al fine di identificare i capisaldi di ogni transetto e le quote di riferimento utili alla descrizione delle forme d'alveo ed alla pendenza di fondo. Dove non è stato possibile l' impiego dei sensori ADCP si sono rilevate le velocità con mulinello Ott C2.
Per ogni sezione si è provveduto a mantenere un distanza longitudinale di 30 metri, ove possibile secondo le carat-teristiche del sito. All'interno di ogni transetto il battente idraulico e la velocità media sono stati misurati con inter-valli di 3 metri, per quanto riguarda l'alveo attivo, in base alle condizioni di portata in cui si è operato. A tal propo-sito si ricorda che il rilievo dei suddetti parametri è stato effettuato con due portate differenti, corrispondenti per i tratti sottesi al 5% e 10%. Di seguito si riportano per ogni sezione le condizioni di portata in cui sono state effettua-te le misurazioni di campo (Tab. 7.14).

Codice stazione	Portata 1	Portata 2
	m^3/s	m^3/s
ST03	2.66	8.50
ST08	--------	--------
ST18	4.05	11.69
ST26	4.25	7.10
ST31	4.92	24.40
ST38	4.68	29.22
ST39	22.2	30.5
ST40	24.47	31.5

Tabella 7.14 - condizioni di portata durante le misurazioni di campo in ciascuna sezione

7.3.3 DATI BIOLOGICI

Per quanto concerne i dati biologici, si è provveduto ad identificare in via preliminare le specie ittiche oggetto di indagine, per le quali calcolare l'ADP (area disponibile ponderata) risultante dall'applicazione del metodo Phabsim.

In tal senso, le specie di riferimento definite rappresentative, per cui è stato richiesto il calcolo di curve di preferenza tipiche del fiume Oglio sublacuale, sono state le seguenti:

- Cavedano (*Leuciscus cephalus);*
- Barbo (*Barbus plebejus);*
- Vairone (*Leuciscus souffia).*

Oltre alle tre specie precedentemente riportate, sono stati richiesti, se possibili, approfondimenti per:

- Pigo (*Rutilus pigus*): sviluppo, se possibile di curve tipiche del fiume Oglio al fine di aumentare gli studi su questa specie soggetta a tutela. Purtroppo, data l'esiguità di soggetti rilevabili, non è stato possibile disporre di dati sufficienti alla costituzione delle elaborazioni richieste. Per tale motivo l'applicazione del metodo su questa specie è vincolata all'impiego di curve reperibili in bibliografia, qualora esistenti e significative del contesto morfologico del fiume Oglio sublacuale.
- Lasca (*Chondrostoma genei*) : anche per questa specie, censita raramente nel fiume Oglio sublacuale, è stata richiesta, a titolo di approfondimento, l'applicazione del modello su curve di preferenza derivate dalla bibliografia. Qualora disponibili e significative per un'applicazione di confronto sul fiume Oglio sublacuale, saranno sviluppate le elaborazioni richieste.
- Trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*): come dimostrato, nel fiume Oglio sublacuale, non sussistono le condizioni idonee ad un corretto insediamento e mantenimento della specie, motivo per cui l'elaborazione del modello non verrà effettuata.

Al fine di definire curve di preferenza (HSC) per le suddette specie su base locale, si è provveduto a misurazioni di campo come descritto di seguito. Per ogni sezione, sono state svolte campagne di monitoraggio a guado o con mezzo di imbarcazione in base al battente presente e alle condizioni sito specifiche. In campo si è quindi provveduto ad utilizzare il metodo dell'elettropesca per censire i soggetti catturati e definirne la specie e la classe di taglia, utili alla successiva suddivisione operata nel Phabsim per la creazione delle curve di preferenza suddivise in:

- Giovanile (per soggetti nati nell'anno – 0+);
- Sub adulto (per soggetti non ancora maturi sessualmente, di norma compresi tra 1+ e 3+),
- Adulto (Per soggetti già maturi sessualmente, di norma superiori a 3+).

Gli operatori al momento della cattura, hanno provveduto a misurare in loco, tramite l'utilizzo di un correntometro, mod. Ott C2, e di un asta metrata, la misure relative alle velocità di scorrimento e battente della localizzazione del pesce catturato. In concomitanza è stato anche monitorata la tipologia di fondale presente, al fine di creare curve HSC che includessero anche il Channel Index, ossia le preferenze in base alla composizione del fondo.
I dati di campo sono stati implementati in un database excel, che successivamente è stato utilizzato per le elaborazioni e la creazione di curve sito specifiche, per ogni specie target e per ciascuno stadio vitale (in riferimento a quanto specificato pocanzi). Di seguito si riportano le grandezze di ogni campione, impiegato per la costruzione delle curve.

	Barbo	Cavedano	Vairone
Giovanile	629	3400	1316
Sub-adulto	160	502	418
Adulto	87	281	704

Tabella 7.15 - numerosità di ogni campione per la creazione delle HSC sito specifiche

7.3.4 Svolgimento delle campagne di monitoraggio.

Data la particolare situazione idrologica registrata nel 2014 si è dovuto rinviare le campagne all' estate 2015 quando si sono avute le condizioni ideali per questo lavoro. La prima campagna si è svolta dalla seconda decade di giugno, la seconda campagna nella terza decade di ottobre quando si sono ripresentare le condizioni necessarie alla buona riuscita del lavoro.

Per questo motivo l' applicazione del modello Phabsim non è potuta essere conclusa entro il termine di presentazione della Relazione Conclusiva, ma sarà terminata e quindi pubblicata entro la metà del mese di gennaio 2016.

7.4 FAUNA ITTICA – Pressioni e Pesce Siluro (*Silurus glanis*)

7.4.1 Premessa

Come noto, in un ecosistema acquatico, la fauna ittica può essere soggetta a diverse perturbazioni che, pertanto, sono in grado di indurre effetti più o meno marcati.
Focalizzando l'attenzione sull'ecosistema del fiume Oglio sublacuale, si rilevano diverse criticità in grado di ledere il buono stato di salute della comunità ittica locale. Tra queste possiamo annoverare la presenza costante di opere trasversali nel primo tratto, in grado di alterare le condizioni idrauliche e pertanto generando condizioni di deflusso molto distanti dalla naturalità del corso d'acqua che agevolano alcune popolazioni più di altre. A questo fattore oggettivo, incidente soprattutto sulle caratteristiche idrauliche del sito, si aggiungono la morfologia d'alveo e le banalizzazioni antropiche operate nel tempo, che hanno di fatto rettificato il percorso del fiume nel quale, ad oggi, appaiono pressoché assenti le aree di divagazione e le interconnessioni con ambienti laterali. Questo elevato grado di antropizzazione, cui è stato soggetto il fiume Oglio sublacuale nei secoli, ha inoltre portato alla riduzione delle aree elettive di molte specie ittiche che, pertanto, risultano contratte anche a causa di questo fattore limitante. Non in ultimo va ricordata anche l'assenza, nel fiume Oglio sublacuale, di una vera e propria area spondale, poiché in molti tratti si assiste ad un uso agricolo dei terreni a ridosso del fiume, con gli effetti di immissione di fonti azotate e di nutrienti ben noti, in grado di alterarne in parte lo stato di qualità chimico, compromettendo quindi di riflesso il mantenimento di specie ittiche di pregio.
Tra gli impatti gravanti sulla cenosi in questione si possono fondamentalmente distinguere quelli legati alle condizioni morfo-idrauliche dei siti, alla chimica dell'ambiente ed infine alle pressioni di tipo biologico, indotte pertanto da altri organismi. Proprio quest'ultimo fenomeno ha investito molti ecosistemi acquatici ove, negli anni, sono state introdotte specie ittiche alloctone che, come noto, creano una moltitudine di disturbi all'ittiofauna autoctona. Tra le specie maggiormente impattanti a livello dell'ittiocenosi si può annoverare il pesce siluro (*Silurus glanis*) che, introdotto in Italia verso la fine degli anni 50, si è progressivamente diffuso, occupando diversi ecosistemi, compreso il fiume Oglio sublacuale. La sua massiccia presenza ha indotto, nei decenni, problematiche legate soprattutto alla predazione delle specie ittiche autoctone ed alla competizione per le zone di rifugio con gli altri predatori endemici. Poiché tale pressione biologica, come confermato da studi scientifici, è andata sempre più progredendo negli anni, gli Enti Locali, in accordo con le leggi nazionali e provinciali, hanno previsto piani di contenimento della specie, al fine di ridurne la consistenza e quindi consentire il mantenimento locale delle specie ittiche autoctone e della biodiversità. Sul fiume Oglio sublacuale, dal 2009, con l'avvio della sperimentazione per il DMV, si è riscontrata un'elevata presenza del glanide attraverso le indagini di campo poste in essere per il suddetto progetto. L'elevata consistenza della popolazione censita nel fiume Oglio ha successivamente portato allo sviluppo di piani mirati al contenimento della stessa, iniziati con il contributo del Consorzio dell'Oglio e delle province di Brescia e di Bergamo. Queste azioni, tutt'ora in corso di realizzazione, hanno consentito una notevole riduzione della biomassa di siluro, con gli effetti benefici che verranno descritti di seguito nei confronti della comunità ittica locale. Il seguente documento ha quindi lo scopo di riassumere le attività condotte in campo, i risultati delle stesse e gli effetti riscontrati a carico della comunità ittica del fiume Oglio.

7.4.2 Il siluro (Silurus glanis L.)

Il siluro è un pesce originario della regione est europea e danubiana, appartenente alla famiglia Siluridae, che è stato introdotto nelle acque italiane a partire dalla fine degli anni '50. Con molta probabilità le prime semine di tale specie sono state realizzate all'interno di bacini chiusi utilizzati per la pesca sportiva, dai quali è però stata successivamente "esportata" anche in ambiente naturale, dando il via all'attuale condizione di forte criticità generata dalla presenza del siluro nella maggior parte dei fiumi e dei laghi del Nord Italia.
Il siluro possiede un corpo di forma cilindrica, massiccio nella regione craniale e più affusolato e compresso in quella caudale. La testa si presenta grande e larga con una leggera depressione dorso-craniale. La bocca, di

notevoli dimensioni, si apre inferiormente e presenta un'articolazione mandibolare a doppia cerniera in grado di permetterne un'apertura considerevole. La mascella è leggermente prognata rispetto all'arcata mandibolare ed entrambe portano placche ossee ricoperte di piccoli denti cornei che aiutano a trattenere le prede, che saranno inghiottite intere. Gli occhi sono piccoli e posti in posizione laterale. Sono inoltre presenti tre paia di bargigli sensoriali – due paia sulla mandibola e un paio sulla mascella – che amplificano la percezione del pesce, aiutandolo durante le fasi di caccia anche in acqua torbida o in assenza di luce. Le pinne pettorali, dorsale e ventrali sono piccole, sottili e possiedono i primi raggi spinosi e duri. La pinna caudale è tozza, corta e a delta, mentre quella anale risulta estremamente sviluppata. La cute è priva di squame e ricoperta da abbondante muco protettivo e possiede una colorazione di fondo tendenzialmente scura – di colore nero od oliva scuro – nella regione craniale e dorsale che tende a sfumarsi nella regione mediana fino a divenire di color chiaro – solitamente bianco giallastro – nella parte ventrale. Lungo i fianchi possono poi essere presenti marezzature e macchie sia di colore più intenso che depigmentate.
Il siluro è un pesce longevo, in grado di raggiungere dimensioni notevoli in pochissimo tempo - oltre 2 metri di lunghezza e un peso di oltre 100kg -, che possiede indiscutibili doti di adattabilità e proliferazione. È infatti possibile riscontrarne popolazioni acclimatate in quasi tutte le tipologie d'ambiente acquatico, partendo da quelle qualitativamente elevate e ricche di ossigeno - ad esempio quelle dei grandi fiumi e laghi lombardi -, sia in quelle torbide e povere di ossigeno - quali quelle di stagni, torbiere e canali -. È inoltre in grado di popolare ambienti morfologicamente differenti, riuscendo a prosperare anche in quelli artificiali privi di particolari ripari e rifugi, delineando quindi una capacità d'adattamento tale da portare alla rapida e incontrollata diffusione della specie nella maggior parte dei fiumi e dei laghi della pianura Padana.
Oltre ciò, il siluro è un pesce estremamente prolifico, in grado di produrre da poche migliaia di uova a oltre 40.000 uova per kg di peso vivo, che presenta un ciclo riproduttivo annuale ma estremamente prolungato – la frega può protrarsi da maggio a fine agosto –. Pratica inoltre la cura parentale della prole fino a quando essa è in grado di abbandonare il nido, massimizzando così la sopravvivenza delle giovani larve. Giusto per fare un esempio, si può facilmente affermare che una singola femmina di 25 kg di peso è potenzialmente in grado di generare 1.000.000 di larve l'anno che, a seguito delle cure assicurate dal maschio - che rimane a difesa del nido fino al suo completo abbandono da parte della nidiata -, presenteranno tassi di sopravvivenza elevatissimi, diffondendosi in massa all'interno degli ambienti acquatici. L'elevato tasso di crescita e la spiccata attività ittiofaga - il siluro si alimenta quotidianamente fino a circa il 5% del proprio peso vivo - fanno poi di questo vorace predatore un reale rischio per le popolazioni ittiche autoctone che si ritrovano completamente schiacciate dalla presenza del siluro. La specie è infatti prevalentemente ittiofaga, anche se non si limita ad alimentarsi di solo pesce. Sono infatti parte della sua dieta anche molluschi, anfibi, rettili, volatili e piccoli mammiferi.
Le temperature miti dei nostri ambienti e l'abbondanza di cibo hanno poi amplificato le sue normali attività biologiche, aumentandone notevolmente i tassi di crescita e le potenzialità riproduttive, facendo si che ad oggi non si sia ancora delineata una tendenza all'equilibrio tra questa specie e quelle autoctone. Ne sono la prova l'incontrastata diffusione all'interno degli ambienti acquatici – data anche l'assenza di un competitore naturale – e l'aumento costante della taglia media dei soggetti che hanno portato la specie ad imporsi come popolazione fortemente dominante.
Alla luce di quanto detto è quindi possibile constatare quale sia il reale rischio derivante dalla presenza del siluro negli habitat acquatici di cui non è originario, e di quali siano gli scompensi che la sua presenza genera all'interno degli equilibri tra le altre popolazioni ittiche. Tali specie risultano infatti sempre più schiacciate dalla presenza del siluro e si ritrovano confinate in piccole nicchie ecologiche. Tutto ciò identifica quindi il siluro come una delle minacce che oggigiorno limitano fortemente il mantenimento, la ripresa e la tutela della biodiversità dell'ittiofauna autoctona del fiume Po, dei suoi affluenti e dei grandi laghi lombardi.

7.4.3 Attività di contenimento della specie

Come precedentemente accennato, a partire dal 2011, sono state condotte attività specifiche di contenimento del pesce siluro, con interventi realizzati sia tramite elettropesca, sia tramite pesca subacquea, che hanno permesso la cattura di soggetti in condizioni differenti al fine di estendere le aree di operatività.
La realizzazione di tali azioni ha permesso di asportare, per gli anni 2011 e 2012, rispettivamente 1.500 kg e 1.897 kg l'anno, per quanto concerne il tratto compreso nei primi 30 km del fiume Oglio sublacuale. Con le attività condotte per il DMV, nel primo triennio di sperimentazione è stato possibile catturare, sull'intero corso d'acqua, 3.657 kg.

A seguito sia dei risultati ottenuti durante le operazioni di contenimento e rilevati i primi effetti indotti dagli stessi, con gli Enti Locali è quindi stata prolungata tale attività che, negli anni 2013, 2014 e 2015, ha portato quindi all'asportazione dal fiume rispettivamente di 1.755,3 Kg, 1.811,6 Kg e 635,8 Kg (il dato 2015 risulta essere incompleto in termini quantitativi, poiché il progetto risulta ancora in atto).
La prosecuzione del secondo triennio di sperimentazione, ha invece permesso la cattura di 573,3 kg, 535,5 kg ed 816,15 kg, rispettivamente per gli anni 2013, 2014 e 2015.
Di seguito vengono riproposti in modo sintetico i dati suddetti per una miglior comprensione.

	DMV		CONTENIMENTO				
Periodo	***2009-2012***	***2013-2015***	***2011***	***2012***	***2013***	***2014***	***2015***
Quantità	3.657 Kg	1.925 Kg	1.500 Kg	1.897 Kg	1.755 Kg	1.811 Kg	635 Kg

Tabella 7..62: tabella riassuntiva dei quantitativi di Siluro (Silurus glanis) catturati nel fiume Oglio sublacuale

Considerando l'intero periodo 2009-2015, il quantitativo di pesce siluro asportato dal fiume Oglio sublacuale ammonta a 13.180 kg.
Va inoltre ricordato che ulteriori interventi di contenimento della specie, qui non conteggiati per quanto riguarda i quantitativi, sono stati condotti sull'intero bacino, comprendendo sia il lago d'Iseo, sia la Riserva Naturale "Torbiere del Sebino" ad esso direttamente connessa, al fine di minimizzare la discesa da monte e ridurne il carico e l'impatto imposto dalla specie. Soprattutto nel primo tratto di fiume, data la presenza di traverse in alveo, la risalita dei pesci da valle appare impossibile e, quindi, il contributo di siluro avviene solo durante i periodi di piena ed esclusivamente dal Lago d'Iseo.

7.4.4 Effetti delle azioni di contenimento

Già a seguito dei primi interventi di contenimento, con particolare riferimento al bacino posto a monte della traversa di Palazzolo sull'Oglio, si era assistito ad una diminuzione della consistenza di pesce siluro, condizione che ha consentito una naturale e lenta ripresa delle specie ittiche autoctone, tradotta non solo in un aumento significativo delle specie ciprinicole del tratto, quali la tinca, il cavedano, la scardola e anche dei predatori autoctoni, quali il luccio, ma anche in una miglior distribuzione degli stessi all'interno del tratto, in termini di occupazione degli spazi e delle aree rifugio lasciate artificiosamente libere a seguito degli interventi di contenimento. Tale evidenza ha spinto quindi a proseguire il lavoro svolto, al fine di rafforzare le prime evidenze osservate in campo.
A seguito del successivo periodo di intervento, 2013-2015, si è infatti assistito, in tutti gli ambienti su cui si sono svolte le operazioni, ad una costante diminuzione del predatore alloctono, a favore delle specie ittiche locali. La riduzione operata sul siluro, genera infatti una maggior disponibilità di habitat per le specie, in termini di aree di riposo e rifugio e, in secondo luogo, andando ad incidere direttamente sulla predazione si osserva sia una maggior strutturazione delle popolazioni ittiche residenti, sia una ripresa delle stesse. L'assenza di predazione consente infatti l'aumento dei tassi di rimonta, intesi come numerosità dei riproduttori che quindi successivamente possono dar luogo ad un incremento di riproduzione, anche se tale contributo non risulta direttamente rilevabile in maniera istantanea, poichè soggetto ad una lenta ripresa. L'assenza del predatore alloctono, in secondo luogo, non solo agisce sul buono stato di salute dell'intera comunità ittica, ma anche e soprattutto su una più omogenea presenza in specie, in senso spaziale. La pressione iniziale, indotta dalla presenza di questo predatore alloctono, era infatti tale da compromettere il buono stato di salute di molte popolazioni ittiche, per le quali a seguito dell'elevata predazione, si assisteva ad un invecchiamento della stessa, con la sola presenza di classi di giovanili dell'anno e di adulti, ma mancando di fatto i tassi di rimonta successivi rappresentati dalle classi intermedie. Tale condizione è principalmente riconducibile al fato che la predazione avveniva elettivamente verso queste classi di taglia, come dimostrato dall'analisi dei contenuti stomacali dei siluri catturati. Il costante e continuo intervento ha portato quindi, negli anni, ad una riduzione di questa pressione biologica, migliorando complessivamente lo stato di salute delle popolazioni ittiche presenti nel fiume Oglio sublacuale che, a seguito di una riduzione della predazione e alla liberazione di aree da prima colonizzate dal siluro, risultano naturalmente in grado di autorigenerarsi e mantenersi in equilibrio sia per quanto concerne i rapporti intra-specifiche, sia per quelli extra-specifici.

8. CONCLUSIONI

8.1 Il DMV nel bacino dl f. Oglio sublacuale

Il lavoro svolto in sei anni di Sperimentazione ha portato in evidenza che il sistema idraulico oggetto di studio presenta caratteristiche particolari, che non hanno riscontri in Italia in quanto differenti, in toto o in parte, con quelle degli altri fiumi emissari di grandi laghi, anche se le problematiche sono comuni. Il Gruppo di lavoro che ha portato a termine il Progetto di Sperimentazione, affidatogli dal Consorzio dell' Oglio, ritiene che per poter svolgere le valutazioni finali sulla gestione dei rilasci DMV si debbano considerare i dati sperimentali e le problematiche di gestione. Con questo percorso si ritiene sia possibile giungere alla definizione delle caratteristiche da implementare in una regola di DMV che ottenga la migliore composizione delle diverse componenti ambientali e produttive.
Lo studio idrologico ha evidenziato che il fiume "naturale" (in assenza delle opere di regolazione) e il fiume "regolato" (con la gestione delle opere di regolazione) presentano il medesimo grado di variabilità idrologica, considerando sia i periodi stagionali sia il periodo annuale. Il fiume non presenta condizioni prolungate di portate stabili, la variabilità è casuale e non può essere descritta con una regola definita.
D' altro canto si deve anche dire che la regolazione, che ha lo scopo di spostare la disponibilità di maggiori volumi di risorsa da una stagiona all' altra, non ha creato mediamente "nuove" condizioni di crisi, presenti anche in regime naturale, semmai ne ha modificato la durata, incrementandola (fattore negativo nella stagione estiva) oppure riducendola (fattore positivo nella stagione invernale). Dall' analisi dei dati idrologici si evince che questo avviene in stagioni di carenza idrica, quindi non in tutte le stagioni e in tutti gli anni; di questo la Sperimentazione ha dovuto prendere atto, non potendo realizzare sempre l' applicazione degli scenari pensati dal Progetto.
Quindi si può individuare la prima esigenza fondamentale per il rilascio DMV:

A.- Il DMV deve essere gestito con una regola che consenta la massima flessibilità possibile di applicazione, funzionale all' andamento della stagione idrologica in corso.

I dati rilevati dalla Sperimentazione individuano come carenti le stagioni estive 2009 e 2015 e la stagione invernale 2011. In questi periodi era prevista l' applicazione dei rilasci minimi tra quelli possibili e i risultati dei campionamenti svolti in questi periodi (come si può leggere più avanti nelle Conclusioni) non hanno evidenziato modifiche dello stato di qualità fluviale che potessero essere strettamente connesse alle portate. E' vero che non si è avuta la stabilità degli scenari, ma periodi di applicazione effettiva vi sono stati, per cui ha qualche fondamento la considerazione che questi valori minimi se non migliorano la qualità fluviale almeno non la peggiorano.
Si ritiene necessario prendere in esame le situazioni critiche perché le diverse portate di rilascio incidono direttamente sulla maggiore disponibilità dei volumi idrici nelle stagioni importanti per gli usi, ottenuta dalla regolazione dei livelli del lago d' Iseo. Per gli usi idroelettrici, la Sperimentazione ha presentato uno studio sulle riduzioni di produzione idroelettrica delle sei centrali esistenti utilizzando i dati idraulici reali applicati alle potenzialità effettive degli impianti (lo studio è negli atti della Sperimentazione).
Allora prende forma una seconda esigenza fondamentale per il rilascio DMV:

B.- La regola DMV deve considerare fin da subito le condizioni di crisi idrica, individuando le modalità di gestione delle limitazioni e deroghe dei rilasci in tali condizioni.

La Sperimentazione ha evidenziato la necessità, per meglio comprendere i fenomeni cui è soggetto e la loro dinamica, di suddividere il percorso del f. Oglio sublacuale in Segmenti (tre, a partire dalla traversa di Sarnico, e senza soluzione di continuità) con caratteristiche specifiche e tra loro diverse. Soprattutto dal punto di vista idraulico e morfologico, in quanto il Primo Segmento, soggetto alla regolazione, si dimostra stabilizzato in una condizione che non può essere modificata da portate variabili a meno di non eliminare fisicamente la presenza di manufatti, mentre il Secondo Segmento presenta alcuni gradi di libertà nelle condizioni dell' alveo fluviale per cui nelle sezioni dell' alveo aumenta l' importanza di parametri quali il tirante idrico e la velocità della corrente.

Queste specificità è bene siano considerate dalla regola di rilascio, per cui si individua un' altra esigenza fondamentale per il rilascio DMV:

C.- La regola DMV deve essere sitospecifica, cioè differenziarsi secondo le diverse condizioni idromorfologiche delle sezioni di applicazione.

La fase iniziale della Sperimentazione ha visto realizzato uno Studio di incidenza sulle aree classificate S.I.C., presenti lungo il corso del f. Oglio sublacuale e inserite nel comprensorio del Parco Oglio Nord. Lo Studio ha avuto seguito in campagne di rilievi comparativi tra i livelli e portate del fiume e livelli delle lanche, e i risultati hanno evidenziato la disconnessione idraulica con il fiume e una relativa connessione con il reticolo idrico minore presente in zona. Le cause della disconnessione sembrano addebitabili all' abbassamento del letto fluviale, o ad una divagazione, e alla formazione di strati di sedimenti limosi nelle lanche, in grado di eliminare le vie di comunicazione con il fiume. Queste indicazioni si sono dimostrate valide soprattutto per il campo di variazione delle diverse portate di DMV, per cui è evidente che le criticità che possono interessare i S.I.C. non hanno collegamento con le scelte dei rilasci DMV, bensì devono essere affrontate studiando e risolvendo altre cause estranee al DMV.

8.2. Qualità biologica

Considerando i valori di portata come valore medio dei 30 giorni precedenti al campionamento, lo stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi delle stazioni fondamentali non risulta correlato con i deflussi, così come lo stato di qualità secondo l'indice IBMR. In particolare, nelle stazioni sottese 3, 18 e 26 si è verificato che al di sotto del 10% DMV lo stato di qualità non è diverso da quello definito per deflussi maggiori.

Lo stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi della stazione fondamentale 3 è sufficiente per scenari uguali o minori del 7,5% e oscilla tra buono e scarso per scenari maggiori, mentre se si prendono in considerazione i valori medi di portata dei 90 giorni precedenti al campionamento lo stato di qualità della stazione 3 è prevalentemente sufficiente con un solo caso in cui è scarso. Per la stessa stazione anche l'indice IBMR restituisce uno stato sufficiente di qualità per valori di portata minori o uguali al 15% DMV. La stazione 8 mostra sempre valori di portata al di sopra del 15%. La stazione fondamentale 18 ha uno stato di qualità sufficiente al di sotto del 15% DMV, indipendentemente dalle portate e dagli indici biologici utilizzati. Dalla stazione 26 in poi si osserva un netto miglioramento dello stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi che si attesta sul buono nella maggior parte dei casi sia per valori di deflusso compresi tra il 5 e il 10% DMV che per valori di portata maggiori al 15% DMV. Anche secondo l'IBMR, il sistema fluviale migliora dalla stazione 26 in poi, anche se per quest'ultima c'è un caso di stato sufficiente al 5% DMV, ma essendo un caso sporadico è insufficiente per essere definito significativo. In modo analogo la stazione 31 mostra un caso di stato sufficiente sia secondo lo STAR_ICMi che l'IBMR per scenari minori del 7,5%.
I risultati biologici dell'esperimento BACI hanno rilevato risposte non univoche della comunità di macroinvertebrati ai deflussi . Nella stazione 3, dove le percentuali di DMV sono risultate al di sotto del 10%, diminuisce il numero di taxa EPT. Questo andamento non è però imputabile con certezza alla riduzione delle portate ed è probabile che altri fattori possano incidere su tale diminuzione. Questa ipotesi è sostenuta dal fatto che nelle stazioni 3 e 8 il numero di taxa EPT è comunque sempre più basso che nelle altre stazioni, anche durante il campionamento stagionale. Nella stazione 3, in particolare, il torrente Guerna potrebbe avere un certo impatto, in parte rilevato dalle analisi chimico-fisiche.
Lo sviluppo di alghe bentoniche è più elevato nelle stazioni e nelle date con deflusso più basso. La copertura algale potrebbe dunque dipendere dalla frequenza e dalla durata di tali eventi. Più in generale, però, si è osservata una grande variabilità di tutti gli indici, dovuta probabilmente all'eterogeneità del substrato e alle modificazioni morfologiche, ormai assestate da decenni. I tratti sottesi sono infatti prevalentemente canalizzati e l'aumento del deflusso non si traduce in una maggiore disponibilità di habitat ma, verosimilmente, in un aumento dei livelli idrici e della velocità della corrente.

8.3. Qualità chimica.

Osservando l'intero dataset dei dati chimici il sistema fluviale sembra avere un peggioramento da monte verso valle, dovuto soprattutto all'incremento dei nitrati nel periodo estivo. Questa tendenza è messa in evidenza

dall'indice LIMeco, la cui metria è basata anche sulla concentrazione del nitrato. Da monte verso valle lo stato di qualità come LIMeco è da buono ed elevato nelle prime 7 stazioni (1-25) e da sufficiente ed elevato dalla stazione 26 in poi. Di fatto, nel primo tratto si rileva la qualità delle acque del lago d'Iseo, con qualche eccezione dovuta ad episodici afflussi di scarichi di depuratori o degli affluenti. Nel tratto più a valle si verifica invece un significativo apporto di acque di falda particolarmente ricche di nitrati. Dalla stazione 26 in poi si osserva però come, per portate tra il 5%DMV e il 10%DMV, lo stato di qualità sia sostanzialmente buono e che una maggiore variabilità dello stato qualitativo, con oscillazioni tra sufficiente ed elevato, sia rilevata in coincidenza di portate maggiori del 10%.
Le indagini condotte con l'approccio BACI, per quanto non abbiano rispettato il disegno sperimentale previsto, hanno però messo in evidenza che le differenze di concentrazione di diversi parametri chimici sono dovute più a sorgenti inquinanti puntiformi e diffuse, piuttosto che all'alterazione del metabolismo fluviale.

Lo studio delle interazioni fiume-falda ha permesso di acquisire informazioni sulle peculiarità del tratto che è influenzato dalla risorgenza di acque di falda ricche di nitrato. In questo settore fluviale si possono rilevare fattori di diverso segno che sono influenti sulle comunità animali e vegetali.

- L'incremento dell'afflusso di acque di falda in coincidenza dei prelievi irrigui può causare un aumento, anche significativo, della concentrazione dei nitrati. Tale aumento sembra però non avere effetti biologici rilevanti.
- Le comunità fitobentoniche e dei macroinvertebrati presentano infatti un livello qualitativo più elevato che nei settori di monte.
  Il fitobentos può essere favorito dall'afflusso di acqua più fredda, anche di qualche grado (in estate le acque superficiali del lago d'Iseo si riscaldano in modo significativo).
  Gli invertebrati possono essere favoriti dalle condizioni morfologiche locali (anche dalla presenza del fitobentos) e in misura minore dalle temperature meno elevate.

In tutti i casi, le forzanti del sistema non possono essere univocamente ricercate nel deflusso in alveo, ma anche nelle pressioni a livello di bacino che sono responsabili della contaminazione delle acque di falda.

L'irrigazione a scorrimento con grandi volumi di acqua in terreni permeabili, soggetti a frequenti e pesanti spandimenti agronomici di reflui zootecnici e a concimazione di sintesi, rappresenta il volano che attualmente lega tra di loro il bacino scolante, la qualità chimica del fiume e i deflussi in alveo in una sorta di corto circuito.
Nel periodo estivo, a una minore disponibilità idrica corrisponde un significativo prelievo irriguo. La concomitanza dei due fattori determina una crescente incidenza delle acque di falda rispetto al deflusso da monte. Le acque di falda sono ricche di nitrati, per cui nel fiume durante il periodo irriguo le concentrazioni del nitrato aumentano con conseguente scadimento della qualità chimica delle acque. L'interpretazione di diversi scenari di portata non può dunque prescindere dalla comprensione di queste dinamiche a scala vasta, che possono essere inquadrate tenendo conto di due fattori: 1) l' irrigazione a scorrimento è la principale fonte di rimpinguamento della falda sotterranea, e quindi dell'alimentazione delle risorgive, che nel tempo hanno scontato una riduzione causata dalla diffusione degli attingimenti mediante pozzi nel comprensorio agricolo; 2) la presenza di nitrati non è una caratteristica fisica intrinseca alle risorgive, ma è causata dalle pratiche agricole in atto per le quali esistono regolamenti atti a contenere la contaminazioni entro limiti definiti dalle norme vigenti (es. direttiva nitrati).

Con riferimento alle condizioni sperimentali verificate nel corso dei sei anni di indagine e sulla base dei risultati ottenuti, si può ritenere che l'applicazione del DMV compreso tra il 10 e il 5% per un periodo definito continuativo non sia in grado di causare un peggioramento della qualità del corpo idrico secondo i criteri della DQA.

Considerando sia le campagne stagionali dei sei anni che l'esperimento BACI, si può ritenere che un DMV intermedio tra il 5 e il 10% non sia tale da causare un ulteriore scadimento della qualità del sistema fluviale sotteso.

8.4. Fauna Ittica

L'ittiofauna è una componente biologica a lenta risposta, con peculiarità specifiche ben definite e la capacità di migrare nell'ambiente fluviale. Per tali caratteristiche, al fine di definire le pressioni derivabili dalla modulazio-

ne del DMV, l'indagine sull'ittiofauna ha dovuto tener conto delle dinamiche dei popolamenti e delle pressioni esistenti extra DMV, impiegando come periodi di valutazione della regola di rilascio l'anno solare e l'intero periodo sperimentale.
Come anticipato, l'assenza di un indice sintetico (l'ISECI si è rivelato non idoneo agli obiettivi dello studio della modulazione del DMV sperimentale) e le condizioni morfologiche dei siti di indagine hanno necessitato l'identificazione di una metodologia che consentisse di studiare e valutare le popolazioni nel tempo, potendole mettere a confronto e definirne lo stato di conservazione, gli eventuali effetti negativi subiti e le condizioni di impatto derivate dal periodo di applicazione dei rilasci modulati del DMV. Come indicato dalle Linee Guida (Decreto 3816/2014), che prevedono di indagare singolarmente le specie ittiche per distribuzione, abbondanza e strutturazione, la valutazione complessiva del bioindicatore fauna ittica è stata sviluppata col fine di identificare le pressioni esistenti e, a parità delle stesse invariate durante l'arco sperimentale, definire se le variazioni rilevabili per le singole specie, qualora vi siano, possano essere imputate alla modulazione del DMV, così come applicato, o ad altri fattori.

Come riportato nelle relazioni annuali prodotte durante la Sperimentazione, le principali componenti di impatto agenti sull'ittiofauna nel fiume Oglio sublacuale si sono dimostrate essere:

- banalizzazione dell'alveo a seguito di rettificazioni, escavazioni, arginature e bacinizzazioni;
- eliminazione della fascia tampone riparia e della vegetazione arborea della sponda, con evidenti ripercussioni sulla qualità complessiva del sito, sulla morfologia e sulla disponibilità di rifugi e zone ombreggiate;
- realizzazione di attività agro-zootecnica fino a ridosso della sponda;
- pressione biologica derivata dalla presenza massiccia di specie ittiche alloctone invasive con spiccata attività ittiofaga (pesce siluro).

Preso atto che:
- tali pressioni hanno una presenza storica nel sistema, addirittura secolare per alcune di esse (es. opere di derivazione irrigua), ed oramai assorbita dalla comunità ittica;
- eccezion fatta per la presenza del siluro, oggetto di intensive azioni di gestione dal 2009 ad oggi, le componenti di pressione hanno mantenuto il loro effetto costante durante la sperimentazione;
- l'applicazione dei deflussi sperimentali è stata oggetto di indagine in due momenti differenti durante ogni anno, uno primaverile (utile a valutare lo stato di abbondanza e strutturazione delle specie e le migrazioni da esse compiute) ed uno estivo (utile a definire l'effetto dell'applicazione della modulazione del DMV nel periodo potenzialmente più limitante e per la valutazione del contributo riproduttivo annuale delle specie target),

si è proceduto all'analisi dei dati di campo ed alla definizione degli effetti rilevabili sull'ittiofauna per il periodo sperimentale.
Dalle indagini di campo, dall'analisi dei dati e dalle valutazioni poste in essere, si evince chiaramente come non si rilevino sostanziali modifiche in termini di abbondanza e strutturazione, nonché di distribuzione delle specie nel fiume Oglio sublacuale.
La distribuzione spaziale delle specie è infatti rimasta inalterata, così come la composizione della comunità ittica. In particolar modo si riporta che, per quanto concerne le specie target (barbo, cavedano e vairone, cui è stata aggiunta l'alborella) non si registrano estinzioni locali, essendo state censite, per le diverse stazioni, in tutti i periodi di indagine.
In termini di abbondanza si può osservare come, in linea generale, quasi tutte le specie ittiche censite a livello di stazione, siano state rinvenute nei diversi momenti di indagine con minime variazioni in termini di abbondanza (sia secondo il metodo di giudizio esperto, che con l'applicazione dell'indice semi-quantitativo di Moyle). Gli unici flessi significativi sono stati osservati negli anni caratterizzati da elevate portate transitanti o da significativi eventi di piena duratura (2012-2013-2014), che hanno agito come eventi perturbativi disperdendo il pesce e riducendo il successo riproduttivo di alcune specie.
Quanto ora riportato, sia in termini di distribuzione che di abbondanza, non rappresenta correttamente le specie bentoniche di piccole dimensioni (cobite e ghiozzo) che, soprattutto nel secondo segmento, dimostrano una progressiva contrazione nell'avanzamento della Sperimentazione. Tale condizione è però stata evidenziata a partire dal periodo centrale della Sperimentazione, coincidente con le portate più sostenute e gli eventi di piena duratura, condizione che sicuramente ha agito significativamente su queste piccole specie con ridotta capacità natatoria. A fronte di ciò, e in corrispondenza di una minima ripresa dei popolamenti di cobite e ghiozzo nel 2015, si ritiene che la contrazione di queste due specie sia da imputare alle elevate portate che hanno agito di-

rettamente sui soggetti, disperdendoli e trascinandoli a valle, oltre che sull'operatività di campo, che ha reso molto difficile la cattura di queste specie di piccola taglia e a carattere bentofilo, piuttosto che ad un'azione negativa dettata dall'applicazione di un DMV penalizzante. Anche perché, data l'autoecologia di queste specie, l'identificazione di portate transitanti in riduzione sarebbe fonte di un potenziale giovamento per queste popolazioni, tipiche dei corsi d'acqua medio-piccoli e caratterizzati da velocità di scorrimento dell'acqua moderate. Data la conformazione dell'alveo del fiume Oglio sublacuale, come detto, tali condizioni sono facilmente alterabili, soprattutto in corrispondenza di un aumento della portata defluente.
Un'ulteriore analisi è stata effettuata in merito alla valutazione della distribuzione per classi di taglia delle 4 specie target (alborella, barbo, cavedano e vairone), andando ad identificare le evoluzioni intraspecifiche di queste popolazioni che, all'applicazione di una modulazione del DMV penalizzante, avrebbero dovuto registrare variazioni importanti, soprattutto a carico dell'attività riproduttiva e della rimonta. Invece, come è possibile osservare dall'analisi della strutturazione per classi di taglia, le quattro popolazioni evidenziano, nel confronto tra l'anno 2010 ed il 2015, un sostanziale mantenimento dei rapporti tra le diverse taglie e, quindi, tra le età dei soggetti costituenti la popolazione del primo e del secondo Segmento. Nuovamente, negli anni caratterizzati per abbondanza d'acqua o piene significative e durature, si osservano flessi e diminuzioni del contributo riproduttivo annuale (indagine estiva), dimostrando come il verificarsi dell'aumento della portata e della velocità dell'acqua, in corrispondenza con un alveo banalizzato, sia causa di un effettivo disturbo e perturbazione delle popolazioni costituenti la comunità ittica locale.
In conclusione si può quindi affermare che, in assenza della scomparsa di specie nei diversi tratti di indagine, del sostanziale mantenimento delle abbondanze delle singole specie (valutato stazione per stazione in tutte le campagne di censimento) e del mantenimento di una riproduzione attiva ed efficace, come dimostrato dai confronti del censimento estivo sul censimento primaverile del medesimo anno (basandosi sulla valutazione per la determinazione delle classi di taglia delle popolazioni target), non si sono evidenziate pressioni sulla componente biologica ittiofauna e che, restando costanti le altre condizioni di impatto precedentemente evidenziate, la modulazione del DMV, così come applicata, non ha causato degrado o destrutturazione delle popolazioni costituenti la comunità ittica. Al contrario, sembrano essere le condizioni di aumento della portata defluente a generare, in corrispondenza di un alveo banalizzato, scadimenti dell'abbondanza ed effetti sulla strutturazione dei popolamenti, generando effetti misurabili.
In ultimo, come più volte riportato nelle relazioni annuali, si ribadisce l'importanza funzionale ricoperta dai tratti sottesi delle centrali idroelettriche nel primo Segmento. Infatti in tale macrotratto, la banalizzazione dell'alveo dettata dall'uso antropico del fiume ha generato la perdita di habitat tipici per le specie reofile a deposizione litofila che, come dimostrato dalle attività di campo, sfruttano i tratti sottesi a ridotta portata come aree riproduttive le quali, diversamente, non sarebbero disponibili nei tratti bacinizzati o a portata inalterata (data la conformazione dell'alveo e la regolazione delle portate defluenti). I tratti sottesi, inoltre, sono sfruttati dal giovanile nato nell'anno come nursery perché le condizioni di bassa velocità di scorrimento, di conformazione d'alveo e trofiche fanno sì che il novellame ritrovi situazioni idonee e protette per il primo accrescimento e la successiva diffusione. In tali tratti, quindi, la portata defluente diventa un fattore critico. Infatti, data la conformazione dell'alveo, incassato e tendenzialmente banalizzato da escavazioni, un aumento delle condizioni di deflusso sembra essere in grado di aumentare solamente battente e velocità di scorrimento, senza di fatto aumentare la disponibilità di habitat per l'ittiofauna e, soprattutto, si corre il rischio di rendere il tratto meno idoneo allo svolgimento della funzione di nursery.

8.5. Possibili proposte

Durante lo svolgimento della Sperimentazione e nella fase conclusiva di valutazione dei risultati, il Gruppo di Lavoro ha potuto individuare le principali criticità che si presentano per il f. Oglio sublacuale e relative alla qualità ambientale sia del fiume che dell' ambiente perifluviale. Il passo successivo è stato quello di ragionare su quali possano essere le azioni da intraprendere per ottenere, chiaramente non immediatamente ma in tempi compatibili anche con le norme europee, una risoluzione, o almeno una mitigazione, di queste criticità.

E' evidente che questo risultato sarà possibile solo se vi sarà l' attenzione e la partecipazione attiva dei soggetti interessati alla gestione del territorio, per cui al termine della fase di valutazione sarà utile aprire una riflessione comune su questi temi:

- organizzare e mantenere un monitoraggio di controllo, trattandosi di prima applicazione dei rilasci al di fuori della sperimentazione, da svolgersi a scopo cautelativo dopo tre anni di applicazione delle regole per le stazioni sottese dalle centrali e per la stazione critica per gli usi irrigui. Il campionamento dovrà essere impostato su LIMeco, STAR_ICMi e IBRM, nella versione che nel frattempo sarà stata adottata per fiumi con le caratteristiche del f. Oglio sublacuale, con campionamento primaverile e estivo (es. prima dell'inizio e alla fine della stagione irrigua).

- valutare i criteri di flessibilità da introdurre nella regola di gestione del DMV, anche sulla base di simulazioni effettuate sui dati storici, per individuare con il maggior dettaglio possibile gli aspetti importanti di tali criteri.

- analizzare le modalità di un' azione sulla gestione idrologica delle zone classificate S.I.C., individuando come realizzare un' effettiva interconnessione idraulica, con il fiume ove possibile, oppure con il reticolo idrico minore in cui sono situate le aree S.I.C.

Possono essere anche altri i temi, comunque è evidente la necessità di questa fase, anche per ottenere il risultato migliore dall' attività svolta con il Progetto di Sperimentazione sul f. Oglio sublacuale.

Consorzio dell' Oglio
il Gruppo di Lavoro