



Valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni corsi d'acqua tributari del Ceresio e del Verbano

Programma triennale 2013 - 2015

Rapporto finale

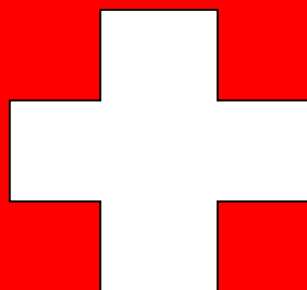
A cura di:

Riccardo Fornaroli, Riccardo Cabrini, Silvia Zaupa

Supervisore scientifico:

Valeria Mezzanotte

DISAT, Università degli Studi di Milano-Bicocca



1	INTRODUZIONE	4
2	MATERIALI E METODI.....	7
2.1	Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento	7
2.2	Metodologie di analisi	14
2.3	Comunità biologiche	16
2.4	Caratterizzazione degli habitat e idromorfologia.....	22
2.5	Metodologia di analisi delle relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche	27
2.5.1	Random Forest o “foresta casuale”	28
2.5.2	La regressione quantile.....	30
3	TORRENTE BOLLETTA	32
3.1.	Pluviometria e Idrologia	32
3.2	Qualità delle acque	39
3.3	Macroinvertebrati	48
3.5	Ittiofauna.....	63
3.6	Diatomee	72
3.7	Valutazione dello stato ecologico.....	77
3.8	Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell’habitat	78
3.9	Modellazione della qualità delle acque.....	84
3.9.1	Individuazione della metodologia	84
3.9.2	Descrizione del modello QUAL2K.....	86
3.9.3	Reazioni e interazioni dei costituenti principali	94
3.9.4	Applicazione della metodologia - Bacino del Torrente Bolletta	102
3.9.5	Simulazione dello scenario medio.....	111
3.10	Valutazione dei carichi inquinanti gravanti sul lago negli anni successivi e nei diversi regimi idraulici	118
3.11	Elaborazione di scenari di riduzione dell’inquinamento	128
3.12	Conclusioni.....	132
4	TORRENTE BOESIO	134
4.1	Qualità delle Acque.....	134
4.2	Macroinvertebrati	136
4.3	Valutazione dello stato ecologico.....	141
4.4	Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell’habitat	141
4.5	Relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche	149
4.5.1	Il dataset utilizzato	149

4.5.2	Applicazione del modello Random Forest e selezione delle variabili.....	150
4.5.3	Regressione quantile e studio degli effetti delle variabili selezionate.....	153
4.5.4	Conclusioni	159
4.6	Valutazione dei carichi veicolati al Lago Maggiore	161
5	FIUME BARDELLO.....	172
5.1	Qualità delle Acque.....	172
5.2	Macroinvertebrati	174
5.3	Ittiofauna.....	177
5.4	Valutazione dello stato ecologico.....	182
5.5	Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell'habitat	183
5.6	Relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche	190
5.6.1	Il dataset utilizzato	190
5.6.2	Applicazione del modello Random Forest e selezione delle variabili.....	191
5.6.3	Regressione quantile e studio degli effetti delle variabili selezionate.....	194
5.6.4	Conclusioni	198
5.7	Valutazione dei carichi veicolati al Lago Maggiore	199
6	Conclusioni	204
6.1	Bolletta	204
6.2	Boesio	205
6.3	Bardello	206
7	Bibliografia	208

1 INTRODUZIONE

Nel corso del triennio 2013-2015, nell'ambito del progetto "Valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni corsi d'acqua tributari del Ceresio e del Verbano" programmato e finanziato dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIP AIS) con un orizzonte temporale di tre anni, è stato effettuato il monitoraggio di tre corsi d'acqua (il Torrente Bolletta immissario del Lago di Lugano, il Torrente Boesio e il fiume Bardello immissari del Lago Maggiore) giudicati a vario titolo critici per il buono stato di qualità complessivo dei bacini di cui sono parte costitutiva.

Il monitoraggio, conclusosi alla fine dell'anno 2015, si prefigge di valutare non solo l'influenza dei tributari sui corpi idrici che ne sono recettori, ma anche di verificare le condizioni degli ecosistemi presenti nei tributari stessi valutando l'influenza delle molteplici pressioni presenti. Ambienti fluviali come quelli rinvenibili nei tre corpi idrici monitorati sono, infatti, realtà complesse e fortemente influenzate dall'azione dell'uomo, che ha pesantemente sfruttato il territorio circostante, modificando significativamente la qualità delle acque, i regimi idraulici e la disponibilità di habitat nei fiumi indagati. Da ciò consegue, generalmente, l'incapacità di determinare quali siano le reali cause delle eventuali alterazioni riscontrate nelle comunità biologiche e, più in generale, nella funzionalità ecosistemica, a causa dell'inidoneità, da parte degli strumenti di monitoraggio ordinario, alla valutazione del diverso peso di pressioni concomitanti. Ne consegue, in ultima analisi, la difficoltà nel fornire adeguati strumenti di supporto ai processi decisionali per la definizione delle priorità per gli interventi di riqualificazione e ripristino.

Si è, quindi, spostato il baricentro della ricerca sull'indagine delle relazioni causali in ambito ecologico. In questo senso, il presente rapporto vuole mostrare alcuni risultati finalizzati all'individuazione di strategie di intervento per il recupero della funzionalità ecosistemica, non è un programma di sorveglianza né di classificazione dello stato ecologico inteso in senso normativo, ambiti per i quali sono già attivi i monitoraggi operativi e di sorveglianza espletati da ARPA Lombardia. Nel rapporto sono tuttavia contenute, a fini di confronto con i dati istituzionali, le classificazioni di alcune componenti dello stato ecologico dei tributari indagati, che possono essere utilizzate anche come raccordo per meglio comprendere le analisi volte all'individuazione dei nessi causali tra alterazioni ed effetti sulle comunità biologiche. È importante, anche ai fini di una corretta lettura dei dati e dei risultati, specificare che le definizioni utilizzate nel presente studio (Stato ecologico, corpo idrico, etc.) e le relative indicizzazioni non corrispondono del tutto alle analoghe definizioni ai sensi del D.M. 260/2010 (ex WFD). In particolare è importante segnalare che la valutazione dello stato ecologico non tiene conto di alcune componenti importanti che ne fanno parte nella indicizzazione *ex lege* del D.M. 260/2010 (parametri chimici di cui alla tabella 1/B).

Ciascuno dei tre corpi idrici studiati presenta specificità geografiche e idromorfologiche ed è sottoposto a pressioni di origine antropica di varia natura. Ne consegue che gli impatti a cui possono essere sottoposti i loro ecosistemi e i corpi idrici di cui sono tributari siano, a loro volta, differenti. Per ciascuno dei tre corpi idrici è stato individuato un programma di studi e un disegno sperimentale differente, che, nel corso del triennio 2013-2015, ha portato a focalizzare l'attenzione sulle dinamiche e sulle fragilità proprie dei tre diversi ambienti analizzati. Le specificità relative a ciascun corso d'acqua indagato sono di seguito brevemente richiamate.

Il Torrente Bolletta presenta principalmente criticità relative alla qualità delle acque e ai carichi inquinanti che veicola nel Ceresio. Punto focale delle indagini è stata, nel corso del primo anno, l'analisi dei carichi inquinanti gravanti sul bacino in tempo asciutto, con la conseguente modellizzazione dei parametri chimico-fisici e delle dinamiche occorrenti alle sostanze inquinanti nei diversi tratti fluviali in condizioni di magra. Le attività del secondo anno si sono, invece, focalizzate sull'analisi comparata dei carichi inquinanti che gravano sui diversi sottobacini del Torrente Bolletta, con particolare riferimento alla loro variabilità e ripartizione in diversi regimi idraulici: non solo magra, ma anche morbida e piena (regimi associabili al cosiddetto "tempo di pioggia"). Nel corso del terzo anno si è effettuata una analisi dei rapporti causali tra la qualità delle acque, i regimi idraulici e la disponibilità di habitat e gli effetti prodotti sulle comunità biologiche.

Obiettivo primario della ricerca per il Torrente Bolletta: definizione dei carichi inquinanti gravanti sul bacino, nonché della loro ripartizione rispetto alle diverse sorgenti e ai diversi regimi idraulici.

Il Torrente Boesio presenta criticità legate sia alla qualità delle acque che alla banalizzazione morfologica dell'alveo e dell'ecotono ripario, che hanno effetti sinergici nell'impattare le comunità biologiche residenti. In una situazione di tale complessità, è di primaria importanza la definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci e la loro priorità. Tale obiettivo può essere raggiunto solo raccogliendo una notevole quantità di dati. In particolare, si è adottato un protocollo di campionamento della comunità macroinvertebrata tale per cui, in presenza di centinaia di campioni diversi, ognuno definito da variabili ambientali di dettaglio raccolte sul campo, è possibile determinare gli effetti congiunti di diversi livelli di inquinamento delle acque e di diverse disponibilità di microhabitat sulla biodiversità e la densità delle popolazioni invertebrate residenti nel torrente.

Obiettivo primario della ricerca per il Torrente Boesio: definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci e la loro priorità.

Lo stesso discorso vale per il fiume Bardello, dove si è adottato un protocollo di campionamento analogo a quello del Torrente Boesio. Nel Bardello l'attenzione è focalizzata non solo sugli effetti congiunti di alterazioni riguardanti la qualità delle acque e le caratteristiche idromorfologiche dell'alveo, ma anche sulla funzionalità ecologica del corridoio di collegamento tra il Lago di Varese e il Lago Maggiore, nonché sulla dispersione e l'invasività di specie aliene, quali alcuni tipi di gambero di fiume, il pesce siluro (*Silurus glanis*) e alcune specie di bivalvi.

Obiettivo primario della ricerca per il fiume Bardello: definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci, la loro priorità e la funzionalità del corridoio ecologico.

2 MATERIALI E METODI

2.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento

Torrente Bolletta

Il bacino del Torrente Bolletta è caratterizzato da un sistema di rogge e torrenti che confluiscono verso il Lago di Lugano attraversando l'abitato di Porto Ceresio, con una superficie di 21,92 Km² e con un'altitudine massima di 1129 m s.l.m. e minima di 275 m s.l.m. Esso raccoglie, da un lato, le acque di drenaggio dell'area montana compresa nei territori comunali di Bisuschio, Cuasso al Monte e Besano, e dall'altro le acque di drenaggio di fondovalle provenienti da aree umide e zone di ricarica dei territori afferenti al comune di Arcisate e limitrofi. Ne consegue che le caratteristiche idromorfologiche dei diversi rami possono essere anche molto diverse tra loro. Il tratto montano del Torrente Bolletta vero e proprio, in sinistra orografica, è caratterizzato dalla presenza di numerosi affluenti, elevata pendenza media e ridotte dimensioni dell'alveo. Il torrente di fondovalle, che per un lungo tratto è chiamato roggia (o torrente) Molinara, è invece caratterizzato da alveo di medie dimensioni, maggior diversificazione degli habitat e pendenze modeste. Nel tratto pianeggiante, all'altezza di Cuasso al Piano e Porto Ceresio, il tratto terminale del Bolletta e la Roggia Molinara assumono caratteristiche iporitrili che, anche in virtù della prossimità al lago, sono vocazionali a comunità ittiche variamente composte, con ciprinidi reofili affiancati alla trota fario (*Carta delle vocazioni ittiche, Provincia di Varese*). Si segnala un terzo ramo, proveniente dalla destra orografica e chiamato torrente Briolo, dalle caratteristiche simili a quelle della roggia Molinara, ma proveniente da un sottobacino con un uso del suolo decisamente meno antropizzato.

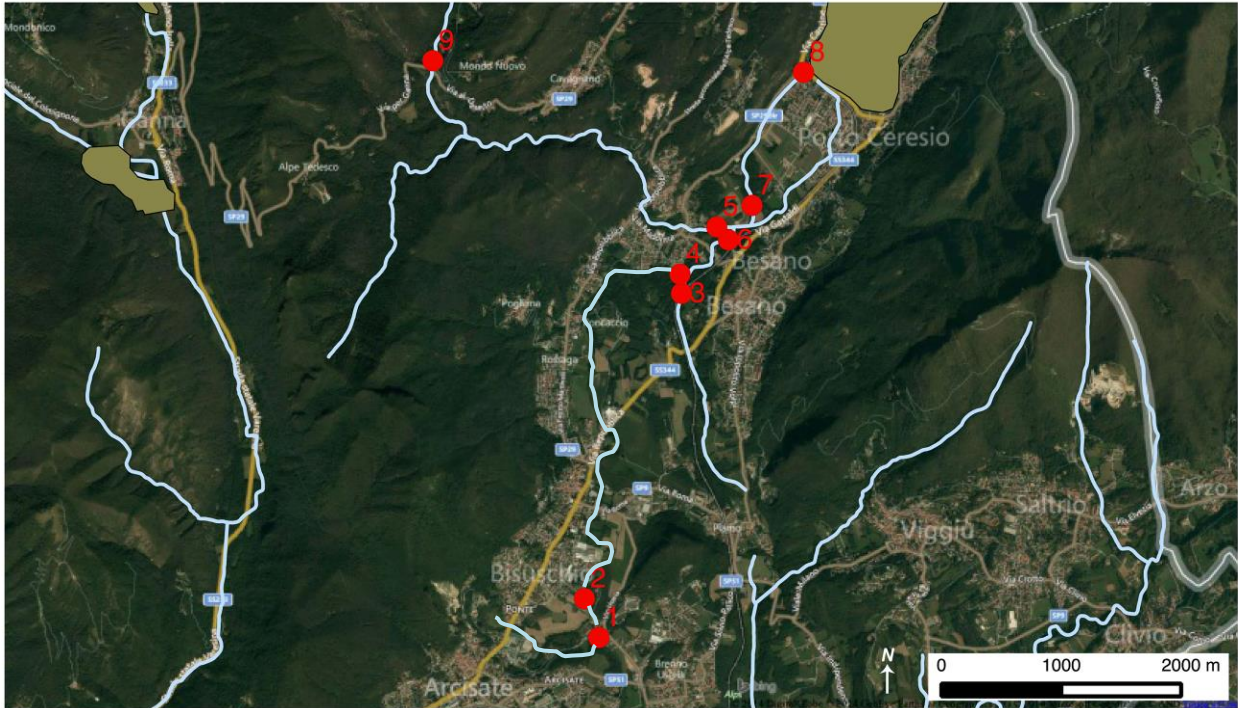
L'analisi della conformazione delle aste fluviali che compongono il Torrente Bolletta, unita allo studio delle pressioni agenti sul bacino, ha portato all'identificazione di una serie di stazioni di campionamento tali da permettere (1) la caratterizzazione di parti del sistema fluviale dotate di specificità proprie e (2) l'influenza delle principali criticità relative alla qualità delle acque e alla valenza idromorfologica. Per ottenere questo risultato, sono state disposte stazioni di campionamento su ciascuno dei torrenti principali (Molinara, Briolo, Bolletta), avendo l'accortezza di collocare stazioni a monte e a valle delle principali fonti di impatto: gli scarichi degli impianti di depurazione di Arcisate e Cuasso al Monte. Quindi, i tratti fluviali indagati non corrispondono a Corpi Idrici codificati nell'ambito del Piano di Gestione del Distretto padano (PdgPO). Ogni corpo fluviale indagato è stato suddiviso in più tratti analizzati, così da poter approfondire in modo

adeguato le differenze tra vari tratti. Ogni tratto fluviale indagato, infatti, presenta caratteristiche particolari e differenti rispetto agli altri tratti dello stesso corso d'acqua. La suddivisione, ha quindi reso possibile analizzare pressioni specifiche, sia di carattere idro-morfologico che chimico, ottenendo un maggior numero di informazioni, che altrimenti sarebbero andate perse.

Alla luce di quanto esposto, all'inizio del triennio di analisi sono state individuate 9 stazioni di campionamento, descritte in Tab. 2.1 e la cui ubicazione lungo il reticolo idrico è mostrata in Fig. 2.1. Sei stazioni erano posizionate lungo l'asta fluviale di fondovalle: tre lungo la roggia Molinara (BOL1, BOL2, BOL3), una nel tratto dopo la confluenza tra Molinara e Briolo (BOL6), due dopo la confluenza con il tratto montano del Torrente Bolletta (BOL7 e BOL8). Una stazione era ubicata lungo il torrente Briolo, in chiusura di sottobacino (BOL4), mentre due erano posizionate lungo il tratto montano del Bolletta: una ad una quota elevata (BOL9) e l'altra in chiusura di sottobacino (BOL5). La valutazione delle comunità biologiche è avvenuta nelle tre stazioni BOL5, BOL6 e BOL7, al fine di quantificare l'influenza reciproca del tratto montano del Bolletta e del ramo di fondovalle nel determinare la composizione delle comunità stesse, mentre la stazione di monitoraggio delle comunità biologiche BOL8 è stata esclusa dopo il primo campionamento, perché eccessivamente influenzata dalla presenza dell'ecosistema lenticò del Ceresio.

Tab. 2.1 – Descrizione dei siti di campionamento nel bacino del Torrente Bolletta

Sottobacino	SITO	Descrizione
Roggia Molinara e tratto terminale del Torrente Bolletta (ramo fondovalle)	BOL1	Roggia Molinara a monte del depuratore di Arcisate
	BOL2	Roggia Molinara a valle del depuratore di Arcisate
	BOL3	Roggia Molinara a monte della confluenza con il torrente Briolo
	BOL6	Roggia Molinara a monte della confluenza con il Torrente Bolletta
	BOL7	Torrente Bolletta a valle delle confluenze
	BOL8	Torrente Bolletta alla foce
Torrente Briolo	BOL4	Torrente Briolo a monte della confluenza con la roggia Molinara
Torrente Bolletta (ramo montano)	BOL9	Rio Valle San Giovanni
	BOL5	Torrente Bolletta a monte della confluenza con la roggia Molinara



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

1: 490182, 5078940	6: 491267, 5082228
2: 490062, 5079262	7: 491464, 5082513
3: 490875, 5081787	8: 491895, 5083613
4: 490863, 5081945	9: 488806, 5083714
5: 491170, 5082335	

Fig. 2.1 - Localizzazione dei siti di campionamento nel bacino del Torrente Bolletta.

Nel corso del 2014, sono state escluse, poiché giudicate ridondanti o non significative rispetto ai dati necessari per le finalità dell'indagine, le stazioni BOL4 sulla roggia Molinara, BOL3 sul torrente Briolo e BOL9 sul ramo di monte del Torrente Bolletta.

Torrente Boesio

Il bacino idrografico del Torrente Boesio è posto nel settore centro-occidentale del territorio provinciale di Varese e si estende per circa 45 km², tra una quota massima di 1235 m s.l.m. e minima di 197 m s.l.m., alla sezione di chiusura. Il Torrente Boesio nasce nella Valcuvia, presso Cuveglio a 270 m s.l.m., e, secondo un orientamento est-ovest, ricevuti gli apporti di diversi rami laterali, sfocia nel Lago Maggiore all'altezza di Laveno. L'asta principale del torrente è lunga circa 12 km ed ha una pendenza media modesta, di circa il 2%. La pendenza media degli affluenti è,

invece, piuttosto accentuata, intorno al 40‰. L'ambiente acquatico possiede caratteristiche iporitrili, con velocità di corrente a tratti sostenuta, acque con lunghi raschi separati da corte pozze sulle curve; il substrato di fondo è costituito in prevalenza da ciottoli, ghiaia e, localmente, fango, con abbondante sedimento organico fine e grossolano e una cospicua copertura perfitica. La vocazionalità espressa dall'habitat fisico è a salmonidi, accompagnati da ciprinidi reofili (*Carta delle vocazioni ittiche, Provincia di Varese*). Il torrente attraversa un'area fortemente antropizzata in quanto interessa, da monte a valle, i territori comunali di Cuveglio, Cuvio, Azzio, Casalzuigno, Brenta, Cittiglio e Laveno Mombello, oltre a zone industriali e campi coltivati.

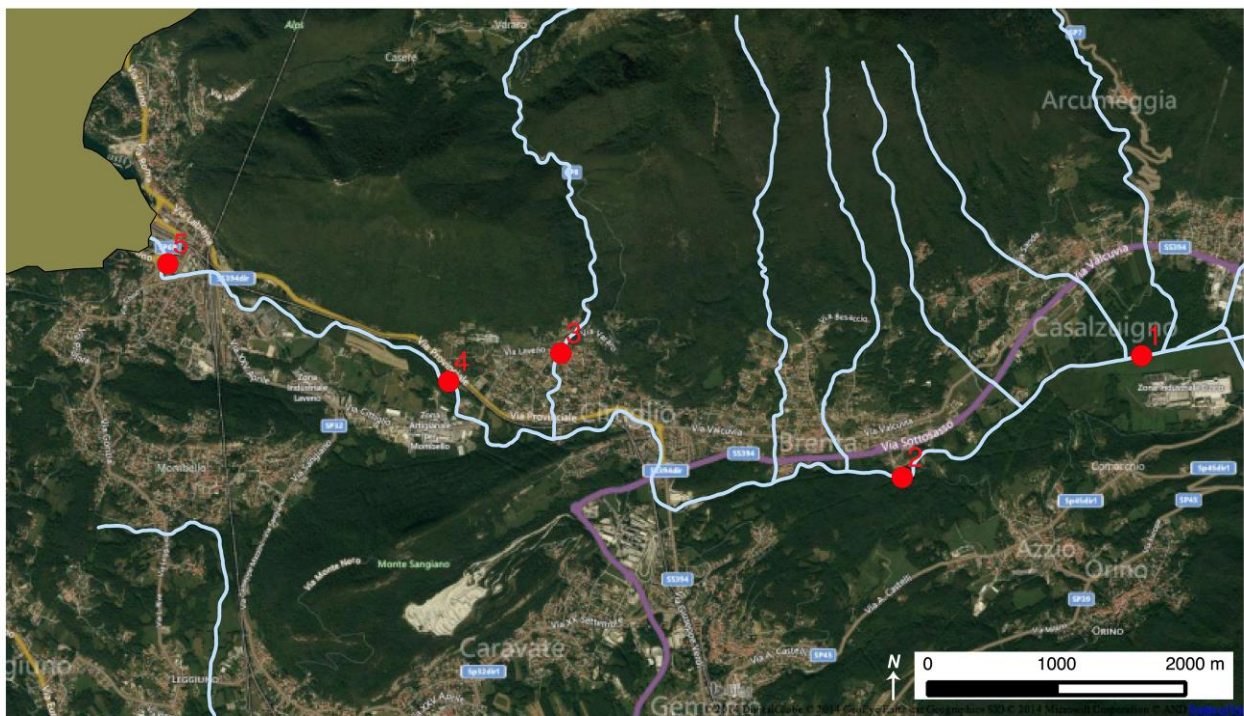
Si ritiene che parte degli inquinanti derivino dal dilavamento dei terreni circostanti adibiti ad uso agricolo e parte siano di origine civile. I principali depuratori che insistono sull'asta fluviale sono quelli di Casalzuigno e di Laveno Mombello.

Gli studi pregressi effettuati nell'ambito delle attività promosse dal CIP AIS hanno evidenziato come esso sia, insieme al fiume Bardello, responsabile per l'ingresso di una notevole frazione dei carichi di fosforo e azoto veicolati nel Verbano. L'intenso uso antropico del territorio attraversato, inoltre, costituisce un fattore di stress per l'ecosistema fluviale, a causa dell'avvenuta diminuzione degli habitat e della rettificazione del percorso del torrente. La biocenosi subisce, dunque, gli effetti negativi e sinergici della contemporanea presenza di una qualità delle acque non ottimale e della banalizzazione idromorfologica del torrente. Tali effetti compromettono lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, mentre la loro concomitanza impedisce l'identificazione degli interventi prioritari da effettuarsi in vista di un possibile recupero. L'analisi integrata delle dinamiche di causa-effetto tra alterazioni e comunità biologiche (con particolare riferimento ai macroinvertebrati) su un numero congruo di campioni, lungo gradienti ben definiti e con durata pluriennale, è la chiave di volta del programma di monitoraggio, volto all'orientamento di strategie pianificatorie di riqualificazione. A tal fine sono stati scelti 5 siti di campionamento che consentissero di analizzare le variazioni relative alle caratteristiche idromorfologiche e di qualità dell'acqua all'interno del bacino (Tab. 2.2).

Tab. 2.2 – Descrizione dei siti di campionamento nel bacino del Torrente Boesio

Sottobacino	SITO	Descrizione
Torrente Boesio	BOE1	Torrente Boesio a Casalzuigno.
	BOE2	Torrente Boesio a Brenta, a valle del depuratore di Casalzuigno.
	BOE4	Torrente Boesio a Cittiglio, a monte del depuratore di Laveno.
	BOE5	Torrente Boesio a Laveno, presso la foce.
Torrente San Giulio	BOE3	Torrente San Giulio a Cittiglio

Nel corso del 2014, è stata esclusa, poiché giudicata non significativa rispetto ai dati necessari per le finalità dell'indagine, la stazione BOE3 sul torrente San Giulio, sia per quanto riguarda le indagini biologiche che chimico-fisiche. L'ubicazione dei siti è mostrata in Fig. 2.2.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

1: 478102, 5082883

2: 476241, 5081953

3: 473596, 5082919

4: 472725, 5082705

5: 470550, 5083622

Fig. 2.2 - Localizzazione dei siti di campionamento nel bacino del Torrente Boesio.

Fiume Bardello

Il fiume Bardello ha origine come emissario del Lago di Varese nel comune di Bardello, a 238 m s.l.m., e sfocia dopo 12,1 km nel Lago Maggiore presso la località Bosco Grande, sul confine tra i comuni di Brebbia e Monvalle. Durante il suo percorso riceve scarichi di tipo civile ed industriale, veicolati per lo più attraverso gli scarichi di alcuni impianti di depurazione, e acque di dilavamento dei suoli agricoli. Alcuni tratti del torrente hanno subito interventi di sistemazione idraulica, tra cui canalizzazioni, realizzazione di briglie e rinforzo degli argini, e di derivazione idrica.

Il bacino idrografico del torrente Bardello ha un'estensione di 134,27 km² (CNR-ISE, 2007) ed è esteso verso la parte nord-occidentale del territorio della provincia di Varese.

Lungo il corso del fiume sono stati scelti 5 siti di campionamento, elencati in Tab. 2.3 e rappresentati in Fig. 2.3, tali da essere rappresentativi del ventaglio di caratteristiche dei diversi ambienti fluviali rinvenibili.

Tab. 2.3 – Descrizione dei siti di campionamento nel bacino del fiume Bardello.

Sottobacino	SITO	Descrizione
Fiume Bardello	BAR1	Emissione dal Lago di Varese a Gavirate.
	BAR2	A Besozzo, a valle del depuratore di Gavirate.
	BAR3	A Brebbia, nel canale cementato di una derivazione.
	BAR4	A Brebbia, in un tratto in DMV a valle di uno sbarramento.
	BAR5	A Brebbia, a monte dell'immissione nel Lago Maggiore.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

1: 476830, 5075953

2: 474512, 5076946

3: 472935, 5075917

4: 472989, 5075829

5: 470936, 5076248

Fig. 2.3 - Localizzazione dei siti di campionamento sul fiume Bardello.

2.2 Metodologie di analisi

In Tab. 2.4 sono indicate le metodiche analitiche utilizzate per la determinazione dei parametri investigati.

Tab. 2.4 – Metodi analitici utilizzati nel corso della ricerca.

Parametro	Unità di misura	Tipologia	Codice metodo	Limite rilevabilità
Portata	m ³ /s	rilievo in campo con sonda velocità corrente e profondità	n/a	n/a
T	°C	rilievo in campo con sonda multi-parametrica	IRSA 2100	n/a
DO	mg/L	rilievo in campo con sonda multi-parametrica	APHA 4500-O-G	n/a
DO sat.	% sat	rilievo in campo con sonda multi-parametrica	APHA 4500-O-G	n/a
Conducibilità elettrica	µS/cm	rilievo in campo con sonda multi-parametrica	IRSA 2030	2 µS/cm
pH	u pH	pH-metro con elettrodo a vetro	IRSA 2060	n/a
COD	mg/L	retrotitolazione del bicromato di potassio residuo in cuvetta	IRSA 5135	5 mg/L (1 mg/L stimato)
NH ₄ -N	mg/L	Determinazione spettrofotometrica all'indofenolo	IRSA 4030.A1	0,05 mg/L (cella 1 cm); 0,01 mg/L (cella 4 cm)
NO ₃ -N	mg/L	cromatografia ionica	IRSA 4020	0,1 mg/L
TP	mg/L	Determinazione spettrofotometrica	IRSA 4060	0,001 mg/L
TN	mg/L	Determinazione spettrofotometrica	IRSA 4060	0,1 mg/L
<i>E. coli</i>	UFC/100ml	Coltura su Agar cromogenico	IRSA 7030.D	n/a

Per consentire una valutazione dello stato di qualità del corpo idrico è stato computato il valore dell'indice di qualità chimico-fisica delle acque LIMeco, attribuendo punteggi diversi alla

concentrazione di alcuni parametri macrodescrittori della qualità delle acque secondo le indicazioni mostrate in Tab. 2.5. La media dei punteggi determina l'assegnazione ad una delle cinque classi di qualità previste dal D.M. 260/2010 le cui soglie sono riportate nella Tab. 2.6.

Tab. 2.5 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco.

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	Punteggio	1	0,5	0,25	0,125	0
Parametro						
100-O ₂ % sat.		≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)	* Soglie	< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
N-NO ₃ (mg/l)		< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
Fosforo totale (µg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

* Punteggio da attribuire al singolo parametro

** Le soglie di concentrazione corrispondenti al Livello 1 sono state definite sulla base delle concentrazioni osservate in campioni (115) prelevati in siti di riferimento (49), appartenenti a diversi tipi fluviali. In particolare, tali soglie, che permettono l'attribuzione di un punteggio pari a 1, corrispondono al 75° percentile (N-NH₄, N-NO₃, e Ossigeno disciolto) o al 90° (Fosforo totale) della distribuzione delle concentrazioni di ciascun parametro nei siti di riferimento. I siti di riferimento considerati fanno parte di un database disponibile presso CNR-IRSA.

Tab. 2.6 - Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco

Stato	LIMeco
ELEVATO	≥ 0,66
BUONO	≥ 0,50
MODERATO	≥ 0,33
SCARSO	≥ 0,17
CATTIVO	< 0,17

La valutazione dello stato ecologico è stata effettuata secondo quanto previsto dal D.M. 260/2010, sulla base del giudizio ottenibile interpolando i due ingressi della Tab. 2.7 e considerando i due elementi di giudizio ritenuti più significativi (i macroinvertebrati come Elemento di Qualità Biologica e l'indice LIMeco come elemento chimico-fisico a sostegno). Non è stata valutata in questa sede la presenza di inquinanti pericolosi non essendo state effettuate analisi specifiche.

Tab. 2.7 – Metodologia per la determinazione dello stato ecologico complessivo dei fiumi.

		Giudizio peggiore da Elementi Biologici				
		<i>Elevato</i>	<i>Buono</i>	<i>Sufficiente</i>	<i>Scarso</i>	<i>Cattivo</i>
Elementi fisico-chimici a sostegno	<i>Elevato</i>	Elevato ⁽¹⁾	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Buono</i>	Buono	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Sufficiente, Scarso e cattivo</i>	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Scarso	Cattivo

⁽¹⁾Lo stato elevato deve essere confermato dagli elementi idromorfologici a sostegno

2.3 Comunità biologiche

Macroinvertebrati – metodo MacrOper

I macroinvertebrati bentonici sono ottimi indicatori della qualità biologica degli ambienti fluviali, essendo ampiamente diffusi nei corsi d'acqua, capaci di colonizzare ogni tipo di habitat grazie a notevoli specializzazioni, e poco mobili. Sono organismi con un lungo ciclo vitale, facili da campionare e classificare in campo. Alcuni gruppi sistematici risultano particolarmente sensibili alle alterazioni degli habitat che colonizzano, e fungono da indicatori molto precisi.

La Direttiva 2000/60/EC (WFD), recepita in Italia con il D.Lgs. 152/06 e successive modifiche (DM n. 131/2008, DM n. 56/2009 e DM n. 260/2010), ha specificatamente previsto che lo strumento principale per la classificazione dei corpi idrici siano gli elementi di qualità biologica, ossia valutazioni riguardanti la composizione e densità di diverse comunità biologiche dei corpi idrici, tra cui rientra la componente macrobentonica. Nel D.M. 260/10 sono indicati i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici basata sulle comunità macrobentoniche rilevate durante le indagini in campo. Per i corsi d'acqua guadabili viene applicato il sistema di classificazione dei macroinvertebrati MacrOper: questo sistema richiede l'adozione del metodo di campionamento multi-habitat proporzionale pubblicato nel Notiziario dell'Istituto di Ricerca sulle Acque di Brugherio (CNR-IRSA) del marzo 2007. L'elaborazione dei dati raccolti prevede l'applicazione dell'Indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione (STAR_ICMi), pubblicato nel Notiziario IRSA numero speciale 2008 attraverso l'utilizzo del software MacrOper.ICM versione 1.0.5.

Il metodo multi-habitat proporzionale MacrOper, prevede un campionamento quantitativo di macroinvertebrati che avviene proporzionalmente alla percentuale dei diversi habitat presenti nel corpo idrico in esame. In seguito è stato redatto il “Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d’acqua guadabili” che riporta la metodica di campionamento e le procedure analitiche di conservazione degli organismi raccolti.

In conformità con quanto previsto dal decreto attuativo D.M 260/2010 si procede all’identificazione del tratto fluviale da campionare, alla determinazione dell’idroecoregione di appartenenza (HER), il codice della tipologia fluviale, le coordinate e la denominazione al fine di determinare le caratteristiche della comunità di riferimento.

Per ogni campionamento operativo è prevista la raccolta di un campione (10 repliche) presso uno dei tre mesohabitat potenzialmente presenti, che sono pozza (pool), raschio (riffle) e generico, e la stesura di una lista faunistica con una classificazione tassonomica a livello di famiglia.

La procedura di campionamento richiede l’analisi preliminare del sito e la compilazione della “scheda di rilevamento dei microhabitat”, attraverso cui vengono effettuate una serie di operazioni: l’identificazione dei mesohabitat, il riconoscimento dei microhabitat presenti, la valutazione della loro estensione relativa (percentuali) e la conseguente attribuzione del numero di repliche per ciascun microhabitat. Successivamente, si individua, come stazione di campionamento, una porzione di fiume il più possibile rappresentativa dell’asta fluviale di cui si desidera definire lo stato ecologico. La lunghezza della stazione di campionamento non deve essere inferiore a 15 m.

Per ubicare i punti di prelievo, dunque, occorre definire la percentuale di occorrenza dei singoli microhabitat, registrata a step del 10% rispetto alla superficie complessiva del sito: per ciascuno dei microhabitat osservati è prelevato un numero di repliche proporzionale alla loro occorrenza percentuale. Repliche in substrati uguali devono essere, ove possibile, collocate in flussi idrici differenti (ad esempio flusso laminare e flusso turbolento). Gli habitat rinvenibili sono di tipo minerale (in questo caso i microhabitat sono identificati sulla base della classe dimensionale del substrato in alveo – dimensione dei ciottoli) o biotici, caratterizzati dalla presenza di alghe, detrito organico, macrofite e parti di piante terrestri.

Ciascuna replica viene prelevata recuperando gli organismi presenti all’interno di una superficie nota pari a 0,1 m². Il campionamento viene eseguito utilizzando il retino Surber immanicato, indicato principalmente per tutti gli habitat non profondi. Il campionamento deve essere effettuato partendo dal punto più a valle dell’area oggetto d’indagine e proseguendo verso monte: in questo modo si evita un’azione di disturbo sugli habitat in attesa di essere campionati. La tecnica di campionamento prevede l’utilizzo di mani e piedi ed eventualmente palette per smuovere il substrato sul fondo e raccogliere tutti gli organismi eventualmente ancorati a massi o legni.

Sul materiale raccolto si procede direttamente in campo al riconoscimento e alla determinazione quantitativa dei macroinvertebrati presenti. Il campione raccolto viene trasferito in vaschette e si

procede alla stima delle abbondanze dei diversi taxa. In generale, viene effettuato un conteggio preciso degli organismi fino alla soglia di 40 individui per campione; per i taxa con un numero di individui superiore a 40 si effettua la stima dell'abbondanza, eventualmente utilizzando dei sottocampioni ed effettuando il conteggio in laboratorio. Il risultato finale ottenuto dalle indagini è una lista tassonomica dei taxa rinvenuti con le rispettive abbondanze.

Ai fini del presente studio sono stati raccolti 10 campioni di 0,10 m² per sito, e il riconoscimento dei macroinvertebrati è stato effettuato al livello tassonomico di famiglia.

La fase di elaborazione dei dati prevede l'applicazione dell'Indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione (STAR_ICMi). Questo indice multimetrico consente di definire una classe di qualità per gli organismi macrobentonici per la definizione dello Stato Ecologico ed è applicabile ai corsi d'acqua guadabili, ivi inclusi quelli artificiali e/o fortemente modificati. Le sei metriche normalizzate e ponderate che lo compongono (Tab.2.8) riguardano la ricchezza, l'abbondanza e la sensibilità delle comunità rinvenute e descrivono i principali aspetti su cui la WFD pone l'attenzione.

In particolare:

- ASPT (Average Score Per Taxon): derivato dall'indice BMWP (Biological Monitoring Working Party), consente di determinare l'influenza dell'inquinamento da sostanza organica e di eventuali anomalie nella disponibilità di ossigeno disciolto in un fiume, considerando la sensibilità dei macroinvertebrati e il numero di famiglie totali raccolte;
- $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$: dove EPTD rappresenta l'abbondanza di individui delle famiglie Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae;
- 1-GOLD: dove GOLD indica l'abbondanza relativa di Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri;
- Numero di famiglie EPT: numero di famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri;
- Numero totale di famiglie;
- Indice di diversità di Shannon-Wiener: misura la diversità specifica tenendo conto del numero di specie del campione e dell'abbondanza relativa.

Il set di valori di riferimento è risultato essere 02AS1 per Bolletta e Boesio e 06SS1 per il Bardello (Tabb. 2.9 e 2.10). Le soglie delle classi di qualità per l'Elemento di Qualità Biologica (EQB) sono indicate in Tab. 2.11.

Tab. 2.8 - Metriche utilizzate per il calcolo dell'indice STAR_ICMi.

Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito nel calcolo (da Buffagni et al., 2005; 2007, 2008; DM 260/2010).

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Nome della Metrica	Taxa considerati nella metrica	Rif. Bibliografico	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di famiglia)	e.g. Armitage et al., 1983	0.333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log ₁₀ (Sel_EPTD +1)	Log ₁₀ (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nernouridae +1)	Buffagni et al., 2004; Buffagni & Erba, 2004	0.266
	Abbondanza	1-GOLD	1 - (Abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	Pinto et al., 2004	0.067
Ricchezza /Diversità	Numero taxa	Numero totale di Famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	e.g. Ofenböck et al., 2004	0.167
	Numero taxa	Numero di Famiglie di EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	e.g. Ofenböck et al., 2004; Böhrer et al., 2004.	0.083
	Indice Diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$D_{s-w} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A}\right) \cdot \ln\left(\frac{n_i}{A}\right)$	e.g. Hering et al., 2004; Böhrer et al., 2004.	0.083

Tab. 2.9 – Valori di riferimento delle metriche per la tipologia fluviale dei torrenti Bolletta e Boesio.

Metrica	Tipo fluviale: 02AS1
	Valori utilizzati: Macrotipo C
	generico
ASPT	6,311
LOG(Sel_EPTD+1)	2,597
1-GOLD	0,881
TAXA RICHNESS (fam)	29,25
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,50
SHANNON INDEX	1,978
STAR_ICMi (complessivo)	0,992

Tab. 2.10 – Valori di riferimento delle metriche per la tipologia fluviale del Bardello

Metrica	Tipo fluviale: 06SS1
ASPT	6,290
LOG(Sel_EPTD+1)	2,327
1-GOLD	0,874
TAXA RICHNESS (fam)	26,75
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,25
SHANNON INDEX	2,202
STAR_ICMi (complessivo)	1,012

Tab. 2.11 – Soglie per l'attribuzione dei giudizi di qualità EQB.

Soglia inferiore del giudizio	Valore STAR_ICMi
ELEVATO	0,96
BUONO	0,72
MODERATO	0,48
SCARSO	0,24
CATTIVO	<0,24

Per il calcolo dell'indice STAR_ICMi il valore calcolato viene comparato con quello ottenuto in un corso d'acqua privo di qualsiasi pressione antropica (definito "sito di riferimento" e tabulato nel decreto di riferimento) appartenente allo stesso macrotipo fluviale di quello del corpo idrico indagato. Come indicato dalla WFD, ai fini della comparabilità della classificazione lo STAR_ICMi viene espresso in Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) e assume valori teorici tra 0 e 1.

Si ricorda che, nel caso del Torrente Boesio e del fiume Bardello, i campioni di macroinvertebrati prelevati in ogni singolo microhabitat sono stati tenuti separati ed associati alle variabili ambientali caratterizzanti (velocità della corrente, profondità, composizione dei substrati).

Diatomee – metodo ICMi

Le Diatomee (Classe Bacillariophyceae) sono piccole alghe brune, unicellulari, munite di guscio siliceo (frustolo), generalmente delle dimensioni di pochi micrometri, che possono vivere isolate o formare colonie. Sono presenti in tutti gli ambienti acquatici. Si trovano alla base della catena trofica e rappresentano una delle principali componenti del fitobenthos. Presentano caratteristiche ecologiche che le rendono interessanti indicatori biologici: sono ubiquitarie, le comunità cambiano velocemente in risposta alle variazioni dello stato trofico delle acque, sono facilmente campionabili, presentano specie con esigenze ecologiche differenti e ben riconoscibili.

Il protocollo ministeriale per il campionamento delle diatomee bentoniche in ambiente fluviale è stato elaborato sulle indicazioni di norme internazionali (CEN EN 13946, CEN EN 14407) e prevede la raccolta di questi organismi su substrati duri, quali pietre e sassi, oppure, in mancanza di questi, su altri substrati, quali piante e fango. Il campionamento in questione è stato effettuato nelle sette stazioni di campionamento selezionate, ciascuna a valle di una delle derivazioni coinvolte nella sperimentazione, su substrato litico raschiando con uno spazzolino da denti una superficie complessiva di circa 0.1 m². In laboratorio i campioni sono stati digeriti per 7 giorni in acqua ossigenata (a temperatura ambiente), quindi per 24 ore in acido cloridrico. Dopo una serie di lavaggi con acqua deionizzata i frustoli delle diatomee ottenuti sono stati montati su vetrini

portaoggetto con una goccia di Naphrax®, secondo le indicazioni del protocollo APAT-MATTM (2009). Infine, i campioni sono stati identificati a livello di specie e contati al microscopio ottico Zeiss Axioplan 2 a 1250 ingrandimenti.

La conta ha previsto l'identificazione di circa 400 individui (tra quelli ben riconoscibili). I dati sono stati utilizzati per l'applicazione dell'Intercalibration Common Metric Index (ICMi – valori di riferimento in Tab. 2.12), metodo indicato per il calcolo dell'Indice per diatomee nel D.Lgs. 260/2010 e descritto in dettaglio in Mancini e Sollazzo (2009).

Tab. 2.12 - Valori di riferimento per il calcolo dell'indice diatamico ICMi nel Torrente Bolletta per il macrotipo fluviale C (Mancini & Sollazzo, 2009).

Elevato	Buono	Moderato	Scarso	Cattivo
0,84	0,65	0,55	0,26	< 0,26

Comunità ittiche

Le comunità ittiche sono un altro indicatore della qualità biologica degli ambienti fluviali, sono ampiamente diffuse nei corsi d'acqua, sensibili alle alterazioni termiche e chimiche. I pesci sono organismi con alta mobilità e quindi soggetti a problematiche di tipo migratorio o comportamentale, motivo per cui rispondono a pressioni agenti a scale territoriali più ampie di quelle di altre componenti biologiche. Sono organismi con un lungo ciclo vitale e la loro classificazione in campo è relativamente semplice. Alcune specie sono oggetto di particolare interesse anche dal punto di vista della fruizione estetico-ricreativa e sono quindi interessate anche da operazioni di immissione e prelievo che modificano le condizioni naturali del sistema.

Il campionamento è stato effettuato nel Bolletta e nel Bardello (come da incarico CIP AIS) esclusivamente tramite elettro-pesca, utilizzando un elettrostorditore in grado di emettere sia corrente continua (DC) che corrente continua pulsata (PDC). L'uso della corrente continua (DC = Direct Current) è stato privilegiato, in quanto determina un impatto più contenuto sugli individui campionati. Per verificare la rappresentatività del campionamento si sono effettuati almeno due passaggi successivi per stimare le densità delle diverse specie. Gli individui catturati sono stati riconosciuti a livello di specie, pesati e misurati. I dati raccolti sono stati utilizzati per la costruzione di grafici di composizione della comunità oltre alla distribuzione di frequenza per classi di lunghezza e curve di crescita delle specie rinvenute.

2.4 Caratterizzazione degli habitat e idromorfologia

L'idromorfologia e l'habitat rivestono un ruolo fondamentale nel funzionamento dei sistemi fluviali, andando ad influenzare le comunità biologiche e i loro processi. Risultano essere, quindi, particolarmente importanti nel monitoraggio e nella classificazione dello stato ecologico.

L'habitat fisico è descrivibile in base alle caratteristiche ambientali dei siti dove gli organismi vivono e, quindi, le informazioni idromorfologiche sono importanti per caratterizzare un ecosistema fluviale e comprenderne meglio le risposte biologiche.

Le informazioni idromorfologiche vengono quindi utilizzate soprattutto come supporto per l'interpretazione dei dati biologici e per la selezione dei siti di riferimento per le diverse tipologie fluviali. La valutazione degli elementi idromorfologici è importante inoltre per discriminare lo stato elevato da quello buono.

In particolare, nella Direttiva Europea sulle Acque (WFD - European Community, 2000) vengono definiti gli elementi da valutare per la caratterizzazione idromorfologica e di habitat. La classificazione delle pressioni antropiche permetterà di mettere a punto piani di gestione adeguati e di classificare i rischi.

La valutazione dell'impatto antropico sull'idromorfologia e sulla presenza e modificazioni di habitat viene eseguita utilizzando il metodo CARAVAGGIO – Core Assessment of River hAbitat Value and hydromorphoGical cOndition (Buffagni & Kemp, 2002; Buffagni et al., 2005). Questo metodo, oltre a valutare la qualità degli habitat, soddisfa anche le richieste della Direttiva Acque per la valutazione della qualità idromorfologica dei corsi d'acqua e può essere applicato a tutti i fiumi guadabili.

La valutazione delle caratteristiche di habitat è ottenuta raccogliendo informazioni a scala locale (tratto), e considera i seguenti aspetti: substrato, vegetazione del canale e detrito organico, caratteristiche di erosione/deposito, tipi di flusso, continuità longitudinale, struttura e modificazioni della sponda, tipologia di vegetazione della sponda, uso del suolo adiacente al corso d'acqua.

L'applicazione del metodo CARAVAGGIO viene fatta su un tratto fluviale di 500 m. Nel tratto da analizzare si distinguono tre zone trasversali al corso d'acqua: l'alveo attivo, la zona spondale (destra e sinistra) e la zona adiacente al corso d'acqua (oltre la sommità della sponda, destra e sinistra). Vengono raccolte informazioni dettagliate (dell'alveo, della sponda e della sommità della sponda) lungo 10 transetti, detti Spot-check, posti 50 m distanti l'uno dall'altro. Altre caratteristiche vengono osservate lungo i 500 m nei quali avviene l'applicazione del metodo (sweep-Up).

In particolare, a livello di transetti (Spot-check), le caratteristiche principali che vengono analizzate sono:

- uso del suolo alla sommità della sponda,
- struttura della vegetazione spondale,

- caratteristiche di erosione/deposito della sponda (canale principale, sponde e canale secondario),
- larghezza totale del pelo libero e dell'alveo (barre incluse),
- modificazioni del canale (es: tipo di flusso, tipo di substrato),
- tipologia di vegetazione in alveo.

Nel rilievo complessivo (Sweep-up) si raccolgono invece soprattutto informazioni riguardanti:

- caratteristiche presenti in alveo,
- uso del suolo in 50 m dalla sommità della sponda,
- forma dei profili della sponda
- tipo di copertura arborea.

In campo si procede alla compilazione di apposite schede applicative, che consentono di raccogliere circa 1500 informazioni per ogni sito campionato, riguardanti le caratteristiche sopra citate relative all'alveo bagnato, alle sponde, e al territorio adiacente al corso d'acqua.

Successivamente le informazioni vengono inserite in un apposito software (CARAVAGGIOsoft. (Di Pasquale & Buffagni, 2006)) creato per l'elaborazione e l'archiviazione di tali dati. Il software consente il calcolo in automatico di alcuni indici sintetici di qualità:

- L'indice HQA (Habitat Quality Assessment) valuta la ricchezza nell' habitat sulla base della diversificazione delle caratteristiche naturali registrate.
- L'indice HMS (Habitat Modification Score) consente una quantificazione del grado di alterazione morfologica.
- L'indice LRD (Lentic-lotic River Descriptor) permette di caratterizzare un tratto fluviale in termini di carattere lentico-lotico
- L'indice LUI (Land Use Index) è un descrittore dell'uso del suolo sulle sponde e sulle fasce di territorio laterali al fiume nel tratto esaminato.

Gli indici HQA, HMS e LUI, sono espressi in rapporto di qualità (RQ), così da renderli uniformi con la normativa europea, sulla base degli stessi criteri usati per la componente macrobentonica fluviale.

La classificazione si basa sul rapporto tra le condizioni di habitat osservate e quelle attese in condizioni di riferimento.

HQA: Habitat Quality Assessment

L'interazione tra le diverse componenti idromorfologiche può essere un utile indicatore per la funzionalità fluviale. Buone condizioni di habitat sono indispensabili per le comunità biotiche e per mantenere un'elevata biodiversità. Conoscere le condizioni di habitat in un corso d'acqua studiato risulta essere quindi molto importante per stabilire il corretto stato ecologico di un fiume.

A questo scopo viene utilizzato l'indice HQA (Habitat Quality Assessment), quale strumento per misurare la naturalità della composizione fisica di un sito fluviale in termini di habitat.

L'indice considera la qualità e la varietà di alcune caratteristiche esaminate a livello dell'alveo, delle sponde e della zona adiacente, durante l'applicazione in campo. Queste caratteristiche, riguardano ad esempio il numero e la diversa tipologia di flusso, la tipologia del substrato del canale, la struttura della vegetazione riparia a livello di alveo bagnato, la presenza di barre di meandro, l'uso del territorio oltre la sommità della sponda e la presenza di alberi e caratteristiche associate alla vegetazione.

Dalla somma dei punteggi delle diverse componenti si ottiene il valore dell'indice HQA. Punteggi elevati di HQA corrispondono ad habitat molto diversificati, con caratteristiche di elevata naturalità. Al contrario, a valori bassi corrispondono habitat poco diversificati.

In Tab. 2.13 vengono riportati i valori e le divisioni in cinque livelli di diversificazione degli habitat.

Al fine di utilizzare l'Indice HQA a scopo di classificazione è opportuno calcolare i valori attesi in condizioni di riferimento per i diversi tipi/macrotipi fluviali.

I corsi d'acqua oggetto di studio appartengono a due tipologie fluviali. Il T. Bolletta e il T. Boesio fanno riferimento alla tipologia "Fiumi alpini", in quanto appartengono alla tipologia fluviale 02AS1; il fiume Bardello, invece, appartiene alla tipologia fluviale 06SS1 e rientra nella macrotipologia "Piccoli fiumi di pianura".

Tab. 2.13 - Limiti per i livelli di diversificazione degli habitat secondo l'indice HQA.

HQA	LIVELLO DI DIVERSIFICAZIONE DELL'HABITAT
≥ 64	Estremamente diversificato
51 – 63	Molto diversificato
38 – 50	Mediamente diversificato
25 – 37	Scarsamente diversificato
< 24	Molto poco diversificato

In Tab. 2.14 sono indicati i valori di riferimento dell'indice HQA, e la suddivisione in classi di stato ecologico per i due macrotipi fluviali.

Tab. 2.14 - Limiti di classe per l'indice HQA per le tipologie "Fiumi alpini" e "Piccoli fiumi di pianura".

FIUMI ALPINI (02)		PICCOLI FIUMI DI PIANURA (06)	
HQA	STATO ECOLOGICO	HQA	STATO ECOLOGICO
≥ 47	ELEVATO	≥ 42	ELEVATO
38 – 46	BUONO	34 – 41	BUONO
29 – 37	MODERATO	26 – 33	MODERATO
20 – 28	SCARSO	18 – 25	SCARSO
≤ 19	CATTIVO	≤ 17	CATTIVO

HMS: Habitat Modification Score

Molto importante, al fine della corretta classificazione dello stato ecologico di un fiume, è la quantificazione delle alterazioni morfologiche della struttura naturale di un corso d'acqua, dovuta alla presenza di elementi artificiali. Questa può essere fatta utilizzando l'Indice HMS: Habitat Modification Score. Come per l'HQA, anche in questo caso viene assegnato un punteggio alle diverse forme di alterazione rilevate, in relazione all'impatto presunto che esse possono determinare sull'habitat fluviale. Maggiore è il tipo di impatto, maggiore sarà il punteggio assegnato per una determinata modificazione. Naturalmente un sito che non presenta nessun tipo di alterazione, né a livello dell'alveo, né delle sponde, avrà valore di Indice HMS pari a 0.

La somma dei punteggi assegnati alle singole stazioni darà origine al valore finale dell'Indice.

Le informazioni relative alle alterazioni possono essere registrate a tre diversi livelli: a livello di spot-check; a livello di sweep-up (500 m), e al livello complessivo dell'intero tratto.

In particolare, a livello di spot-check, risultano essere particolarmente importanti caratteristiche quali: il risezionamento e il rinforzo di alveo e sponda, il tipo di sponda artificiale (Es: arginata, a due stadi), la presenza di tombini, sottopassi, briglie, dighe, traverse e guadi.

A livello di sweep-up vengono registrate caratteristiche che potrebbero non essere rilevate nello spot-check, come: substrato artificiale del canale, canneti sfalciati/rive gestite, alle quali vengono assegnati un punteggio in relazione alla sola presenza/assenza, a prescindere dall'estensione. Per tombini/sottopassi, briglie/dighe/traverse, ponti e pennelli è necessario attribuire un punteggio, secondo il grado di impatto, per ognuna delle volte in cui vengono registrate.

L'Indice HMS è indipendente dal tipo fluviale, e può essere utilizzato per descrivere e confrontare l'artificializzazione della struttura fisica di corsi d'acqua di tipo diverso. Non è necessario quindi calcolare i valori attesi in condizione di riferimento per i diversi tipi/macrotipi fluviali.

In Tab. 2.15 sono indicati i valori di riferimento per le classi di qualità dell'Indice HMS.

Tab. 2.15 - Limiti di classe per l'indice HMS.

HMS	STATO ECOLOGICO
0 – 6	ELEVATO
7 – 18	BUONO
19 – 42	MODERATO
43 – 72	SCARSO
≥ 73	CATTIVO

LRD: Lentic-lotic River Descriptor

Le caratteristiche idrauliche e morfologiche quali: velocità di corrente, profondità dell'acqua, turbolenza, tipo di flusso e substrato sono tra i fattori più importanti nello strutturare gli habitat in cui gli organismi acquatici risiedono e influiscono quindi sulla la distribuzione di pesci, macrofite e invertebrati bentonici. L'Indice LRD fornisce una descrizione del carattere lentico/lotico del tratto indagato. Il calcolo si basa sulle caratteristiche idrauliche locali utilizzando informazioni raccolte tramite il metodo CARAVAGGIO, mediante una valutazione visiva degli habitat. In particolare, vengono considerate, a livello di alveo bagnato:

- la tipologia di flusso;
- la presenza e tipologia di vegetazione acquatica e detrito
- la presenza di caratteristiche artificiali
- la profondità massima dell'acqua.

Il valore dell'Indice varia da punteggi negativi (con un minimo di scala di <-75), corrispondenti ad ambienti di tipo lotico, a punteggi positivi (con un massimo di scala di >100) quando il carattere del corso d'acqua è di tipo lentico.

In Tab. 2.16 vengono riportati gli intervalli di valori e il corrispettivo carattere lentico/lotico.

Tab. 2.16 - Limiti di classi per il carattere lentico/lotico dell'indice LRD.

Classe	VALORI		CARATTERE LENTICO/LOTICO
1+		> -50	Estremamente lotico
1	-50 ≤	< -30	Molto lotico
2	-30 ≤	< -10	Lotico
3	-10 ≤	< 10	Intermedio
4	10 ≤	< 30	Lentico
5	30 ≤	< 50	Molto lentico
5+		≥ 50	Estremamente lentico

LUI: Land Use Index

Esiste una correlazione tra le comunità biologiche, in particolare macroinvertebrati e pesci, e l'uso del suolo a livello del bacino imbrifero. Quest'ultimo, infatti, può rappresentare una fonte di inquinamento di tipo diffuso, legato all'utilizzo del suolo a scopo agricolo, urbano e industriale. Per valutare come le varie attività legate all'utilizzo del suolo influenzino le comunità biotiche, risulta necessario quantificare l'uso del territorio.

L'Indice LUI utilizza le informazioni raccolte sia a livello di spot-check che di sweep-up. In particolare, nel primo caso si considerano l'altezza e l'estensione della sponda e l'uso del territorio nei primi 5 m oltre la sommità della sponda. Per quanto riguarda invece il tratto generale, vengono considerati nell'Indice l'uso del suolo sulla sponda e in 50 m metri oltre la sommità e le tipologie dei profili della sponda. Molto importante, in questo contesto, risulta essere la presenza e la direzione della linea di aratura dei campi.

Bassi valori di Indice corrispondono a stati qualitativi buoni; viceversa valori elevati indicano stati qualitativi peggiori.

In Tab. 2.17 vengono riportati i limiti di classe per la valutazione dello stato ecologico, secondo l'indice LUI. Anche in questo caso, come per l'HMS, l'indice LUI è indipendente dal tipo fluviale, e può essere utilizzato per confrontare corsi d'acqua appartenenti a tipologie fluviali differenti, senza ricorrere al calcolo dei valori attesi in condizioni di riferimento per le diverse macrotipologie fluviali.

Tab. 2.17 - Limiti di classe per l'indice LUI.

LUI	STATO ECOLOGICO
0 – 2	ELEVATO
2.01 - 7.5	BUONO
7.51 – 15	MODERATO
15.01 – 30	SCARSO
> 30	CATTIVO

2.5 Metodologia di analisi delle relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche

Sono numerosi gli studi presenti in letteratura scientifica che pongono in relazione le modificazioni delle comunità macroinvertebrate con differenti variabili ambientali, come ad esempio le condizioni idrauliche, la composizione del substrato, la disponibilità di diverse risorse alimentari e le

alterazioni chimiche dell'acqua (Walsh et al., 2005, Hale et al., 2015). Poiché sia sul Torrente Boesio che sul fiume Bardello insistono alterazioni che riguardano i diversi ambiti, si è deciso di campionare sui due corpi idrici in siti rappresentativi di ogni possibile combinazione di alterazione chimica ed idromorfologica, secondo lo schema riportato in Tab.4.16. Tali alterazioni, infatti, rappresentano i principali problemi che portano allo scadimento di qualità dei corpi idrici.

Tab. 2.18 - Schema di campionamento per analizzare le diverse condizioni idromorfologiche e chimiche.

+ Qualità chimica	- Qualità chimica
- Qualità idromorfologica	+ Qualità idromorfologica
+ Qualità chimica	- Qualità chimica
+ Qualità idromorfologica	- Qualità idromorfologica

L'obiettivo del disegno sperimentale adottato è quello di raccogliere quanti più dati possibili in diverse condizioni idromorfologiche e chimiche per studiare come gradienti ambientali possano influenzare la struttura delle comunità biologiche e per comprendere quali siano i fattori limitanti che contribuiscono allo scadere delle qualità.

Si è deciso di utilizzare due tecniche statistiche non convenzionali che possano favorire lo studio delle complesse relazioni esistenti tra metriche biologiche e variabili ambientali. Verranno per questo utilizzate la regressione quantile e il metodo "Random Forest" la cui teorie e possibili applicazioni verranno illustrati nei prossimi paragrafi.

2.5.1 Random Forest o "foresta casuale"

La metodologia statistica Random Forest rientra nel gruppo dei classificatori d'insieme. Questa tecnica si basa sulla teoria degli alberi di classificazione. Un albero di classificazione è un grafo di decisioni e delle loro possibili conseguenze, utilizzato per creare un 'piano di azioni' mirato ad uno scopo. Un albero di classificazione è costruito al fine di supportare l'azione decisionale (Breiman 2001).

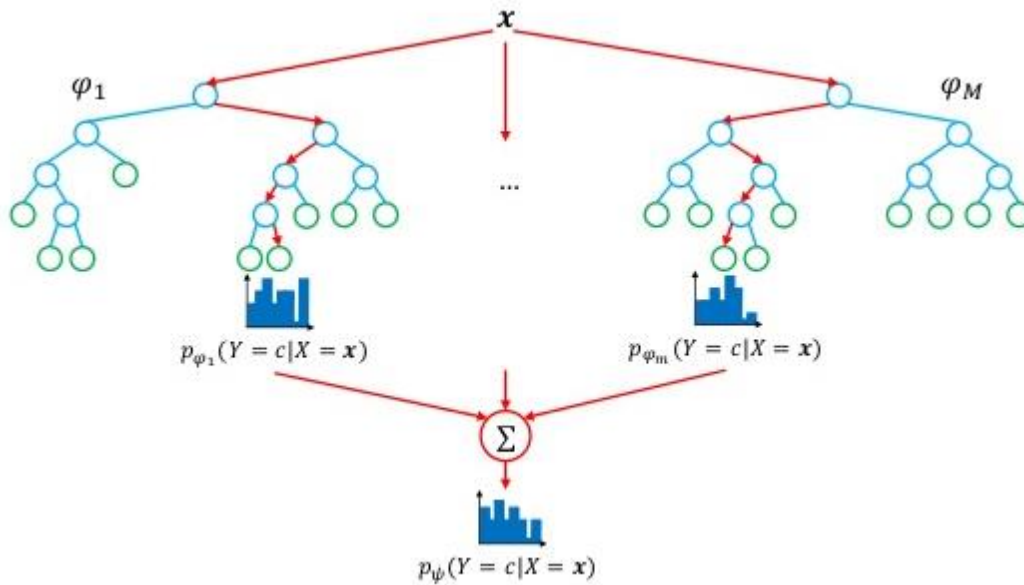


Fig. 2.4 - Esempio schematico del funzionamento dell'algoritmo di Random Forest.

Random Forest prevede tre fasi operative: lo *splitting*, il *pruning* e il *tree selection*. Lo *splitting* è una fase in cui i dati a disposizione vengono divisi in sottogruppi, in base ad un algoritmo di minimizzazione. Il processo di divisione dei dati è ripetuto in modo ricorsivo, fino a creare un albero sufficientemente grande. Ad ogni nodo terminale dell'albero si trova un piccolo gruppo di dati che rispondono allo stesso insieme di regole.

Quando l'albero si è sviluppato, ha inizio il processo di *pruning* o potatura. L'albero viene progressivamente ridotto in alberi più semplici, a ciascuno dei quali si associa una misura di costo-complexità. Il *pruning* segue la seguente regola:

$$R\alpha = R + \alpha * T$$

dove T rappresenta il numero di nodi terminali (grandezza dell'albero), R il numero di regole e α un termine di penalità. Fissato α , l'albero ottimale è l'albero che minimizza $R\alpha$. Ciò significa che gli alberi migliori sono quelli che utilizzano il minor numero di regole, dando risultati il più simili possibili all'albero di partenza.

Una volta creati gli alberi che più minimizzano il parametro $R\alpha$, si avvia la fase di selezione dell'albero o *tree selection*. Vengono selezionati solo gli alberi che hanno un $R\alpha$ che cade entro un errore standard dall'albero che ha il minor $R\alpha$.

Nel nostro caso l'output dell'algoritmo è un elenco di variabili ambientali in ordine di importanza. Le variabili che si trovano più alte in classifica sono quelle che hanno maggiore influenza sulle metriche biologiche, cioè quelle variabili che spiegano meglio di altre come varia la metrica analizzata.

Abbiamo considerato come significative solo quelle relazioni che presentano un punteggio (IncNodePurity) superiore o pari al 30% del punteggio massimo ottenuto.

Un aspetto importante della metodologia Random Forest è la possibilità di testare simultaneamente numerose variabili anche eterogenee tra loro (sia continue che categoriche) senza decidere a priori quali variabili eliminare per l'analisi, processo spesso delicato e a discrezione dell'esperto.

In questo contesto la metodologia Random Forest è stata utilizzata al fine di selezionare le variabili più importanti la cui azione limitante viene successivamente descritta attraverso le analisi di regressione quantile.

2.5.2 La regressione quantile

I test statistici "classici" valutano come la dispersione dei dati ottenuti si discosti dalla tendenza centrale (ANOVA, regressione lineare, ecc.). Quando si ha a che fare con sistemi biologici complessi, quali gli ambienti fluviali, spesso ci si trova a dover studiare numerose variabili ambientali e come queste abbiano un effetto più o meno significativo sulla distribuzione delle comunità biologiche. Non sempre i test statistici basati sulla valutazione dello scostamento centrale permettono di ottenere modelli informativi capaci di spiegare le relazioni che esistono tra variabili biologiche e variabili ambientali.

Una delle tecniche statistiche utili per comprendere l'effetto limitante delle singole variabili ambientali sulle comunità biologiche è la *regressione quantile*. Questo metodo di regressione è stato descritto da Roger Koenker e Gilbert Bassett nel 1978 (Koenker e Bassett, 1978) e applicato per la prima volta in ecologia da Brian Cade nel 1999 (Cade et al., 1999). Questa tipologia di regressione non valuta lo scostamento centrale dei dati, ma i limiti superiori e inferiore della distribuzione dei dati.

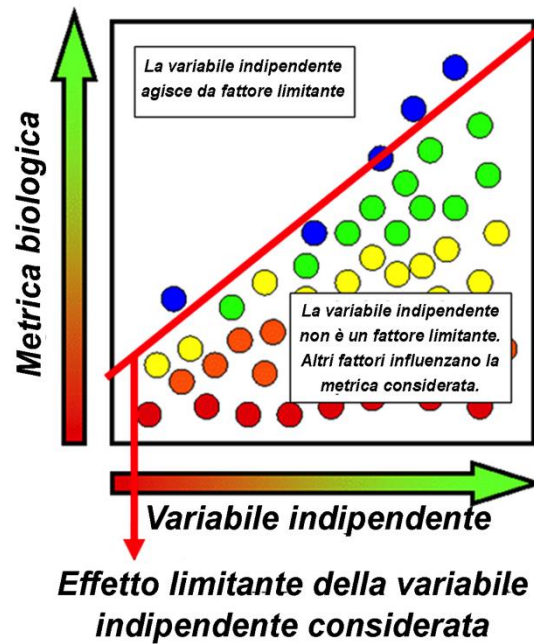


Fig. 2.5 - Esempio schematico di una regressione quantile.

Nella Fig. 2.5 è mostrato un esempio schematico di una regressione quantile (Fornaroli et al. 2015). La linea di regressione evidenzia l'andamento dei dati nella parte alta della distribuzione. Nonostante l'alta variabilità dei dati rappresentata nella Fig. 2.5, che originano una "nuvola" con un notevole grado di dispersione, il modello della regressione riportato è altamente informativo. Infatti, quella linea (con la sua equazione) può rappresentare un limite al di sopra del quale sarà difficile osservare individui della popolazione di volta in volta studiata. Al di sotto di tale linea, la distribuzione osservata sarà dovuta all'azione simultanea di numerosi variabili ambientali che insistono sulla comunità biologica studiata. In questo esempio, la linea di regressione rappresenta quindi *l'azione limitante* della variabile ambientale studiata, e tale azione può essere individuata, se la numerosità dei campioni analizzati è congrua, anche in presenza degli effetti di altre alterazioni. Tale modello può essere applicato anche come modello di predizione. La metodologia permette di analizzare ampi dataset che presentano alta variabilità e relazioni complesse tra le variabili. Maggiore è la numerosità del campione, migliore sarà la bontà della regressione ad alti quantili.

3 TORRENTE BOLLETTA

3.1. Pluviometria e Idrologia

Dal punto di vista pluviometrico, l'anno 2014 è stato caratterizzato da precipitazioni superiori alla media annua delle serie storiche disponibili per il bacino: sono caduti l'equivalente di circa 2400 mm di pioggia (Fig. 3.1), rispetto alla media di poco più di 2100 mm del trentennio 1961-1990, osservabile in Tab. 3.1. L'anno 2014, inoltre, è risultato estremamente differente, dal punto di vista pluviometrico, rispetto all'anno 2013, nel quale sono caduti complessivamente poco meno di 1700 mm di precipitazione meteorica (Fig. 3.2) e che si colloca significativamente sotto alla media della serie storica. Il 2015 (Fig. 3.3) è stato l'anno meno piovoso del triennio di studio, con una precipitazione annua inferiore a 1400 mm, ben al di sotto della media della serie storica.

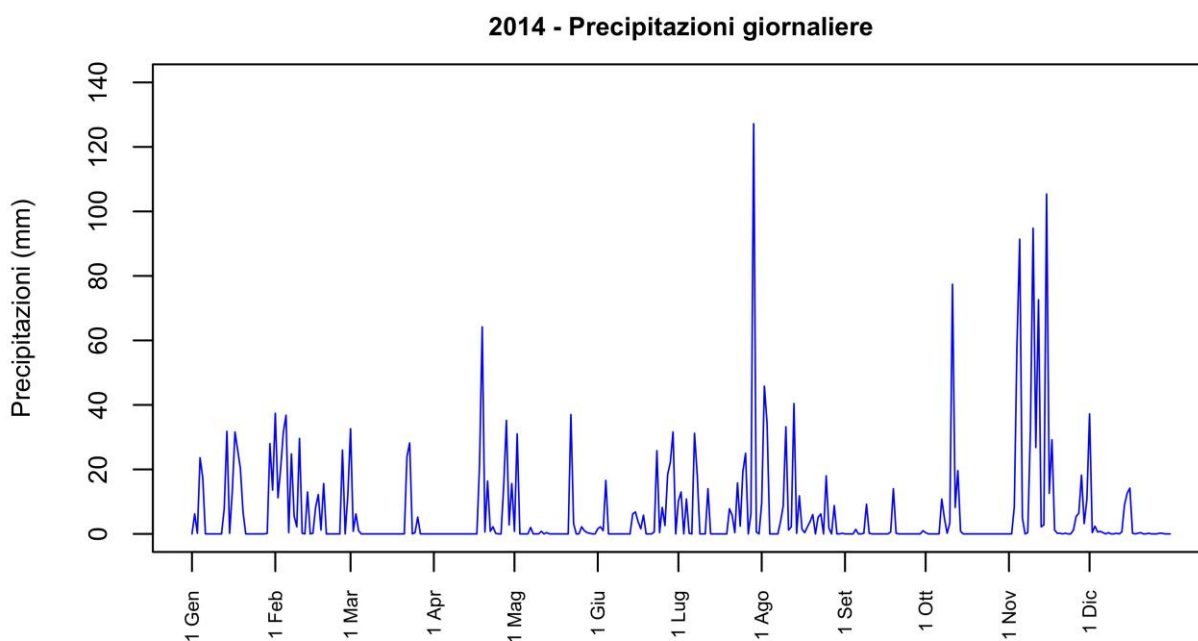


Fig. 3.1 – Precipitazioni giornaliere rilevate nel 2014 al pluviometro di Arcisate di ARPA Lombardia.

Tab. 3.1 – Precipitazioni mensili e annue nel bacino del Bolletta (serie storica 1961-1990; 2013; 2014; 2015).

Serie storiche (Cuasso al Monte, 1961-1990)		Pluviometro Arcisate (2013)		Pluviometro Arcisate (2014)		Pluviometro Arcisate (2015)	
Mese	mm	Mese	mm	Mese	mm	mese	mm
Gennaio	137	gennaio	42,4	Gennaio	227,0	gennaio	124,8
Febbraio	114	febbraio	57,6	Febbraio	288,8	febbraio	149,4
Marzo	191	marzo	122,8	Marzo	98,4	marzo	39,2
Aprile	183	aprile	270,8	Aprile	174,4	aprile	105,6
Maggio	250	maggio	228,4	Maggio	79,0	maggio	194,4
Giugno	209	giugno	59,2	Giugno	155,4	giugno	152,8
Luglio	147	luglio	95,8	Luglio	308,4	luglio	83,0
Agosto	198	agosto	53,8	Agosto	245,0	agosto	161,2
Settembre	237	settembre	102,6	settembre	26,8	settembre	165,2
Ottobre	157	ottobre	228,8	Ottobre	125,6	ottobre	208,0
Novembre	235	novembre	133,2	novembre	589,6	novembre	3,0
Dicembre	71	dicembre	290,8	dicembre	80,2	dicembre	3,0
TOTALE	2129	TOTALE	1686,2	TOTALE	2398,6	TOTALE	1389,6

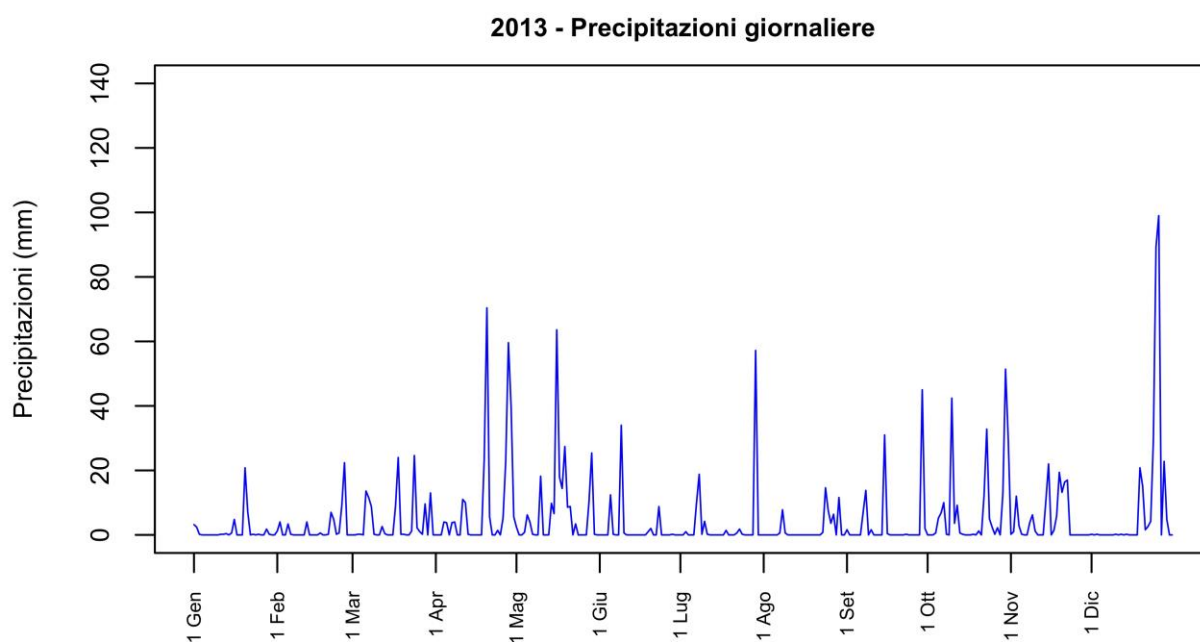


Fig. 3.2 – Precipitazioni giornaliere rilevate nel 2013 al pluviometro di Arcisate di ARPA Lombardia.

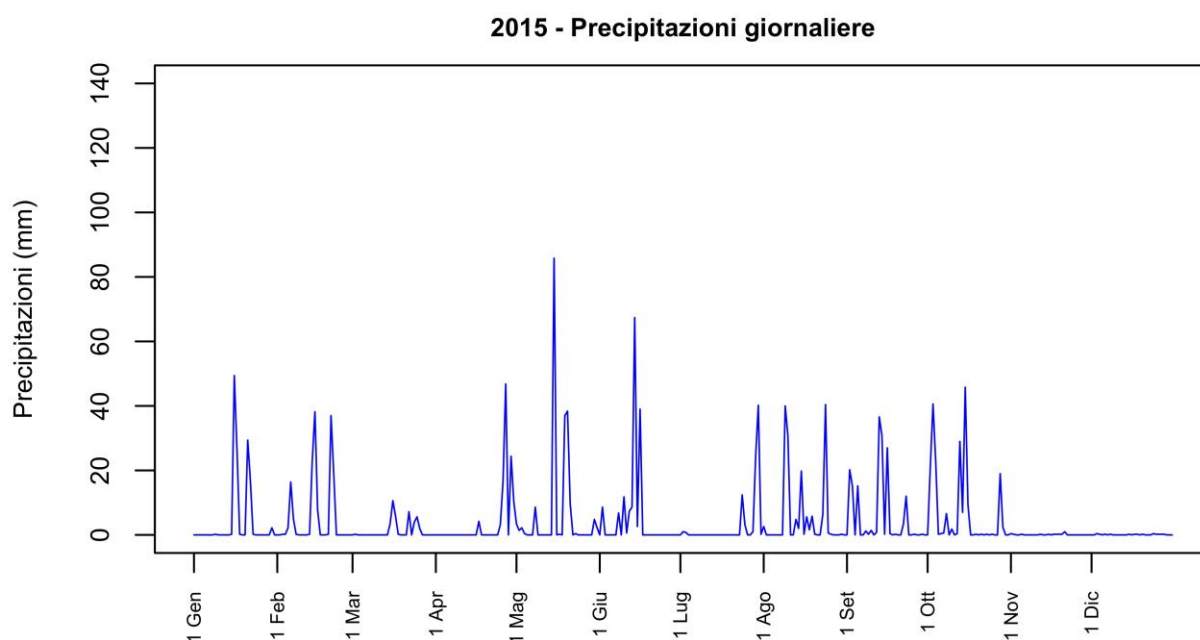


Fig. 3.3 – Precipitazioni giornaliere rilevate nel 2015 al pluviometro di Arcisate di ARPA Lombardia.

Il 2013, d'altra parte, ha rispecchiato in misura maggiore la distribuzione mensile relativa delle precipitazioni della serie storica, presentando due periodi di massima precipitazione in primavera (aprile-maggio) e in autunno (ottobre-dicembre). Per quest'ultimo periodo occorre inoltre segnalare come le precipitazioni di dicembre 2013 abbiano avuto carattere di eccezionalità, esattamente come le precipitazioni dei primi mesi del 2014. Nel 2014, infatti, si sono evidenziati dei massimi di precipitazione in inverno (gennaio-febbraio) e in piena estate (luglio-agosto), con una ripartizione mensile relativa decisamente anomala rispetto alla serie storica. L'unico massimo temporalmente analogo a quello delle serie storiche è risultato essere quello autunnale, con un mese di novembre caratterizzato da precipitazioni intensissime (più che doppie rispetto alle precipitazioni mediamente osservate in novembre tra il 1961 e il 1990). Sia per le precipitazioni annue che per la loro ripartizione stagionale, dunque, il 2014 si è configurato come un anno anomalo, mentre il 2013, seppur siccitoso per via delle precipitazioni annue inferiori alla media, è stato un anno più ordinario. Nel 2015 si sono verificati due periodi di assenza di precipitazioni a cavallo tra i mesi di giugno e luglio e negli ultimi due mesi dell'anno. Non si sono mai registrati picchi di precipitazione giornaliera superiore a 90 mm.

La diversa pluviometria degli anni 2013, 2014 e 2015 nel bacino si è riflessa nel regime idraulico medio del Torrente Bolletta per il medesimo triennio. I dati di portata sono stati raccolti con l'ausilio di un idrometro installato dall'ufficio cantonale della protezione delle acque del Canton Ticino (CH) e collocato ad un centinaio di metri dall'immissione nel Ceresio. I dati relativi al livello idrometrico sono associati a valori di portata mediante un'apposita scala di conversione, la cui validità e

precisione è stata confermata dai dati puntuali di portata raccolti nell'ambito del presente studio. I dati raccolti sono stati utilizzati per computare le statistiche descrittive delle portate transitanti in alveo in ciascun anno (Tab. 3.2) e per definire il regime idraulico giornaliero del torrente (Tab. 3.3). In particolare, sia la portata mediana che la portata media sono risultate quasi doppie nel 2014 rispetto al 2013, mentre nel 2013 si è osservata una portata minima di 0,174 m³/s rispetto agli 0,301 m³/s osservati nel 2014. La portata minima registrata nell'anno 2015 ha raggiunto un valore di 0,239 m³/s. Le portate medie giornaliere in occasione dei massimi colmi di piena sono state sostanzialmente differenti nei tre anni: da un massimo registrato nel 2013 di 21,840 m³/s fino ad un massimo registrato nel 2015 di 4,863 m³/s. Occorre, però, notare come il massimo colmo di piena del 2013 (con portate molto superiori a tutte quelle misurate nel triennio di studio) si posizioni nell'ultima decade di dicembre (Fig. 3.4), in un momento caratterizzato, come già notato nel paragrafo precedente, da precipitazioni piovose del tutto anomale per il periodo.

L'analisi di dettaglio delle portate inferiori a 2 m³/s (Fig. 3.5 per l'anno 2013, Fig. 3.7 per l'anno 2014 e Fig. 3.9 per l'anno 2015) mostra come il regime di magra (che è stato riscontrato per un numero di giorni più che doppio nell'anno 2013 rispetto al 2014) occorra per portate inferiori a 0,4 m³/s nella sezione dell'idrometro. L'evidenza empirica, inoltre, mostra come si possa classificare come regime idraulico di morbida (con il torrente carico di una maggior quantità d'acqua dovuta a precipitazioni, ma senza che si palesino le condizioni eccezionali di una piena) la portata compresa tra 0,4 e 1,5 m³/s, mentre sopra gli 1,5 m³/s si osservano condizioni di piena o, comunque, di "coda" di eventi di piena, dovuti a precipitazioni intense.

Tab. 3.2 – Statistiche descrittive del regime idraulico del Torrente Bolletta (alla foce) per gli anni 2013, 2014 e 2015.

Portata giornaliera (m³/s)	2013	2014	2015
MIN	0,174	0,301	0,239
MAX	21,840	14,084	4,863
MEDIANA	0,440	0,732	0,473
MEDIA	0,854	1,422	0,678
DEV.ST.	1,641	2,017	0,614

Sulla base delle portate osservate alla sezione dell'idrometro e delle considerazioni precedentemente espresse, sono stati quantificati i giorni in cui le portate medie fossero ascrivibili ai regimi di magra, morbida e piena.

L'anno 2013 ha presentato, rispetto al 2014, un numero più che doppio di giornate in cui la portata media è risultata essere di magra (150 giorni contro 61 – Tab. 3.3), mentre ha presentato meno della metà dei giorni in cui fossero riscontrabili condizioni ascrivibili a fenomeni di piena (33 contro 92). Nell'anno 2015 sono sicuramente maggiormente rappresentati i giorni con un regime idraulico

di morbida rispetto a quelli di magra (217 contro 122). Il 2015 risulta inoltre l'anno con meno giorni di piena rispetto agli anni precedenti (26 giorni di piena, contro 33 nel 2013 e 92 nel 2014).

Tab. 3.3 – Numero di giorni all'anno in cui il Torrente Bolletta ha presentato i diversi regimi idraulici (magra; morbida; piena) nel 2013 e nel 2014.

Regime idraulico	2013	2014	2015
Magra	150	61	122
Morbida	182	212	217
Piena	33	92	26

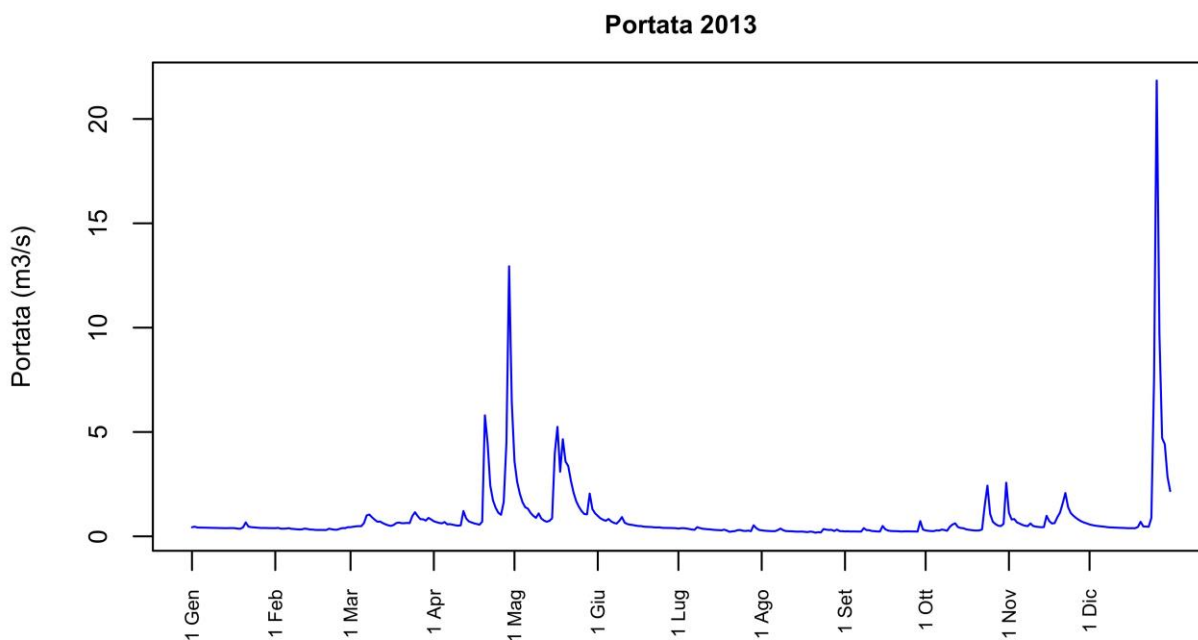


Fig. 3.4 – Andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2013.

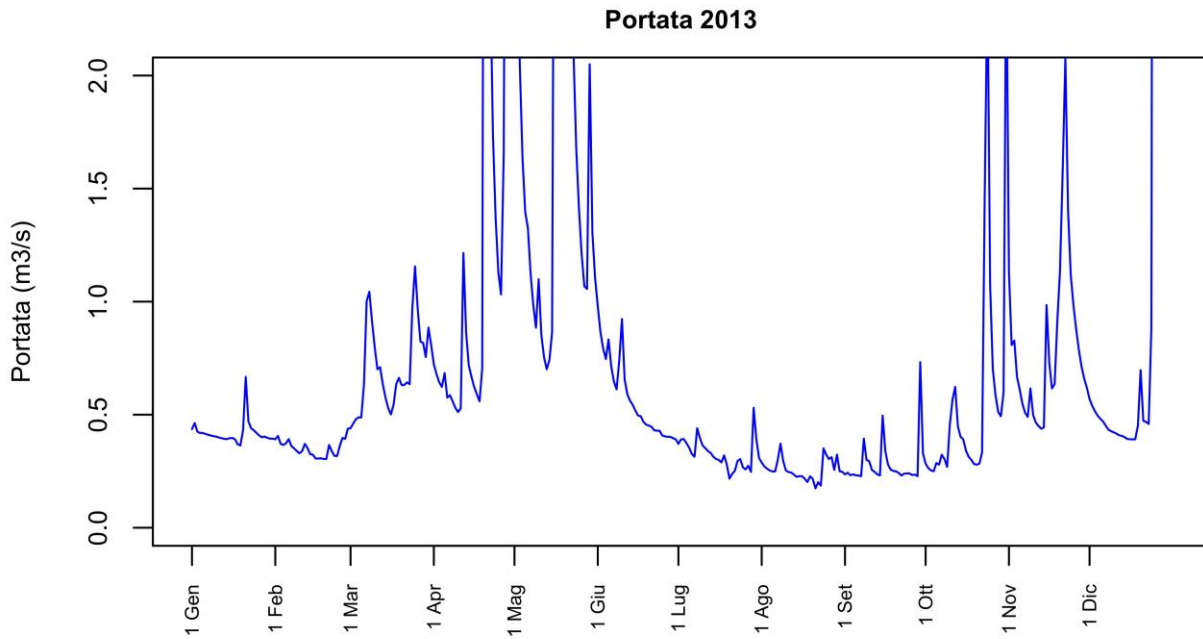


Fig. 3.5 – Dettaglio sotto i 2 m³/s dell'andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2013.

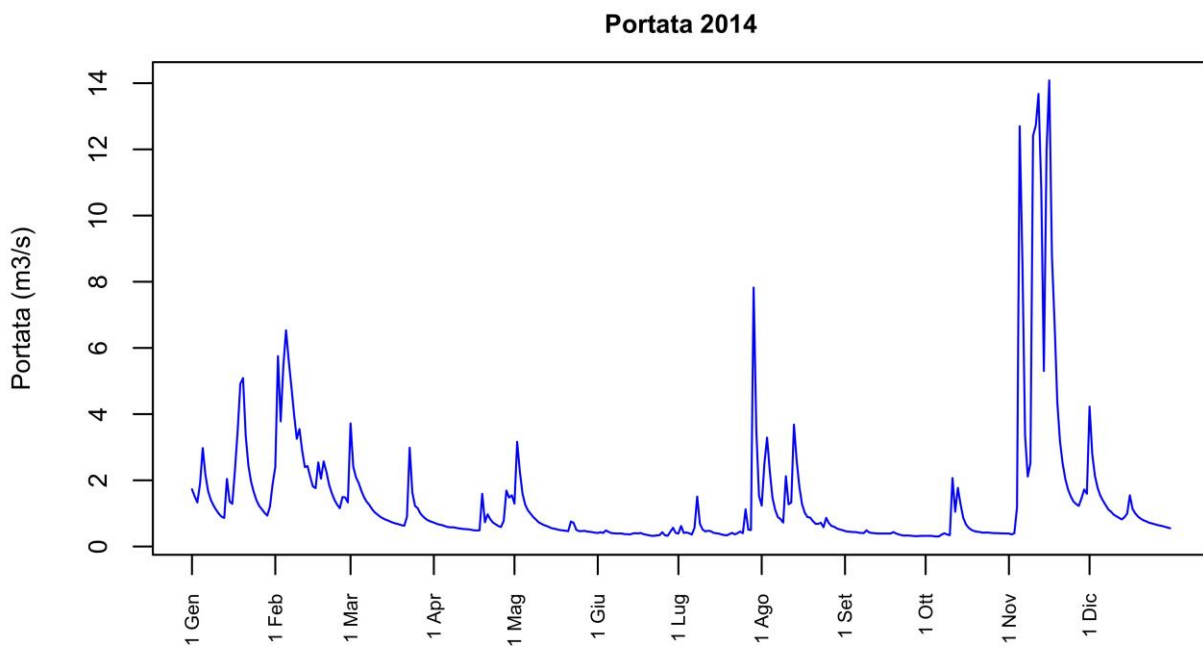


Fig. 3.6 – Andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2014.

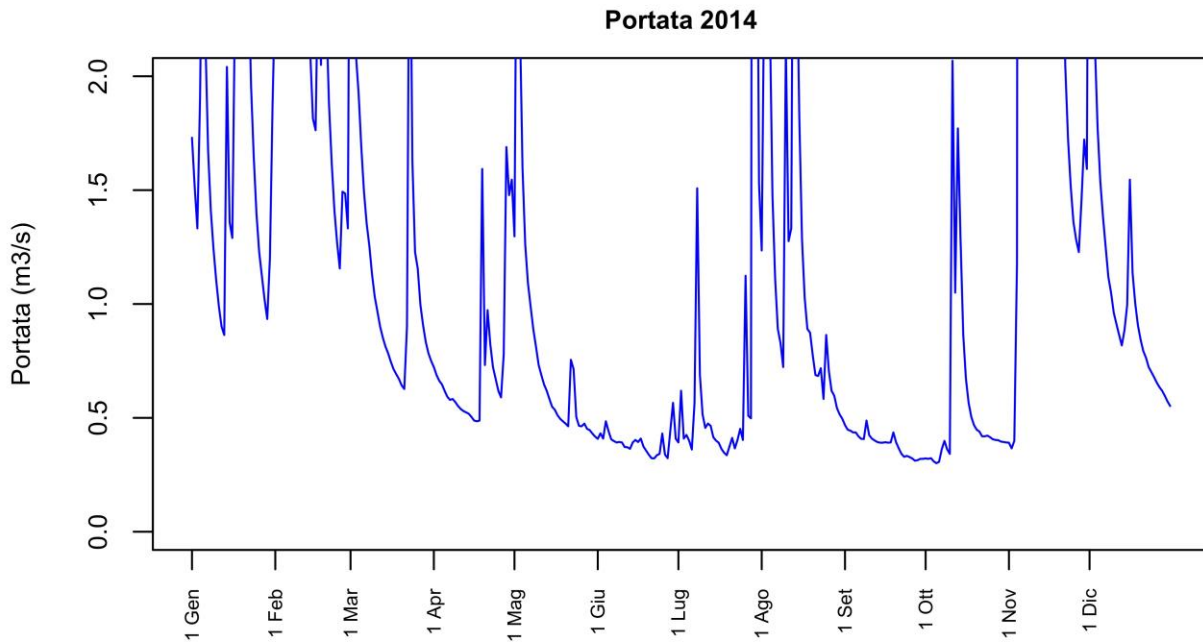


Fig. 3.7 – Dettaglio sotto i 2 m³/s dell'andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2014.

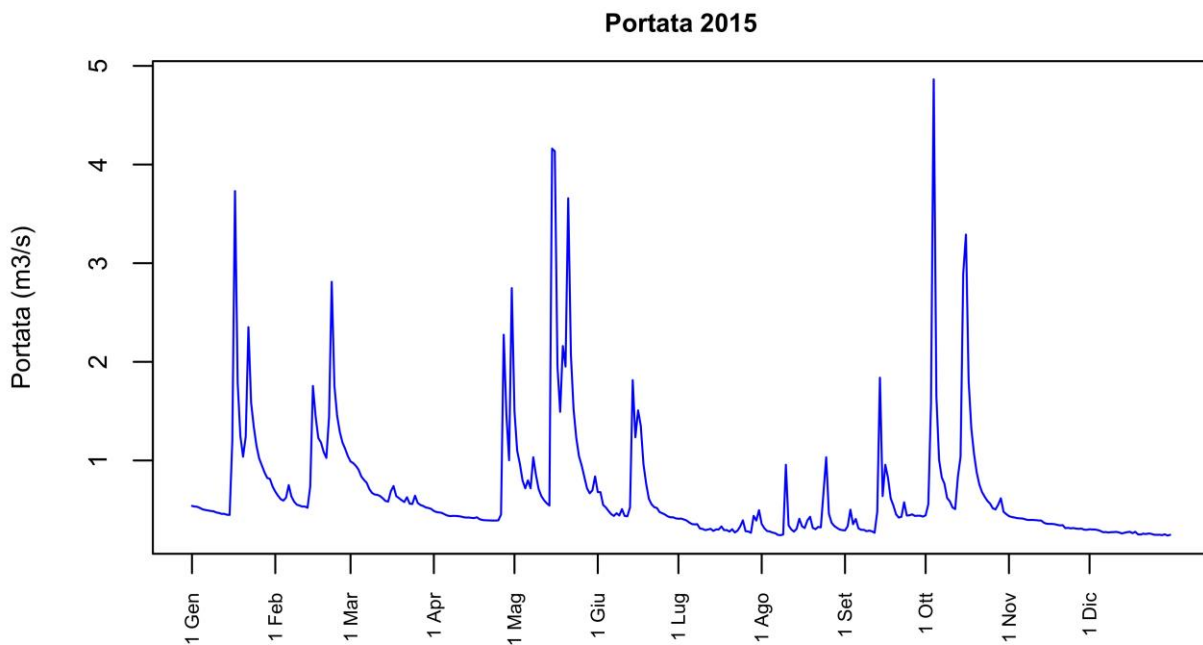


Fig. 3.8 – Andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2015.

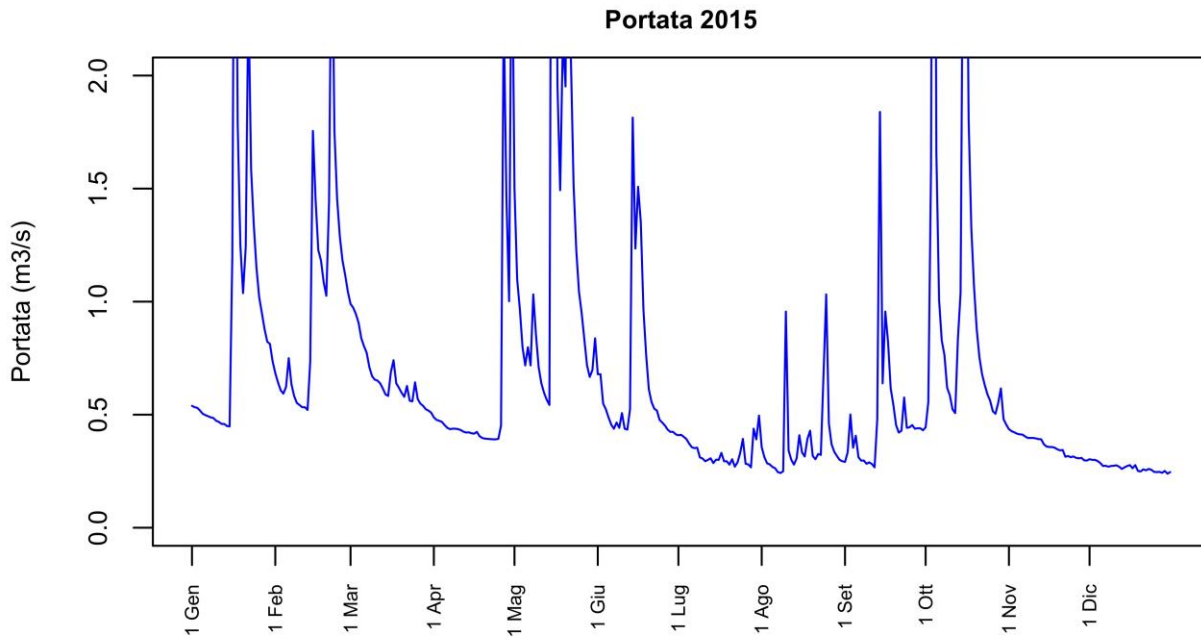


Fig. 3.9 – Dettaglio sotto i 2 m³/s dell'andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del Torrente Bolletta nell'anno 2015.

3.2 Qualità delle acque

I parametri relativi alla qualità delle acque del Torrente Bolletta sono stati determinati nei 9 siti ubicati sui tre rami principali, poi ridotti a 6 sulla base delle considerazioni espresse nel paragrafo 2.1, e associati con i valori di portata. I parametri analizzati sono stati temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità (sul campo), nonché COD, pH, azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale e *Escherichia coli* (in laboratorio).

Coerentemente con quanto detto nel paragrafo 3.1, nel 2013 era stato effettuato un maggior numero di campionamenti in regime di magra (tre su quattro, mentre il quarto era stato effettuato in condizioni di piena), ed i dati ottenuti erano stati utilizzati per la taratura del modello di simulazione della qualità delle acque in tempo asciutto proposto nella prima relazione annuale, nonché per definire i carichi inquinanti provenienti dai diversi sottobacini e, conseguentemente, dalle diverse fonti di pressione in assenza di precipitazioni (Tabb.3.4 ÷ 3.7 – alcuni valori sono stati corretti rispetto alla prima relazione annuale, che presentava degli errori di trascrizione).

Tab. 3.4 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, maggio 2013.

SITO	Portata (m³/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,363	11,6	9,79	95,1	351	7,63	13,4	0,065	0,093	1,676	200	0,500	2
BOL2	0,425	11,8	9,40	91,9	402	7,85	17,3	0,666	0,109	1,521	12520	0,375	3
BOL3	0,957	12,0	9,90	96,6	402	7,67	14,7	0,285	0,081	2,087	2930	0,438	3
BOL6	1,022	12,4	9,86	97,0	419	8,24	15,2	0,181	0,084	1,524	3330	0,469	3
BOL7	2,130	11,7	10,06	97,2	172	7,67	12,9	0,042	0,041	1,938	310	0,688	1
BOL8	2,373	12,7	9,91	98,0	294	7,72	15,3	0,226	0,063	1,220	800	0,469	3
BOL4	0,170	11,5	10,02	96,5	501	7,95	13,9	<0,010	0,068	1,632	0	0,688	1
BOL9	0,221	10,6	9,95	98,2	61	7,07	10,5	<0,010	0,005	1,110	0	0,875	1
BOL5	0,940	11,1	10,27	97,9	85	7,34	12,0	<0,010	0,004	1,762	420	0,813	1

Tab. 3.5 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, luglio 2013.

SITO	Portata (m³/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,055	19,3	5,94	67,6	809	7,48	18,2	0,975	1,340	5,910	1500	0,063	5
BOL3	0,102	16,3	9,31	98,9	569	8,34	13,1	0,015	0,635	3,420	1170	0,531	2
BOL6	0,140	16,2	9,15	101,5	553	8,28	13,4	0,015	0,530	2,990	700	0,531	2
BOL7	0,185	17,8	10,50	110,1	477	8,35	14,3	0,025	0,560	2,570	100	0,406	3
BOL8	0,233	20,0	9,68	110,6	702	7,80	20,5	0,040	1,320	3,600	1100	0,281	4
BOL4	0,045	15,4	9,13	95,1	523	8,15	13,4	0,013	0,075	2,190	1500	0,688	1
BOL5	0,039	18,5	9,56	101,1	242	8,06	13,8	<0,010	0,037	1,460	350	0,813	1

Tab. 3.6 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, ottobre 2013.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,015	14,7	6,72	69,5	677	7,70	2,4	0,070	0,020	3,850	850	0,406	3
BOL2	0,041	16,8	7,06	76,5	822	7,39	6,9	0,098	1,760	9,272	4970	0,125	5
BOL3	0,075	14,5	9,82	100,5	611	8,11	3,7	0,010	0,610	4,115	1800	0,531	2
BOL6	0,099	14,3	9,86	100,2	579	8,23	3,7	<0,010	0,305	3,645	900	0,563	2
BOL7	0,205	14,3	10,11	102,8	454	8,13	2,3	0,012	0,190	2,663	630	0,594	2
BOL8	0,210	15,4	9,69	100,8	743	7,89	9,2	0,040	0,620	4,430	5500	0,406	3
BOL4	0,040	13,5	9,77	97,9	530	8,18	1,3	0,020	0,055	1,555	300	0,688	1
BOL9	0,003	13,8	8,92	93,5	125	6,68	1,8	<0,010	0,007	2,038	10	0,813	1
BOL5	0,068	14,4	10,11	103,0	232	7,83	1,9	<0,010	0,008	1,783	150	0,813	1

Tab. 3.7 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, dicembre 2013.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,074	8,7	8,65	76,9	770	7,90	11,0	2,632	1,105	4,489	106070	0,094	5
BOL3	0,067	7,9	10,96	94,6	539	8,57	3,0	<0,010	0,165	4,181	200	0,594	2
BOL6	0,231	7,9	11,49	99,2	538	8,74	9,0	0,044	0,090	1,716	615	0,563	2
BOL7	0,321	6,7	11,88	99,8	326	8,68	12,0	0,021	0,115	0,925	635	0,688	1
BOL8	0,386	8,1	11,05	95,8	460	8,33	5,0	2,265	1,637	2,475	4870	0,281	4
BOL4	0,209	8,2	11,25	98,0	540	8,66	17,0	0,104	0,150	2,517	10710	0,406	3
BOL9	0,068	8,8	10,68	98,9	82	7,49	6,0	<0,010	0,040	0,525	0	1,000	1
BOL5	0,173	5,3	12,28	99,6	134	8,02	14,0	<0,010	0,070	0,600	90	0,875	1

Nel 2014, viceversa, le campagne di campionamento sono state condotte in diverse condizioni (una in regime di magra, due in regime di morbida e una in regime di piena (Tabb.3.8 ÷ 3.12) e nel 2015 le quattro campagne di campionamento sono state effettuate in regime di magra (Tabb. 3.13 ÷ 3.15).

Tab. 3.8 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, aprile 2014.

SITO	Portata (m³/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,061	14,3	8,60	87,0	510	8,51	2,2	0,043	<0,001	3,092	3820	0,531	2
BOL2	0,103	13,0	8,41	83,3	694	8,00	7,6	0,065	0,805	5,970	6000	0,188	4
BOL3	0,043	9,1	11,30	101,4	507	8,58	1,6	<0,010	<0,001	1,610	30	0,813	1
BOL6	0,302	10,6	11,80	106,0	535	8,92	3,4	0,089	0,190	2,836	8220	0,406	3
BOL7	0,389	9,9	11,65	106,6	471	8,65	3,0	0,106	0,155	2,219	8670	0,438	3
BOL8	0,516	11,4	12,60	119,1	599	8,42	5,5	0,020	0,400	2,805	7620	0,438	3
BOL4	0,269	10,4	11,32	104,8	546	8,87	3,2	<0,010	0,255	2,975	1790	0,563	2
BOL9	0,012	12,6	9,92	100,8	101	7,90	1,5	<0,010	<0,001	0,325	20	1,000	1
BOL5	0,095	9,1	11,98	107,6	157	8,58	1,1	<0,010	<0,001	0,740	230	0,875	1

Tab. 3.9 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, luglio 2014.

SITO	Portata (m³/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,037	16,4	7,13	76,6	568	7,76	3,4	<0,010	0,001	4,055	3350	0,594	2
BOL2	0,061	16,5	6,51	70,1	601	7,70	5,2	0,010	0,124	5,248	29830	0,375	3
BOL3	0,042	14,2	10,07	102,6	531	8,47	<1	0,010	<0,001	2,254	550	0,813	1
BOL6	0,237	16,3	9,97	106,0	542	8,40	2,6	<0,010	0,203	3,070	1360	0,563	2
BOL7	0,291	16,3	10,08	107,2	408	8,38	1,9	<0,010	0,124	2,570	950	0,594	2
BOL8	0,380	20,1	9,37	107,8	438	8,09	4,7	<0,010	0,292	3,791	6870	0,563	2
BOL4	0,171	15,8	9,97	105,3	546	8,37	3,2	0,010	0,292	3,600	3430	0,563	2
BOL9	0,018	14,7	9,77	105,0	94	7,65	<1	<0,010	<0,001	1,388	15	0,813	1
BOL5	0,167	16,9	10,27	110,9	143	7,96	2,2	<0,010	0,010	1,683	230	0,688	1

Tab. 3.10 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, ottobre 2014.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,072	14,3	9,33	96,2	448	7,78	10,8	0,041	<0,001	3,178	1850	0,656	2
BOL2	0,122	14,8	9,12	95,3	543	7,71	12,3	0,077	0,550	6,269	3950	0,313	4
BOL6	0,419	14,2	11,84	121,0	507	8,29	10,4	0,064	0,151	3,633	3100	0,219	4
BOL7	0,939	13,8	11,00	111,3	211	8,12	7,7	0,024	0,039	2,058	1200	0,688	1
BOL8	1,064	14,1	10,88	110,8	339	8,03	8,8	0,097	0,152	2,640	10300	0,281	4
BOL5	0,601	13,7	11,25	113,2	79	7,80	7,2	<0,010	<0,001	1,546	1950	0,688	1

Tab. 3.11 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, dicembre 2014.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,365	11,0	10,34	98,9	444	7,47	14,4	1,762	0,095	3,283	465000	0,406	3
BOL2	0,544	11,6	4,97	48,1	495	7,29	22,4	1,218	0,100	4,712	410000	0,188	4
BOL6	0,908	11,7	12,03	116,1	444	8,48	2,0	0,334	0,066	4,012	12230	0,281	4
BOL7	1,865	11,2	12,20	114,0	299	8,31	2,2	0,193	0,036	2,834	6620	0,438	3
BOL8	2,002	11,4	12,22	116,8	336	8,22	2,6	0,300	0,059	3,411	31700	0,281	4
BOL5	0,553	10,5	12,38	114,5	81	7,43	<1	0,028	0,008	1,645	610	0,688	1

Tab. 3.12 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, marzo 2015.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,104	12,3	11,33	111,8	510	7,79	4,0	0,133	<0,001	3,832	355	0,438	3
BOL2	0,136	12,6	10,21	101,4	632	7,63	40,0	0,250	0,545	5,625	25500	0,250	4
BOL2A	0,127	12,4	12,80	132,2	637	7,13	13,0	<0,010	0,520	5,860	6387	0,313	4
BOL6	0,350	11,4	14,90	144,0	517	8,40	6,0	<0,010	0,145	2,610	465	0,375	3
BOL7	0,512	10,4	14,43	132,7	402	8,41	6,0	0,002	0,080	4,013	220	0,469	3
BOL8	0,479	12,0	13,98	135,6	418	8,44	9,0	0,055	0,085	2,375	4733	0,375	3
BOL5	0,118	9,7	13,70	127,1	119	7,80	<1	<0,010	<0,001	0,847	430	0,688	1

Tab. 3.13 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, giugno 2015.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,060	19,1	7,05	78,7	501	7,44	6,5	0,350	<0,001	2,915	10	0,344	3
BOL2	0,126	19,5	6,77	75,2	658	7,23	7,3	0,525	0,206	6,530	195	0,094	5
BOL6	0,415	17,7	9,05	97,5	461	7,81	7,4	<0,010	0,286	4,304	350	0,563	2
BOL7	0,489	18,0	9,45	102,3	302	7,62	6,7	0,095	0,164	3,274	85	0,406	3
BOL8	0,490	20,4	8,81	100,1	399	7,43	8,1	0,478	0,208	3,951	970	0,313	4
BOL5	0,115	17,9	9,46	102,6	143	7,67	1,6	0,028	<0,001	1,583	120	0,813	1

Tab. 3.14 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, settembre 2015.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,017	13,5	7,37	72,5	612	7,32	3,1	<0,010	<0,001	4,275	1550	0,594	2
BOL2	0,043	13,5	6,68	65,6	626	7,74	2,6	0,010	0,047	4,239	1050	0,594	2
BOL6	0,171	13,4	10,20	99,2	599	7,79	1,6	<0,010	0,290	3,575	800	0,563	2
BOL7	0,257	12,8	10,64	102,0	421	8,33	4,1	<0,010	0,130	2,403	650	0,594	2
BOL8	0,315	13,2	10,14	98,2	625	7,34	6,9	<0,010	0,101	4,171	1700	0,594	2
BOL5	0,060	12,8	10,58	101,5	172	7,91	<1	<0,010	<0,001	1,378	0	0,813	1

Tab. 3.15 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Bolletta, dicembre 2015.

SITO	Portata (m ³ /s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	TP (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,018	8,6	8,31	73,0	584	8,02	1,4	0,041	<0,001	0,572	1713	0,688	1
BOL2	0,047	10,0	7,94	72,2	834	7,86	27,0	0,115	0,194	1,449	2673	0,250	4
BOL6	0,158	6,7	12,13	101,0	602	8,35	7,4	0,135	0,358	4,153	4353	0,344	3
BOL7	0,240	6,1	12,54	102,9	393	8,27	5,6	0,077	0,180	3,112	2593	0,406	3
BOL8	0,279	7,1	12,32	103,3	623	8,08	8,4	<0,010	0,571	4,351	3893	0,531	2
BOL5	0,060	4,9	12,96	103,1	171	7,96	<1	<0,010	<0,001	1,251	2000	0,813	1

La diversificazione delle condizioni in cui i dati sono stati raccolti consente un'analisi della qualità delle acque nei diversi regimi idraulici, e, interpolando i dati relativi alla portata con le evidenze relative alle concentrazioni degli inquinanti nei diversi siti, una stima della differenziazione dei carichi inquinanti gravanti su ciascun sottobacino in condizioni di tempo asciutto, di morbida e di

piena. I dati raccolti nel 2014 e nel 2015 confermano la tendenza generale riscontrata nel 2013 ed evidenziata nel primo rapporto annuale. Le pressioni principali sono due. La prima è lo scarico dell'impianto di depurazione di Arcisate, i cui effetti, rilevabili alla stazione BOL2, sono, però, mitigati lungo il percorso della roggia Molinara sia dall'effetto diluente degli altri rami del Torrente Bolletta, sia, per quel che riguarda i carichi, dalla capacità autodepurante dell'ambiente fluviale. La seconda è lo scarico dell'impianto di depurazione di Cuasso al Monte che, collocato a poca distanza dall'immissione del Torrente Bolletta nel Ceresio, provoca sia uno scadimento della qualità delle acque nel tratto terminale del corso d'acqua (stazione BOL8), sia l'apporto di carichi consistenti nel recettore lacustre.

Il giudizio LIMeco complessivo per il triennio, ottenuto analizzando la media dei punteggi ottenuti nelle diverse campagne, è riportato in Tab. 3.16. Il sito con il punteggio peggiore, in accordo con quanto già riscontrato nel 2013, è risultato essere BOL2, che si colloca in classe 4 (stato "scarso"), la peggiore. Il sito presso la foce BOL8, e quello sulla roggia Molinara a monte della confluenza con il Torrente Bolletta BOL6 risultano in classe 3 "moderato" mentre tutti gli altri siti situati sull'asta principale risultano in classe 2 "buono".

Tab. 3.16 – Giudizio complessivo di qualità per la media dei valori del triennio 2013-2015, indice LIMeco.

SITO	Località	n	LIMeco	Giudizio
BOL1	Roggia Molinara a monte del depuratore di Arcisate	10	0,570	2
BOL2	Roggia Molinara a valle del depuratore di Arcisate	12	0,240	4
BOL3	Roggia Molinara a monte della confluenza con il torrente Briolo	6	0,620	2
BOL6	Roggia Molinara a monte della confluenza con il Torrente Bolletta	12	0,450	3
BOL7	Torrente Bolletta a valle delle confluenze	12	0,530	2
BOL8	Torrente Bolletta alla foce	12	0,400	3
BOL4	Torrente Briolo a monte della confluenza con la roggia Molinara	6	0,590	2
BOL9	Rio Valle San Giovanni	5	0,900	1
BOL5	Torrente Bolletta a monte della confluenza con la roggia Molinara	12	0,780	1

L'affluente della roggia Molinara, torrente Briolo, e il ramo di monte del Torrente Bolletta presentano un valore medio di LIMeco che li colloca, rispettivamente, in classe 2 "buona" e in

classe 1 “ottima”, a riprova del fatto che le criticità del bacino del Torrente Bolletta sono confinate per lo più all’asta di fondovalle (roggia Molinara e Torrente Bolletta dopo la confluenza con il ramo di monte), nonostante l’asta di fondovalle medesima sia in grado di esprimere una certa capacità di abbattimento dei carichi inquinanti, come evidenziato dalla classe 3 “moderato” del sito BOL3, pochi chilometri a valle di BOL2.

Il giudizio di qualità per ciascun sito è concettualmente espresso (con i colori blu, verde, giallo, arancione e rosso associati, rispettivamente, ai giudizi ottimo, buono, moderato, scarso e cattivo) in Fig. 3.10.

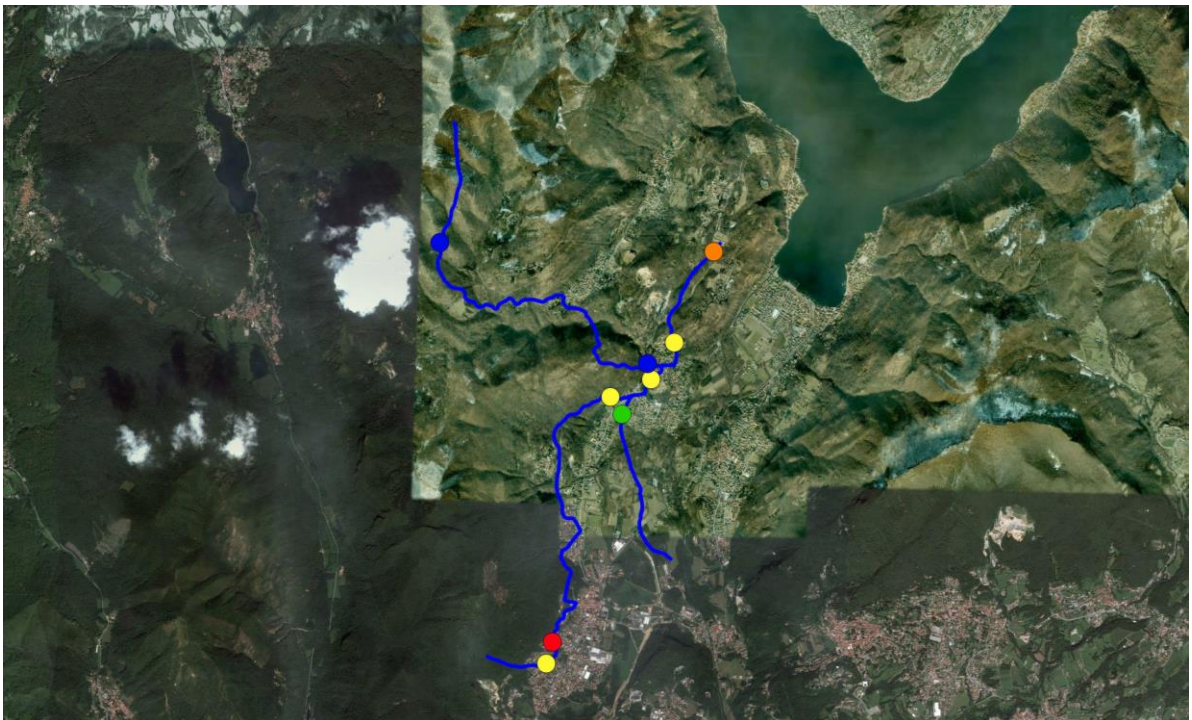


Fig. 3.10 – Giudizio di qualità LIMeco nei diversi siti monitorati nel bacino del Torrente Bolletta.

Constatato che le tendenze dei valori determinati sulla base dei campionamenti triennali, riflettono quanto emerso dalla modellizzazione della qualità delle acque effettuata al termine del primo anno delle attività di monitoraggio, e i cui risultati sono riproposti graficamente in Fig. 3.11, si è esteso il giudizio di qualità LIMeco dai siti monitorati ai tratti fluviali dei quali tali siti sono rappresentativi. Il risultato è rappresentato Fig. 3.12 e mostra, oltre all’impatto dei due impianti di depurazione, anche il graduale recupero che si osserva nella roggia Molinara a valle dello scarico dell’impianto di depurazione di Arcisate e l’effetto diluente dato dalla confluenza dell’asta di fondovalle con gli altri rami.

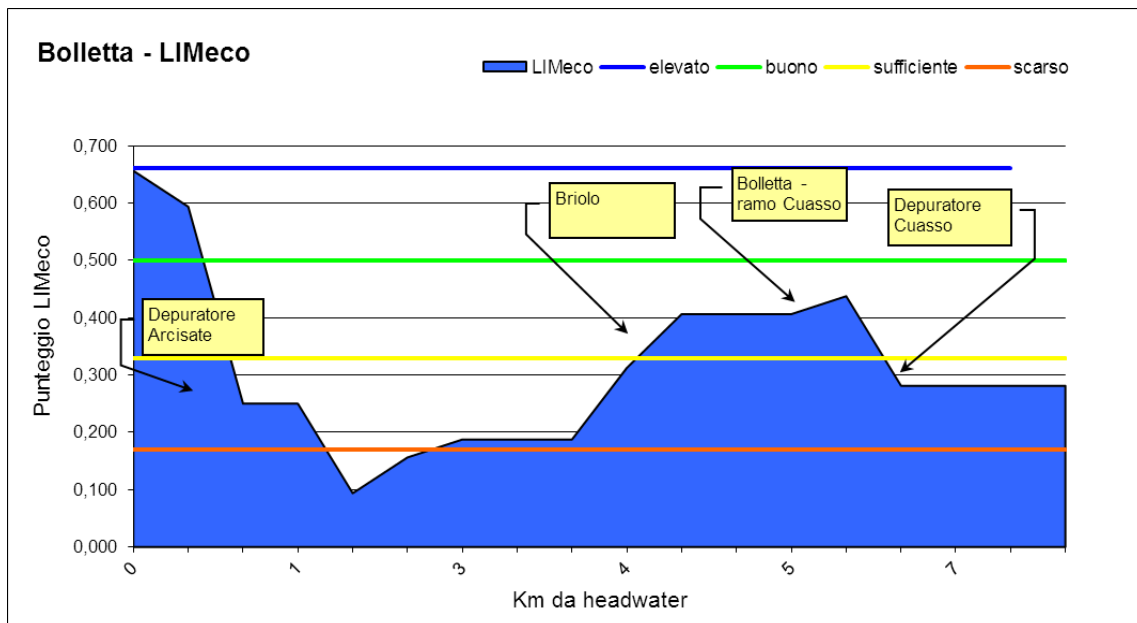


Fig. 3.11 – Andamento dei valori di LIMeco lungo l’asta di fondovalle del Torrente Bolletta, modellizzazione sulla base dei dati 2013.

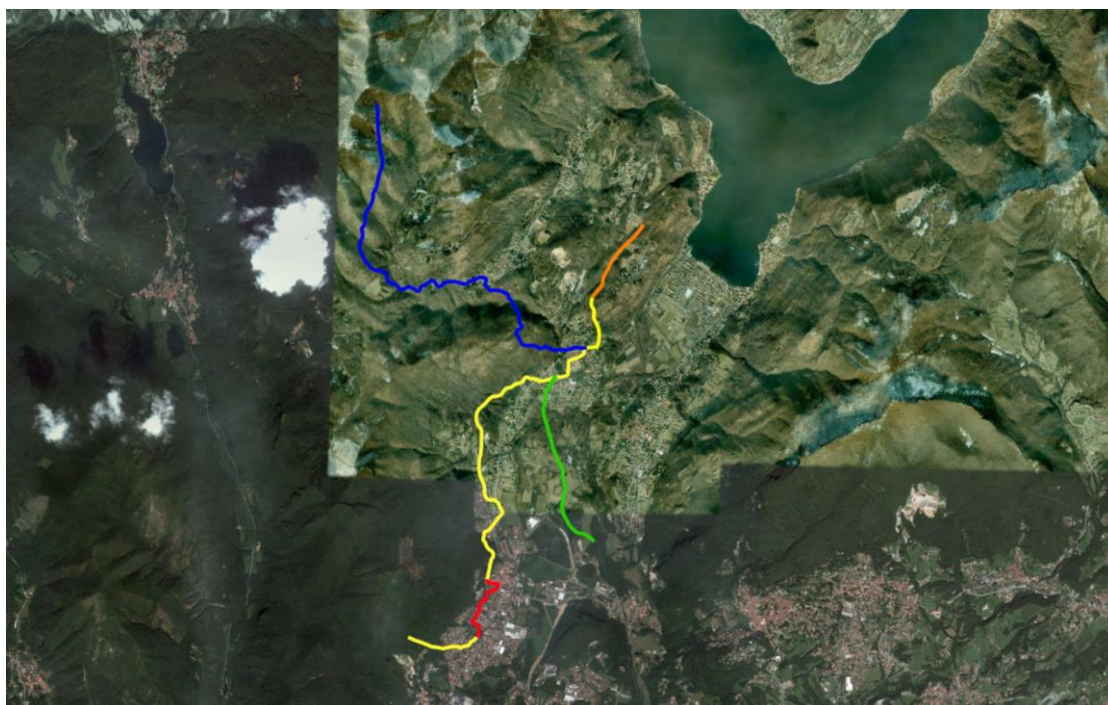


Fig. 3.12 – Classi di qualità dei tratti fluviali principali costituenti il reticolo del Torrente Bolletta.

3.3 Macroinvertebrati

La determinazione della composizione delle comunità macroinvertebrate e la definizione dell'indice di qualità connesso (indice STAR_ICMi) è avvenuta, nei siti BOL5, BOL6 e BOL7. Si ricorda brevemente che, nel 2013, era stato effettuato anche un campionamento nel sito BOL8, successivamente abbandonato poiché le comunità macroinvertebrate risultavano eccessivamente influenzate dalla presenza del Ceresio.

A seguito dei campionamenti, condotti trimestralmente per tutto il triennio 2013 – 2015, si sono osservati valori dell'EQB tali da collocare i tre siti di campionamento tra le classi di qualità “buona” e “moderata”. I dati relativi alla presenza dei diversi taxa e alla loro abbondanza sono osservabili nelle Tabb. da 3.17 a 3.26 (parti a), mentre i giudizi di qualità e i valori delle metriche componenti l'indice STAR_ICMi sono visibili nelle tabelle corrispondenti, parti b.

In generale, le comunità di tutti e tre i siti presentano popolamenti radi di Plecotteri (per lo più del genere *Leuctra*, con presenza solo occasionale della famiglia, maggiormente sensibile, dei Nemouridae), mentre sono più abbondanti e rappresentati da un maggior numero di famiglie gli Efemerotteri e i Tricotteri, che, con i Plecotteri, formano l'insieme dei taxa EPT.

Si segnala una maggior ricchezza di famiglie appartenenti agli ordini EPT nella stazione BOL5, mentre la stazione BOL6, ubicata sul ramo di fondovalle e interessata da una qualità dell'acqua peggiore, presenta una ricchezza di famiglie complessivamente superiore ma un numero di EPT inferiore. La stazione BOL7, ubicata a valle della confluenza tra i due rami del Bolletta, riceve l'influenza positiva di entrambi i siti, presentando la comunità con, in assoluto, il più alto numero di famiglie e densità di individui consistenti.

Tab. 3.17a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di ottobre 2013.

ott-13	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
Leuctridae	3	0	0	0
Heptageniidae	0	0	10	0
Ephemeridae	1	0	8	0
Baetidae	21	105	266	129
Hydropsychidae	9	88	137	61
Rhyacophilidae	10	43	24	0
Beraeidae	7	0	16	0
Leptoceridae	4	0	2	8
Limnephilidae	15	64	49	0
Hydroptilidae	1	8	0	32
Elmidae	1	105	126	56
Athericidae	9	0	6	0
Ceratopogonidae	1	0	0	24
Chironomidae	51	40	354	769
Empididae	1	0	0	0
Limonidae	0	0	16	0
Muscidae	0	8	0	8
Simuliidae	27	0	24	40
Stratiomyidae	3	0	0	0
Tabanidae	4	0	5	3
Tipulidae	21	0	1	3
Gammaridae	0	656	265	57
Asellidae	0	0	49	219
Ancylidae	0	0	16	8
Lymnaeidae	6	0	16	0
Physidae	6	0	8	0
Planorbidae	0	0	0	8
Erpobdellidae	0	1	1	107
Glossiphoniidae	0	0	0	3
Lumbricidae	13	44	75	12
Tubificidae	4	0	8	113

Tab. 3.18a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di dicembre 2013.

dic-13	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	0	35	0
Heptageniidae	16	0	10
Baetidae	248	40	90
Hydropsychidae	64	72	0
Rhyacophilidae	41	16	5
Beraeidae	0	24	0
Leptoceridae	8	0	0
Limnephilidae	32	8	15
Hydroptilidae	16	0	5
Elmidae	96	8	110
Coenagrionidae	1	0	0
Athericidae	0	63	5
Ceratopogonidae	0	8	5
Chironomidae	24	16	0
Empididae	0	8	10
Simuliidae	80	8	0
Tabanidae	0	1	0
Tipulidae	2	6	0
Gammaridae	1072	0	330
Asellidae	160	0	0
Ancylidae	40	0	25
Lymnaeidae	0	66	40
Physidae	8	0	0
Dugesidae	16	0	0
Erpobdellidae	0	0	15
Lumbricidae	0	48	20
Tubificidae	32	32	10

Tab. 3.19a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di aprile 2014.

apr-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	76	34	10
Nemouridae	5	0	2
Heptageniidae	71	12	21
Ephemerellidae	1	15	8
Baetidae	34	120	237
Hydropsychidae	9	15	28
Rhyacophilidae	12	41	8
Limnephilidae	81	47	72
Hydroptilidae	4	1	3
Elmidae	3	14	12
Calopterygidae	0	0	2
Athericidae	0	1	0
Ceratopogonidae	4	3	0
Chironomidae	12	56	34
Limonidae	5	0	4
Simuliidae	2	0	12
Tabanidae	0	1	0
Nepidae	0	0	1
Gammaridae	0	120	89
Asellidae	0	21	2
Ancylidae	5	4	21
Lymnaeidae	4	2	45
Erpobdellidae	0	22	5
Lumbriculidae	2	0	0
Lumbricidae	3	18	25
Tubificidae	0	24	0

Tab. 3.20a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di luglio 2014.

lug-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	24	1	2
Nemouridae	0	0	1
Heptageniidae	0	1	0
Ephemerellidae	2	37	68
Ephemeridae	0	0	1
Baetidae	2	36	31
Hydropsychidae	1	2	2
Rhyacophilidae	3	37	12
Beraeidae	0	3	2
Lepidostomatidae	2	0	0
Limnephilidae	0	1	3
Dryopidae	0	0	2
Elmidae	0	4	6
Calopterygidae	0	1	1
Cordulegasteridae	0	0	1
Chironomidae	3	2	23
Empididae	3	0	0
Simuliidae	4	2	5
Tabanidae	0	1	0
Tipulidae	3	0	0
Gerridae	11	0	1
Nepidae	0	0	1
Veliidae	0	0	1
Gammaridae	0	8	21
Asellidae	0	2	4
Ancylidae	1	4	1
Lymnaeidae	3	0	3
Physidae	2	1	0
Dugesidae	0	2	0
Erpobdellidae	1	2	0
Glossiphoniidae	0	11	0
Lumbriculidae	0	13	3
Lumbricidae	7	31	29

Tab. 3.21a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di ottobre 2014.

ott-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	9	1	25
Heptageniidae	5	16	60
Ephemerellidae	2	50	249
Ephemeridae	2	0	2
Baetidae	48	240	384
Hydropsychidae	4	88	446
Rhyacophilidae	5	30	113
Philopotamidae	0	4	0
Lepidostomatidae	1	0	26
Leptoceridae	25	3	0
Limnephilidae	0	5	0
Dytiscidae	0	2	0
Elmidae	8	130	301
Calopterygidae	0	1	0
Cordulegasteridae	0	0	4
Anthomyidae	0	0	1
Athericidae	2	1	14
Ceratopogonidae	3	0	0
Chironomidae	36	83	108
Limonidae	3	1	0
Psychodidae	0	3	0
Simuliidae	7	82	72
Tabanidae	0	0	2
Tipulidae	15	4	14
Gerridae	4	0	0
Gammaridae	0	446	864
Asellidae	0	21	0
Ancylidae	0	17	37
Lymnaeidae	1	0	48
Dugesidae	0	36	0
Erpobdellidae	0	72	36
Glossiphoniidae	0	1	0
Lumbriculidae	0	2	24
Lumbricidae	6	13	60
Tubificidae	2	2	0

Tab. 3.22a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di dicembre 2014.

dic-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	30	2	42
Nemouridae	3	0	0
Heptageniidae	45	21	51
Baetidae	22	59	102
Hydropsychidae	21	35	12
Rhyacophilidae	15	12	21
Limnephilidae	2	1	12
Elmidae	0	0	5
Athericidae	0	2	2
Ceratopogonidae	4	0	2
Chironomidae	0	2	0
Simuliidae	5	12	14
Gammaridae	25	46	36
Asellidae	12	5	0
Ancylidae	18	5	13
Lymnaeidae	0	15	12
Physidae	3	0	0
Erpobdellidae	0	2	21
Lumbricidae	0	21	5
Tubificidae	0	0	15

Tab. 3.23a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di aprile 2015.

apr-15	BOL5	BOL6	BOL7
Heptageniidae	26	2	6
Ephemerellidae	2	0	73
Ephemeridae	0	1	0
Baetidae	28	352	507
Hydropsychidae	5	4	75
Rhyacophilidae	7	1	29
Sericostomatidae	0	2	1
Elmidae	4	1	384
Cordulegasteridae	0	1	0
Chironomidae	426	1848	4944
Empididae	0	0	12
Limonidae	0	0	1
Simuliidae	56	157	528
Tipulidae	0	0	2
Gammaridae	32	29	48
Erpobdellidae	0	2	0
Lumbriculidae	1	0	0
Lumbricidae	3	0	3

Tab. 3.24a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di giugno 2015.

giu-15	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	240	0	96
Nemouridae	0	0	4
Leptophlebiidae	2	0	0
Heptageniidae	15	0	2
Ephemerellidae	84	468	132
Ephemeridae	1	0	0
Baetidae	636	387	972
Hydropsychidae	48	7	6
Rhyacophilidae	36	86	51
Limnephilidae	3	0	3
Elmidae	17	24	50
Libellulidae	0	0	1
Calopterygidae	1	0	0
Gomphidae	0	2	0
Athericidae	3	0	1
Chironomidae	228	388	312
Empididae	48	15	0
Limonidae	1	3	2
Simuliidae	7	0	0
Tipulidae	0	2	0
Gerridae	0	3	0
Gammaridae	0	138	732
Asellidae	0	6	0
Lymnaeidae	0	0	2
Bithyniidae	0	6	0
Planorbidae	0	3	0
Erpobdellidae	0	2	1
Lumbricidae	4	6	3
Tubificidae	2	0	0

Tab. 3.25a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di settembre 2015.

set-15	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	11	0	12
Nemouridae	1	0	0
Leptophlebiidae	1	0	0
Heptageniidae	12	0	0
Ephemerellidae	0	1	0
Ephemeridae	18	0	3
Baetidae	86	672	732
Hydropsychidae	4	20	50
Polycentropodidae	0	0	1
Rhyacophilidae	0	24	2
Philopotamidae	14	0	0
Limnephilidae	51	2	0
Elmidae	16	48	24
Libellulidae	0	0	1
Calopterygidae	14	1	3
Cordulegasteridae	5	0	0
Athericidae	2	1	3
Chironomidae	36	84	192
Limonidae	0	0	13
Simuliidae	13	60	108
Tabanidae	0	0	2
Tipulidae	0	0	1
Gerridae	7	0	0
Gammaridae	0	50	36
Asellidae	0	2	2
Ancylidae	2	48	0
Lymnaeidae	39	11	50
Physidae	13	45	0
Bithyniidae	0	0	72
Planorbidae	0	0	1
Erpobdellidae	0	12	0
Lumbriculidae	0	2	0
Lumbricidae	0	7	7

Tab. 3.26a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di dicembre 2015.

dic-15	BOL5	BOL6	BOL7
Leptophlebiidae	1	0	0
Ephemerellidae	0	12	0
Baetidae	34	297	311
Hydropsychidae	10	14	0
Polycentropodidae	1	0	0
Rhyacophilidae	8	13	0
Sericostomatidae	0	1	2
Hydroptilidae	0	60	12
Elmidae	8	0	0
Lestidae	1	0	0
Calopterygidae	0	1	0
Gomphidae	2	0	0
Athericidae	4	0	0
Chironomidae	133	468	492
Simuliidae	0	109	72
Tabanidae	0	1	0
Gammaridae	0	54	26
Asellidae	0	16	0
Ancylidae	2	0	0
Lymnaeidae	3	0	0
Erpobdellidae	0	0	1
Lumbriculidae	0	0	1
Lumbricidae	1	3	1

Tab. 3.17b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di ottobre 2013.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
ASPT	5,813	4,6	5,526	4,467
Numero totale di Famiglie	22	11	23	19
Numero di famiglie EPT	9	5	8	4
1-GOLD	0,33	0,921	0,643	0,405
Indice di Shannon	2,576	1,549	2,272	1,933
log(SeIEPTD+1)	1,477	1,813	1,869	0
numero famiglie BMWP	16	10	19	15
STAR_ICMi	0,771	0,623	0,800	0,442
Classe EQB	2	3	2	4

Tab. 3.18b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di dicembre 2013.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,333	5,333	5,273
Numero totale di Famiglie	18	17	15
Numero di famiglie EPT	7	6	5
1-GOLD	0,905	0,442	0,835
Indice di Shannon	1,71	2,484	1,787
log(SeIEPTD+1)	1,69	1,903	1,613
numero famiglie BMWP	18	12	11
STAR_ICMi	0,727	0,734	0,681
Classe EQB	2	2	3

Tab. 3.19b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di aprile 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,813	5,5	5,619
Numero totale di Famiglie	18	20	21
Numero di famiglie EPT	9	8	9
1-GOLD	0,889	0,809	0,78
Indice di Shannon	2,093	2,414	2,199
log(SeIEPTD+1)	2,199	1,785	1,982
numero famiglie BMWP	16	16	21
STAR_ICMi	0,845	0,790	0,821
Classe EQB	2	2	2

Tab. 3.20b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di luglio 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,267	5,65	6
Numero totale di Famiglie	16	22	24
Numero di famiglie EPT	6	8	9
1-GOLD	0,639	0,733	0,714
Indice di Shannon	2,279	2,329	2,301
log(SelEPTD+1)	0,602	0,477	0,778
numero famiglie BMWP	15	20	22
STAR_ICMi	0,595	0,669	0,743
Classe EQB	3	3	2

Tab. 3.21b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di ottobre 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6,375	5,818	6,111
Numero totale di Famiglie	20	27	22
Numero di famiglie EPT	9	9	8
1-GOLD	0,601	0,846	0,869
Indice di Shannon	2,385	2,229	2,242
log(SelEPTD+1)	1	1,362	1,886
numero famiglie BMWP	16	22	18
STAR_ICMi	0,767	0,814	0,857
Classe EQB	2	2	2

Tab. 3.22b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di dicembre 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6,083	5,143	5,538
Numero totale di Famiglie	13	15	16
Numero di famiglie EPT	7	6	6
1-GOLD	0,854	0,763	0,827
Indice di Shannon	2,251	2,185	2,324
log(SelEPTD+1)	1,708	1,398	1,82
numero famiglie BMWP	12	14	13
STAR_ICMi	0,778	0,667	0,758
Classe EQB	2	3	2

Tab. 3.23b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di aprile 2015.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5.5	6.25	5.833
Numero totale di Famiglie	11	12	14
Numero di famiglie EPT	5	6	6
1-GOLD	0.176	0.165	0.17
Indice di Shannon	1.083	0.756	0.968
log(SeLEPTD+1)	1.431	0.602	1.279
numero famiglie BMWP	10	12	12
STAR_ICMi	0.577	0.548	0.606
Classe EQB	3	3	3

Tab. 3.24b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di giugno 2015.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6.600	4.667	5.813
Numero totale di Famiglie	18	17	17
Numero di famiglie EPT	9	4	8
1-GOLD	0.787	0.726	0.865
Indice di Shannon	1.668	1.693	1.521
log(SeLEPTD+1)	1.863	1.204	1.041
numero famiglie BMWP	15	15	16
STAR_ICMi	0.846	0.585	0.687
Classe EQB	2	3	3

Tab. 3.25b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di settembre 2015.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6.444	4.875	5.278
Numero totale di Famiglie	19	18	21
Numero di famiglie EPT	9	5	6
1-GOLD	0.696	0.763	0.659
Indice di Shannon	2.427	1.543	1.601
log(SeLEPTD+1)	1.934	0.602	0.903
numero famiglie BMWP	18	16	18
STAR_ICMi	0.872	0.548	0.628
Classe EQB	2	3	3

Tab. 3.26b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di dicembre 2015.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5.5	5.583	4.625
Numero totale di Famiglie	13	13	9
Numero di famiglie EPT	5	6	3
1-GOLD	0.313	0.446	0.383
Indice di Shannon	1.308	1.533	1.094
log(SeI _{EPTD} +1)	0.845	0	0
numero famiglie BMWP	12	12	8
STAR_ICMi	0.548	0.494	0.353
Classe EQB	3	3	4

I risultati relativi all'indice STAR_ICMi di ciascun campionamento hanno portato, per ogni sito, alla definizione dei valori medi dell'indice medesimo, osservabili in Tab. 3.27.

Il sito BOL5 (ramo di monte) presentano un giudizio di stato dell'EQB "buono" (classe 2). I siti BOL6 e BOL7 (ramo di fondovalle) sono caratterizzati anche da una peggior qualità delle acque rispetto a BOL5, essi sono infatti risultati in classe "moderato". L'ultimo sito appare invece particolarmente compromesso, con una classificazione di "scarso".

Tab. 3.27 – Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del Torrente Bolletta, nei diversi siti esaminati.

SITO	STAR_ICMi	CLASSE - STATO ECOLOGICO EQB
BOL5	0.733	2-BUONO
BOL6	0.647	3-MODERATO
BOL7	0.694	3-MODERATO
BOL8	0.442	4-SCARSO

3.5 Ittiofauna

Nel corso del triennio sono stati svolti dei monitoraggi della fauna ittica volti a determinare l'eventuale influenza delle diverse condizioni qualitative e idromorfologiche dei due rami principali (Bolletta montano e fondo valle) del sistema fluviale sulle comunità ittiche. Sono state monitorate, di conseguenza, le stazioni di campionamento prossime alla chiusura di sottobacino per tali rami (BOL5 e BOL6), nonché il sito ubicato a valle della confluenza (BOL7). In ogni sito è stata delimitata una parte di alveo in cui sono stati effettuati due passaggi successivi con un elettrostorditore spalleggiabile e alcuni retini. L'elettro-pesca ha consentito di prelevare, in modo non invasivo, gli individui delle diverse popolazioni ittiche presenti. Gli individui catturati sono stati riconosciuti a livello di specie, pesati e misurati. In Fig.3.13 è riportata la composizione percentuale delle comunità ittiche nei diversi siti.

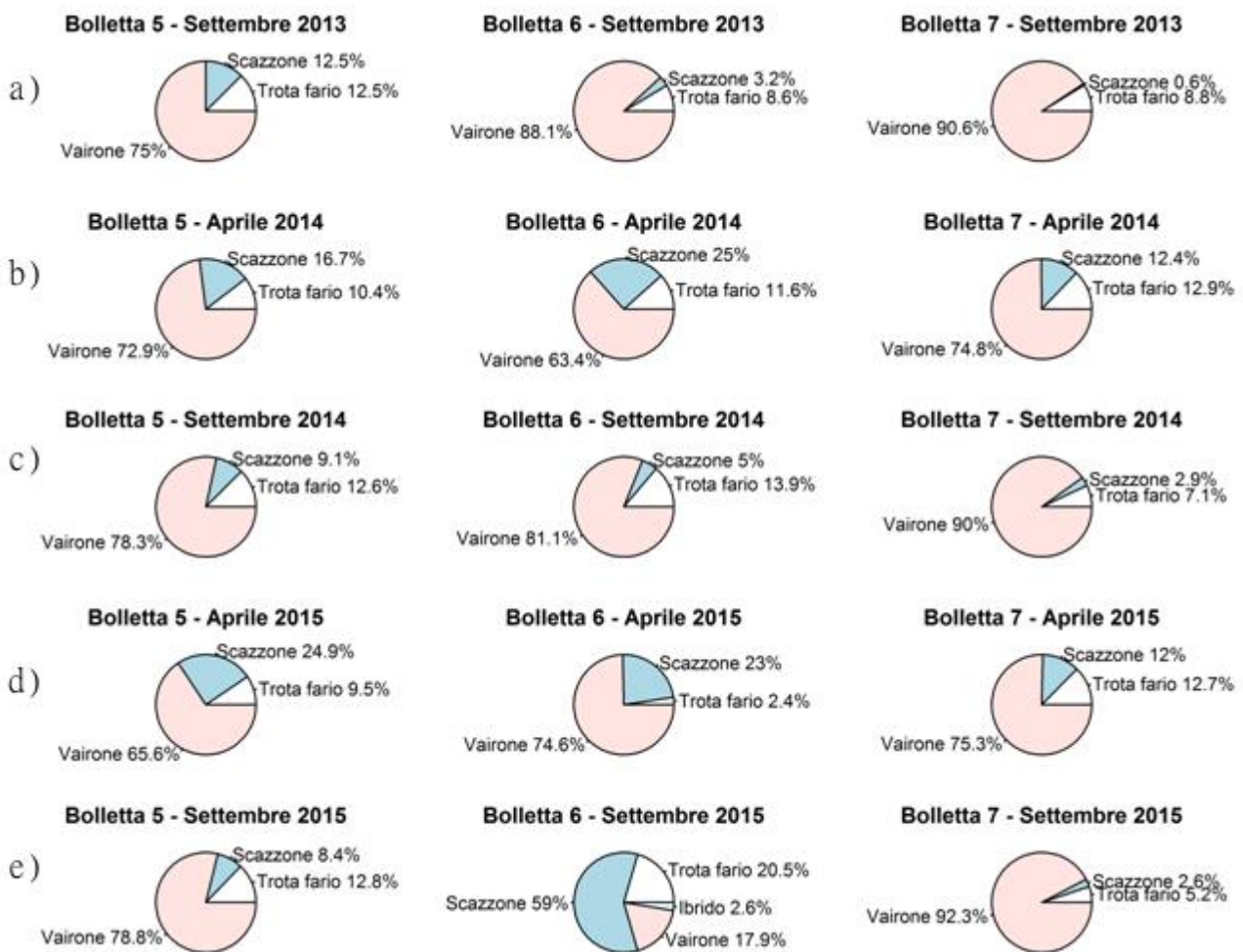


Fig. 3.13 – Composizione percentuale delle comunità ittiche nei diversi siti: (a) settembre 2013; (b) aprile 2014; (c) settembre 2014; (d) aprile 2015; (e) settembre 2015.

Le checklist delle specie rinvenute per ogni sito, insieme alle stime di densità (numero di individui per metro quadro e per ettaro), sono riportate nelle Tabb. 3.28 ÷ 3.32.

Tab. 3.28 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel Torrente Bolletta nel settembre 2013.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	162	7	432
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		8	493
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		43	2654
		Totale		58	3580
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	228	20	877
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		6	263
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		182	7982
		Totale		208	9122
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	486	32	658
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		3	61
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		450	9259
		Totale		485	9979

Tab. 3.29 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel Torrente Bolletta nel aprile 2014.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	184	21	1141
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		50	2717
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		159	8641
		Totale		230	12500
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	312	28	897
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		72	2308
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		161	5160
		Totale		261	8365
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	470	32	681
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		45	957
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		352	7489
		Totale		429	9128

Tab. 3.30 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel Torrente Bolletta nel settembre 2014.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	230	21	913
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		21	913
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		133	5783
		Totale		175	7609
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	320	41	1281
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		13	406
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		208	6500
		Totale		262	8188
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	420	29	690
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		11	262
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		573	13643
		Totale		613	14595

Tab. 3.31 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel Torrente Bolletta nel aprile 2015.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	288	25	868
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		69	2396
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		174	6042
		Totale		268	9306
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	344	5	145
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		64	1860
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		248	7209
		Totale		317	9215
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	476	23	483
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		40	840
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		142	2983
		Totale		205	4307

Tab. 3.32 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel Torrente Bolletta nel settembre 2015.

	Specie	Nome comune	Sezione (m ²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	312	23	737
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		16	513
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		158	5064
		Totale		197	6314
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	328	9	274
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		23	701
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		7	213
	<i>Salmo trutta</i>	Ibrido Fario-Marmorata		1	30
		Totale		40	1219
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var. atlantica	444	17	383
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		16	360
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		261	5878
	<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota		1	23
		Totale		295	6645

Le comunità sono risultate affini a quanto previsto dalla zonazione ittica, con la compresenza costante, in ciascun sito, di salmonidi e ciprinidi a deposizione litofila (Fig. 3.13 a,b,c,d,e) ossia, rispettivamente, popolazioni di trota fario e vairone. Nel 2014 e nel 2015 è risultata in crescita la presenza dello scazzone in tutti e tre i siti, in particolare per ciò che riguarda il campionamento primaverile (Fig. 3.15 e 3.17), mentre, rispetto al 2013 (Fig. 3.14), si osservano sia in primavera (Fig. 3.15 e 3.17) che in autunno (Fig. 3.16 e 3.18), popolazioni più strutturate sia di trota fario che di vairone, con la presenza di avannotti dell'anno, giovani e adulti.

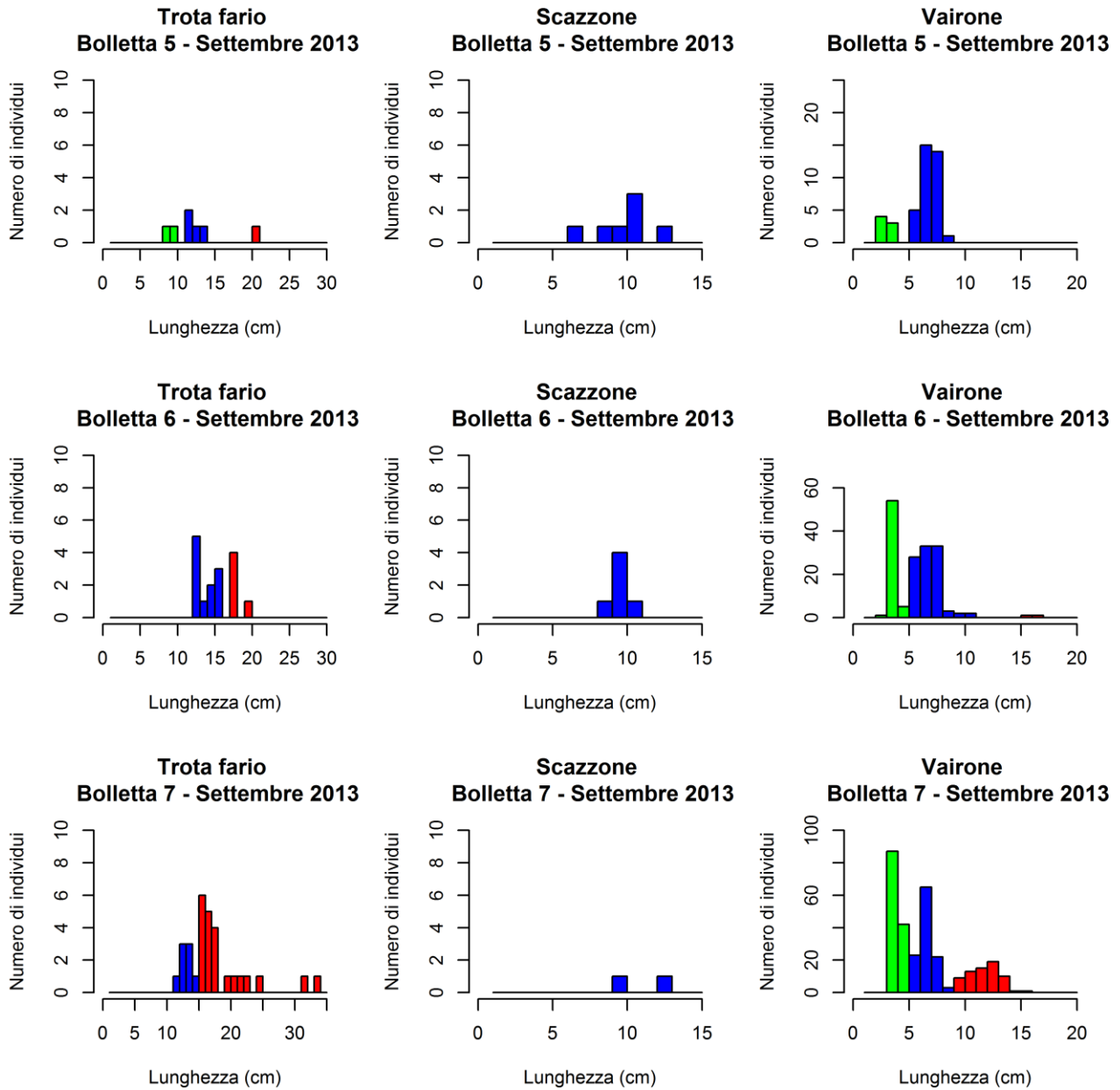


Fig. 3.14 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a settembre 2013.

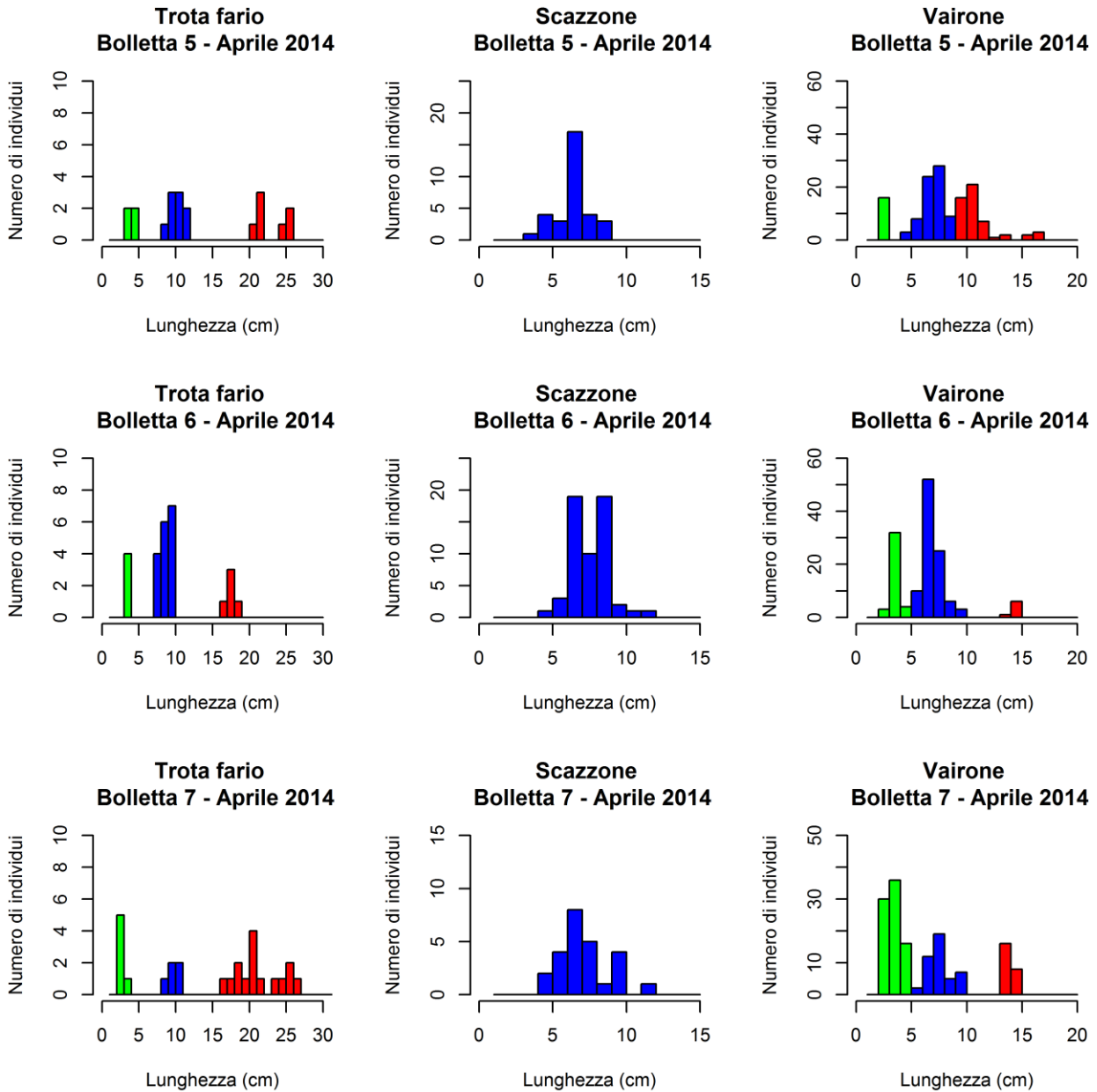


Fig. 3.15 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati ad aprile 2014.

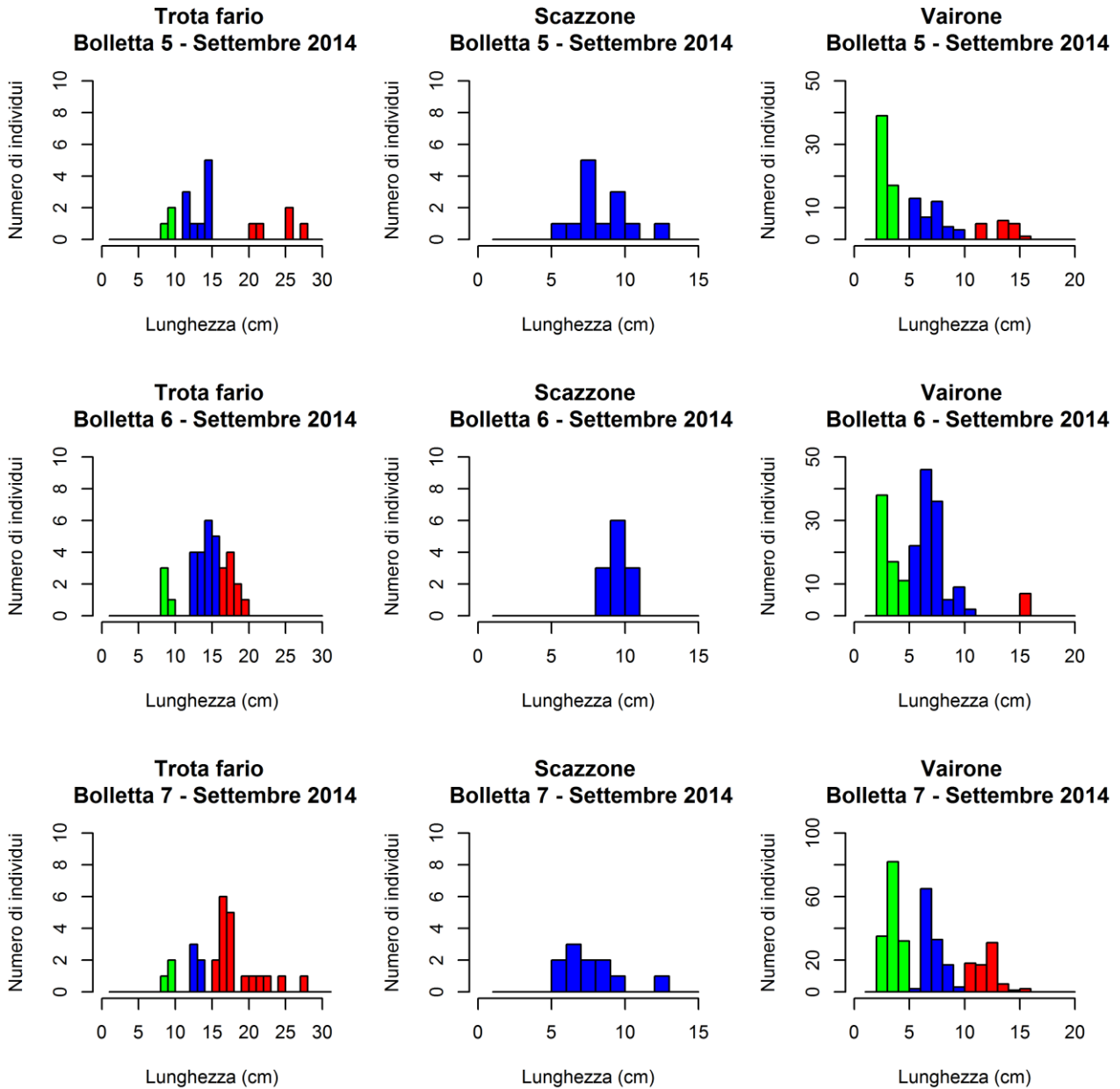


Fig. 3.16 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a settembre 2014.

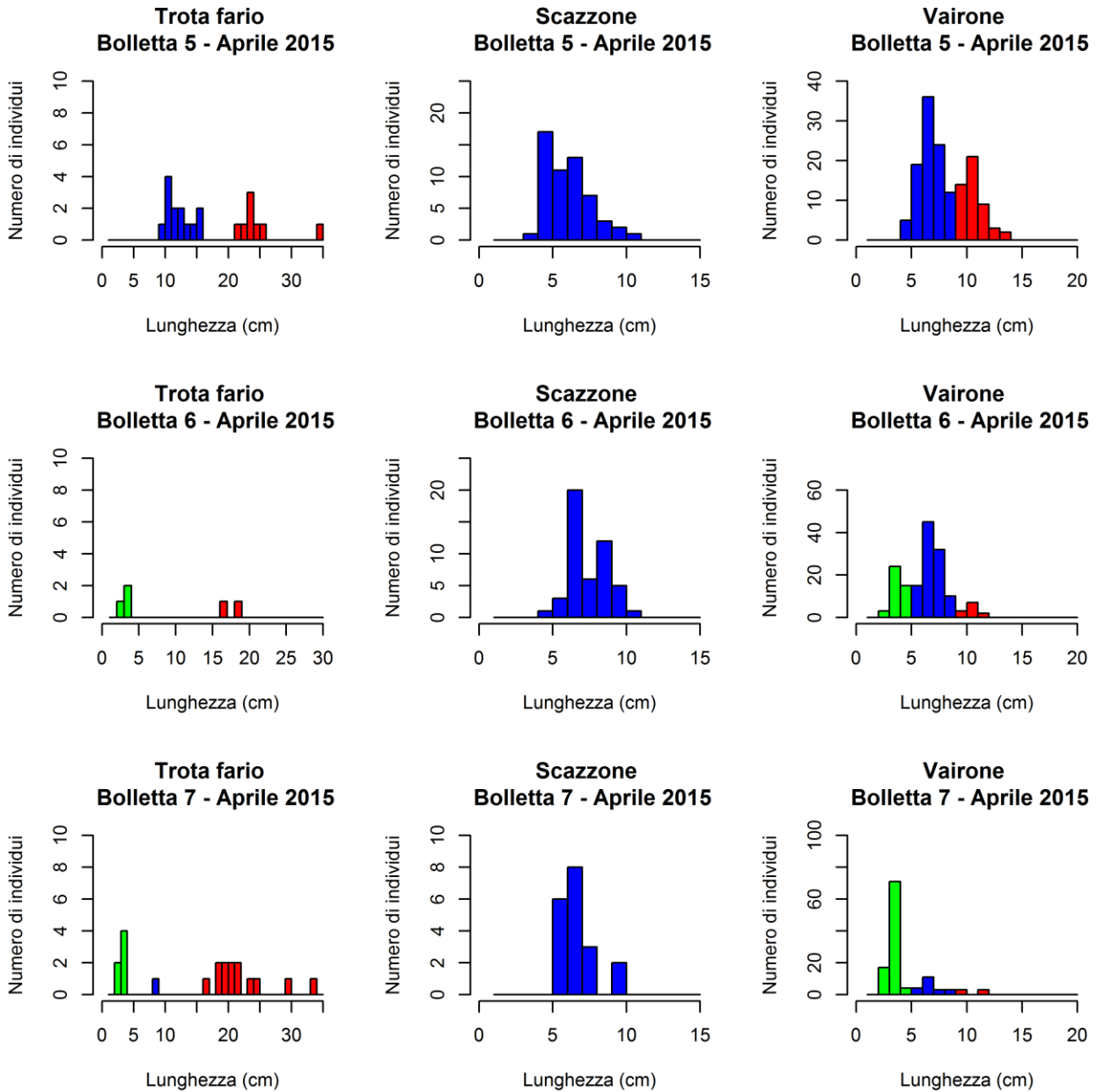


Fig. 3.17 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a aprile 2015.

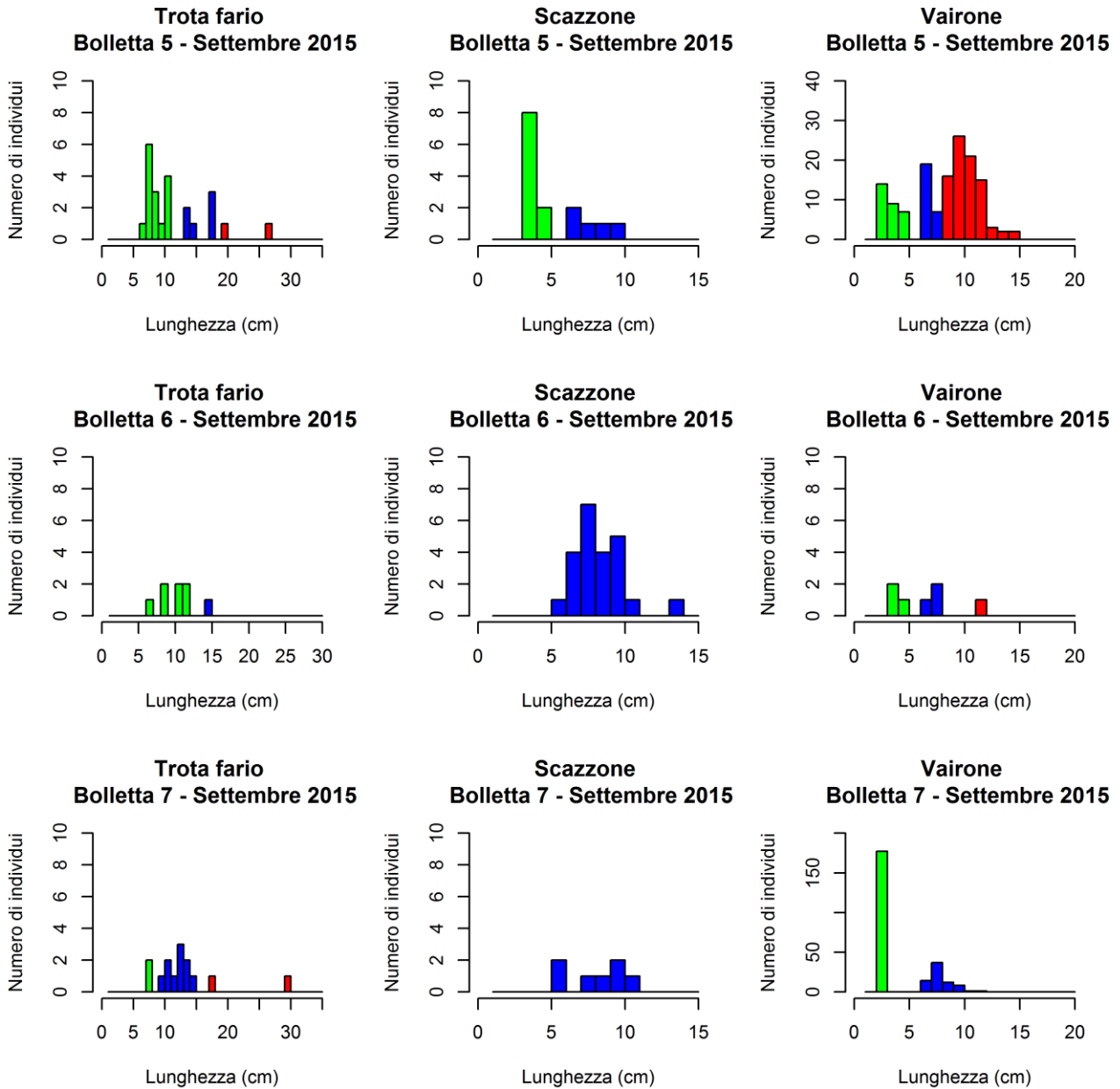


Fig. 3.18 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a settembre 2015.

3.6 Diatomee

Il campionamento è stato effettuato in tre siti nel 2013: BOL5 (in chiusura del sottobacino montano del Torrente Bolletta), BOL6 (in chiusura del sottobacino Briolo – Molinara) e BOL7 (a valle della confluenza, ma a monte dell'impianto di depurazione di Cuasso).

Sito BOL5

Il valore dell'indice ICMi nei due campionamenti 2013 è stato sempre maggiore di 0,84, soglia di demarcazione tra le classi "Elevato" e "Buono" nel macrotipo fluviale C., ponendo il sito in entrambi i mesi in classe "1-Elevato" (Tab. 3.33).

Tab. 3.33 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL5

	sett-13	dic-13
<i>Achnanthes biasoletiana</i>	5	7
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp <i>frequentissima</i>	13	0
<i>Achnanthes minutissima</i>	66	86
<i>Achnanthes subatomoides</i>	6	5
<i>Amphora inariensis</i>	4	3
<i>Amphora pediculus</i>	8	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	145	43
<i>Cymbella minuta</i>	0	4
<i>Cymbella silesiaca</i>	2	32
<i>Diatoma mesodon</i>	0	1
<i>Diatoma vulgare</i>	8	12
<i>Didymosphenia geminata</i>	0	2
<i>Fragilaria biceps</i>	0	2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	0	12
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	0	6
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	6	15
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	10	41
<i>Fragilaria ulna</i>	24	8
<i>Frustularia vulgare</i>	0	1
<i>Gomphonema clavatum</i>	0	4
<i>Gomphonema parvolum</i>	11	16
<i>Gomphonema tegestinum</i>	0	2
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0	1
<i>Melosira varians</i>	39	32
<i>Meridion circulare</i>	0	2
<i>Navicula cryptotenella</i>	0	2
<i>Navicula gregaria</i>	18	11
<i>Navicula helensis</i>	0	1
<i>Navicula radiosa</i>	19	2
<i>Navicula subminuscula</i>	5	3
<i>Navicula tripunctata</i>	1	1
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	7
<i>Nitzschia dissipata</i>	0	8
<i>Nitzschia fonticola</i>	14	17
<i>Nitzschia inconspicua</i>	3	14
<i>Nitzschia linearis</i>	2	4
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	1	1
<i>Reimeria sinuata</i>	9	5
<i>Surirella angusta</i>	1	0
Totale	420	413
Valore ICMi	0,91	0,95
Classe ICMi	ELEVATO	ELEVATO

Cocconeis placentula var. *lineata* risulta essere la specie più abbondante nel campionamento di ottobre, mentre in dicembre aumenta rispetto al mese precedente il numero di *Achnanthes minutissima*. Nei campioni già identificati appaiono solo sporadicamente *Achnanthes biasoletiana* e *Cymbella silesiaca*, altre specie caratteristiche tipiche di ambienti oligo- e oligomesotrofici.

Sito BOL6

Il campionamento di settembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi maggiore di 0,84, mentre il campionamento di dicembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi compreso tra 0,65 e 0,84. I risultati pongono i due campionamenti rispettivamente in classe “1-Elevato” e “2-Buono” (Tab. 3.34).

In settembre la specie più abbondante è risultata essere *Amphora inariensis*, facilmente rinvenibile in acque mesotrofiche o eutrofiche, seguita da *Navicula tripunctata*, rinvenibile in acque mesotrofiche. Sono entrambe specie mediamente tolleranti. In dicembre, *Roicosphenia abbreviata* è la specie più presente, diffusa nelle acque correnti tipicamente oligotrofiche. Viene considerata una specie sufficientemente sensibile. Diminuiscono le specie *Amphora inariensis* e *Navicula tripunctata* che caratterizzavano il sito nel mese di ottobre.

In generale, le comunità risultano diverse da quelle del sito BOL5 e indicatrici di un carico trofico tendenzialmente superiore, in accordo con quanto determinato per le concentrazioni di nutrienti presenti nei due rami del Torrente Bolletta.

Tab. 3.34 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL6.

	sett-13	dic-13
<i>Achnantes minutissima</i>	27	0
<i>Achnanthes hungarica</i>	0	2
<i>Achnanthes lanceolata</i>	5	0
<i>Achnanthes lanceolata ssp frequentissima</i>	0	5
<i>Achnanthes minutissima</i>	0	11
<i>Achnanthes subatomoides</i>	0	5
<i>Amphora inariensis</i>	92	15
<i>Amphora pediculus</i>	0	18
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypha</i>	0	26
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	42	9
<i>Cocconeis pediculus</i>	38	23
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	0
<i>Cymbella affinis</i>	3	0
<i>Cymbella prostrata</i>	1	3
<i>Diatoma mesodon</i>	1	0
<i>Diatoma moniliformis</i>	2	1
<i>Diatoma vulgare</i>	4	16
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	11	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	2	0
<i>Fragilaria ulna</i>	3	6
<i>Gomphonema clavatum</i>	7	4
<i>Gomphonema olivaceum</i>	1	0
<i>Gomphonema parvolum</i>	7	9
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	15	7
<i>Melosira varians</i>	4	4
<i>Navicula cryptotenella</i>	2	0
<i>Navicula gregaria</i>	1	16
<i>Navicula lanceolata</i>	2	7
<i>Navicula menisculus</i>	14	7
<i>Navicula subhamulata</i>	2	6
<i>Navicula tripunctata</i>	82	38
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0	11
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	3
<i>Nitzschia costei</i>	5	0
<i>Nitzschia dissipata</i>	4	36
<i>Nitzschia frustulum</i>	1	0
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0	2
<i>Nitzschia linearis</i>	2	7
<i>Nitzschia puriformis</i>	0	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	4	0
<i>Nitzschia sublinearis</i>	1	0
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	0	8
<i>Reimeria sinuata</i>	1	0
<i>Roicosphenia abbreviata</i>	28	94
Totale	417	401
Valore ICMi	0,91	0,78
Classe ICMi	ELEVATO	BUONO

Sito BOL7

Il campionamento di settembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi compreso tra 0,65 e 0,84, mentre il campionamento di dicembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi maggiore di 0,84. I risultati pongono i due campionamenti rispettivamente in classe “2-Buono” e “1-Elevato”, diversamente da quanto determinato per le stazioni BOL5 e BOL6, poste a monte (Tab. 3.35).

In settembre la specie più abbondante risulta essere *Cocconeis placentula* var. *lineata*, specie considerata resistente a moderate concentrazioni inquinamento organico. In dicembre, diminuisce *Cocconeis placentula* var. *lineata*, mentre aumenta *Nitzschia dissipata*, tipica di ambienti mesotrofici.

Specie come *Achnanthes lanceolata* ssp *frequentissima* e le specie del genere *Navicula*, specie tolleranti o comunque non sensibili, caratteristiche di ambienti mesotrofici, risultano sempre presenti nei due campionamenti.

In generale, si osserva una minor sensibilità dell'indice ICMi rispetto ad altri indicatori dello stato ecologico, quali l'indice LIMeco e l'indice STAR_ICMi dei macroinvertebrati. La tendenza alla sovrastima dello stato di qualità dei corpi idrici da parte dell'indice ICMI è ormai cosa nota, e le valutazioni effettuate nei siti del Torrente Bolletta sono in accordo con questa indicazione.

Tab. 3.35 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL7.

	sett-13	dic-13
<i>Achnanthes daonense</i>	1	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	36	4
<i>Achnanthes minutissima</i>	31	21
<i>Achnanthes oblonghella</i>	5	6
<i>Achnanthes scotica</i>	6	0
<i>Achnanthes subatomoides</i>	20	16
<i>Amphora inariensis</i>	15	25
<i>Amphora ovalis</i>	1	0
<i>Amphora pediculus</i>	14	12
<i>Caloneis permagna</i>	1	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypha</i>	0	10
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	76	7
<i>Cocconeis pediculus</i>	13	7
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	1
<i>Cymbella prostrata</i>	1	0
<i>Cymbella silesiaca</i>	3	2
<i>Diatoma moniliformis</i>	0	11
<i>Diatoma vulgare</i>	5	23
<i>Didymosphenia geminata</i>	2	0
<i>Fragilaria biceps</i>	2	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	0	5
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	15	6
<i>Fragilaria ulna</i>	4	4
<i>Gomphonema angustum</i>	6	0
<i>Gomphonema clavatum</i>	1	7
<i>Gomphonema lagerheimii</i>	0	3
<i>Gomphonema parvolum</i>	9	18
<i>Gomphonema pumilum</i>	4	0
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	2
<i>Melosira varians</i>	8	5
<i>Navicula cryptotenella</i>	18	2
<i>Navicula flammata</i>	3	0
<i>Navicula gregaria</i>	16	31
<i>Navicula menisculus</i>	9	36
<i>Navicula radiosa</i>	3	1
<i>Navicula schoenfeldii</i>	1	1
<i>Navicula splendicula</i>	1	32
<i>Navicula subminuscula</i>	6	8
<i>Navicula tripunctata</i>	34	13
<i>Navicula viridula</i> var. <i>viridula</i>	1	2
<i>Nitzschia amphibia</i>	18	2
<i>Nitzschia capitellata</i>	1	0
<i>Nitzschia commutata</i>	6	0
<i>Nitzschia constricta</i>	1	0
<i>Nitzschia dissipata</i>	1	56
<i>Nitzschia fonticola</i>	0	6
<i>Nitzschia inconspicua</i>	7	26
<i>Nitzschia linearis</i>	1	2
<i>Nitzschia perminuta</i>	0	4
<i>Nitzschia pura</i>	1	0
<i>Nitzschia puriformis</i>	3	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0	1
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	0	2
<i>Reimeria sinuata</i>	4	2
<i>Roicosphenia abbreviata</i>	14	26
Totale	431	448
Valore ICMi	0,83	0,89
Classe ICMi	BUONO	ELEVATO

3.7 Valutazione dello stato ecologico

La media dei risultati ottenuti nel triennio conferma, sostanzialmente, quanto evidenziato con i primi campionamenti del 2013 (Tab.3.36). Come già discusso nel capitolo 3.2, la qualità delle acque della stazione BOL8 è risultata complessivamente pari a “moderata” (classe di qualità 3) ma, come si era già evidenziato nelle prima relazioni precedenti, la classe “moderato” del sito BOL8 è prossima, come punteggi, a quella inferiore.

Anche gli altri siti, presentano una classificazione quasi del tutto analoga a quanto precedentemente riscontrato, sia per quel che riguarda l’EQB che gli elementi chimico-fisici a supporto. Il ramo montano del Bolletta (sito BOL5) risulta, dunque in classe “buona”, mentre il ramo di fondovalle (BOL6) in classe “moderato”. A valle della confluenza (BOL7), l’apporto di acqua di miglior qualità dal sottobacino montano migliora solo parzialmente ed in determinati periodi la qualità delle acque, per cui la qualità chimico-fisica migliora (classe “buona”) ma lo stato della comunità macroinvertebrata non ne risente in misura altrettanto positiva.

Tab. 3.36 – Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul Torrente Bolletta.

	BOL5 chiusura di sottobacino ramo montano	BOL6 chiusura di sottobacino roggia Molinara	BOL7 a monte impianto di depurazione Cuasso	BOL8 Foce
<i>Elementi biologici</i>				
Macroinvertebrati	BUONO	MODERATO	MODERATO	SCARSO*
<i>Elementi chimico-fisici</i>				
LIMeco	ELEVATO	MODERATO	BUONO	MODERATO
Stato Ecologico	BUONO	MODERATO	MODERATO	SCARSO

*un solo campionamento nel 2013, stazione influenzata dalla vicinanza con l’ambiente lentico del Ceresio.

3.8 Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell'habitat

Nel Torrente Bolletta sono state eseguite tre applicazioni del metodo CARAVAGGIO. I siti sono stati scelti sulla base dei campionamenti eseguiti in precedenza per i macroinvertebrati. Le stazioni di applicazione dell'indice sono localizzate secondo lo schema riportato in Fig. 3.19 e ricadono a livello della Foce (BOL8), del T. Bolletta a monte della confluenza con la roggia Molinara (BOL5) e del tratto di T. Bolletta e Roggia Molinara nelle vicinanze della cassa di espansione di Cuasso al Monte (BOL6-7).

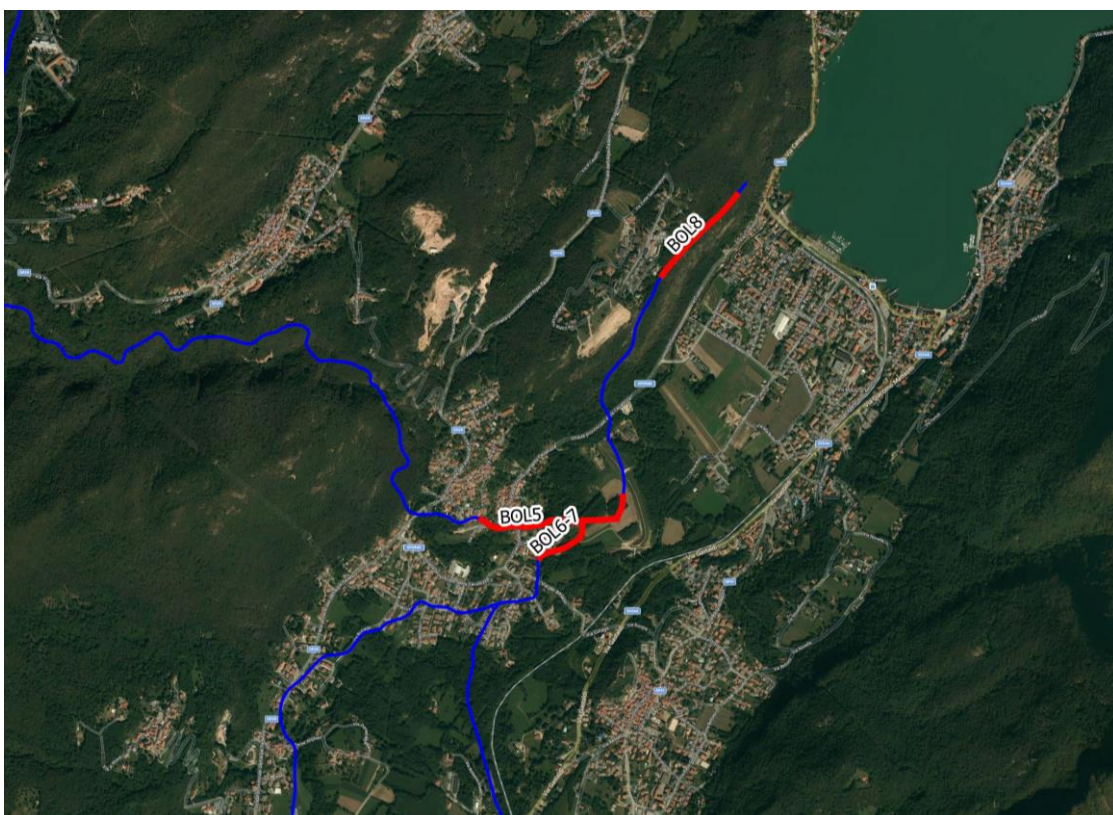


Fig. 3.19 - Localizzazione dei siti di applicazione dell'indice CARAVAGGIO nel bacino del Torrente Bolletta.

HQA

Secondo l'indice HQA, il T. Bolletta risulta avere due siti (BOL5 e BOL6-7) "estremamente diversificati" in quanto presentano punteggi maggiori di 64: il valore dell'Indice è di 68 per il primo e di 70 per il secondo (Tabb. 3.37 e 3.38, Fig. 3.20). Nel sito BOL5 sono presenti 23 raschi e 22 pozze, 3 barre di meandro non vegetate e 3 vegetate, 2 barre laterali non vegetate e 3 vegetate. La vegetazione a livello dell'alveo, delle sponde, e oltre la sommità della sponda ha distribuzione semi-continua ed estensione elevata. Nella stazione BOL6-7 si trovano 16 raschi e 13 pozze, due

barre di meandro vegetate e due barre laterali vegetate. Anche qui, sulla sponda e sommità della sponda la vegetazione presenta distribuzione semi continua ed è composta prevalentemente da arbusti e cespugli, erba alta e vegetazione sparsa. Sono inoltre presenti prati pascoli e alpeggi. In questi siti si nota la presenza di una buona ombreggiatura in alveo, di rami sporgenti, di grosse radici esposte sulla riva, di parti vive di radici sommerse, di detriti legnosi grossolani e di alberi caduti o inclinati sulla sponda. Tutti questi elementi contribuiscono alla diversificazione degli ambienti. L'Indice HQA presenta quindi valori elevati e assegna a questi due siti lo stato ecologico "elevato". A tal proposito, per il T. Bolletta si deve far riferimento ai limiti di classe per i "Fiumi alpini", dato che il corso d'acqua ricade nella categoria A2AS1 (Tab. 2.14).

La stazione BOL8, situata in prossimità della foce, risulta invece essere meno diversificata rispetto agli altri due siti. Il valore dell'Indice HQA è 43, e rientra nell'intervallo 38-50, collocando questa stazione in uno stato qualitativo "buono". A differenza delle altre due, questa stazione mostra un numero inferiore di raschi e pozze (rispettivamente 10 e 10) che con la diminuzione della pendenza tendono a diventare di dimensioni maggiori. Presenta una barra laterale non vegetata e due vegetate. La vegetazione sulla sponda risulta essere distribuita a gruppi irregolari, composta principalmente da arbusti e cespugli. Non sono presenti caratteristiche di particolare interesse associate alla vegetazione come: grosse radici esposte sulla riva, parti vive di radici sommerse, detriti legnosi grossolani. Inoltre gli alberi caduti o inclinati in alveo sono presenti in numero inferiore rispetto alle due stazioni precedentemente descritte.

Nelle tre stazioni, a livello dell'alveo è presente una discreta quantità di detrito organico (CPOM e FPOM) e la vegetazione acquatica è composta principalmente da alghe filamentose, con estensione abbastanza ridotta.

Tab. 3.37 - Livelli di diversificazione del T. Bolletta, secondo l'indice HQA

SITO	INDICE HQA	LIVELLO DIVERSIFICAZIONE HABITAT
BOL8	43	Mediamente diversificato
BOL5	68	Estremamente diversificato
BOL6-7	70	Estremamente diversificato

Tab. 3.38 - Stato ecologico del T. Bolletta, secondo l'indice HQA.

SITO	VALORE HQA	STATO ECOLOGICO
BOL8	43	BUONO
BOL5	68	ELEVATO
BOL6-7	70	ELEVATO

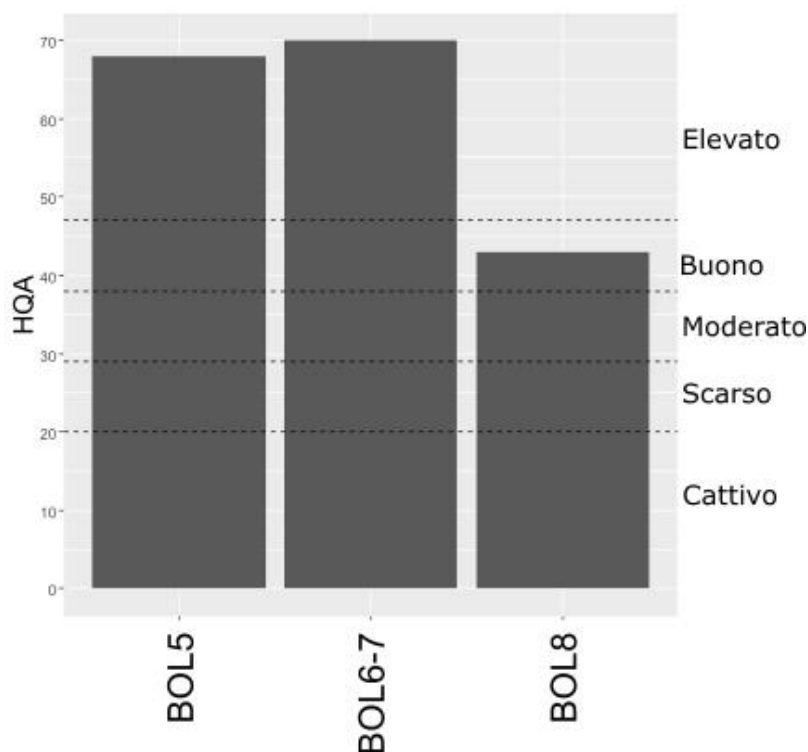


Fig. 3.20 - Valori di HQA e limiti di classe dei tre siti del T. Bolletta.

HMS

L'indice HMS mostra che, considerando il grado alterazione morfologica, nessuna delle tre stazioni raggiunge lo stato di buona qualità (Tab. 3.39, Fig 3.21). Le stazioni di BOL5 e BOL6-7 presentano uno stato ecologico "moderato", avendo un punteggio rispettivamente di 27 e 40, che ricade nell'intervallo 19-42, che delimita tale classe qualitativa.

Entrambe le stazioni presentano modificazioni evidenti della sponda, che risulta essere rinforzata in tutta la sua altezza in modo estensivo nella stazione di BOL5, e per alcuni tratti nel sito BOL6-7. Sono inoltre evidenti rinforzi al solo piede della sponda in entrambe le stazioni. Sono comunque presenti tratti di sponda naturali, e tratti di arginature, anche a doppio stadio. Le strutture artificiali sono: tombinature (culvert) in entrambe le stazioni, e nella stazione di BOL5 anche un ponte, ad impatto medio.

Nella stazione BOL8 le modificazioni sono più importanti. L'Indice infatti presenta un valore elevato (60), e uno stato qualitativo "scarso". Tutto il profilo della sponda e parte dell'alveo è artificiale e rinforzato, in modo estensivo sia a destra che a sinistra. Da segnalare, anche in questo caso anche la presenza di un ponte.

Tab. 3.39 - Stato ecologico del T. Bolletta, secondo l'indice HMS.

SITO	VALORE HMS	STATO ECOLOGICO
BOL8	60	SCARSO
BOL5	27	MODERATO
BOL6-7	40	MODERATO

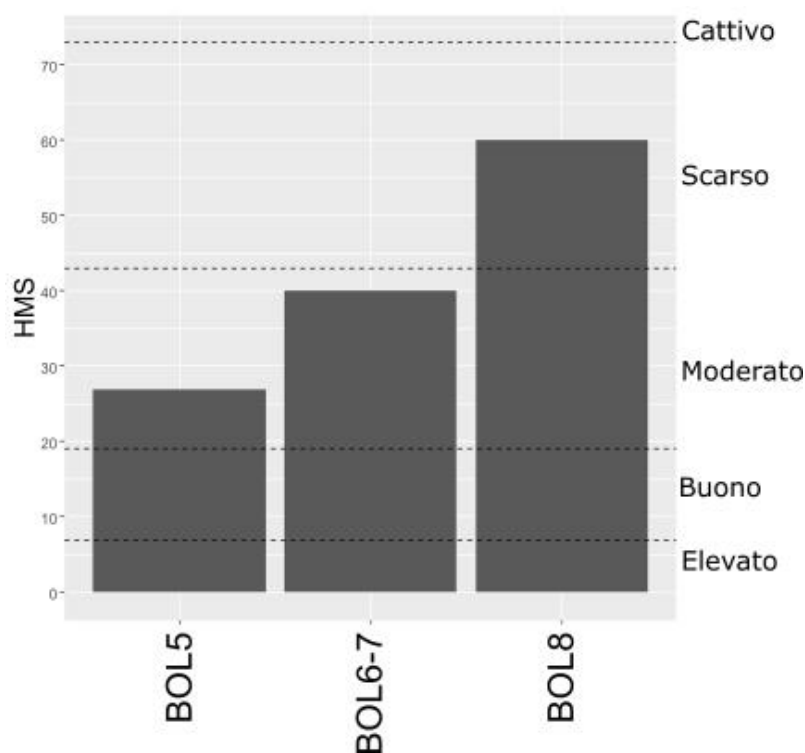


Fig. 3.21 - Valori di HMS e limiti di classe dei tre siti del T. Bolletta.

LRD

Per quanto riguarda il carattere lentic e lotico del T. Bolletta, si può notare che non si raggiungono livelli estremi di punteggio, né in direzione positiva, né negativa (Tab. 3.40, Fig. 3.22).

Il sito BOL8 non ha una ben distinta divisione tra lentic e lotico, ma si trova in una condizione intermedia, con un valore di 5,25, che la avvicina leggermente al carattere lentic.

Gli altri due siti invece, entrambi con valore di -17, ricadono nella categoria "lotico".

Tab. 3.40 - Caratterizzazione lentico/lotico del T. Bolletta, secondo l'indice LRD.

SITO	VALORE LRD	CARATTERE LENTICO/LOTICO
BOL8	5,25	Intermedio
BOL5	-17,13	Lotico
BOL6-7	-17,24	Lotico

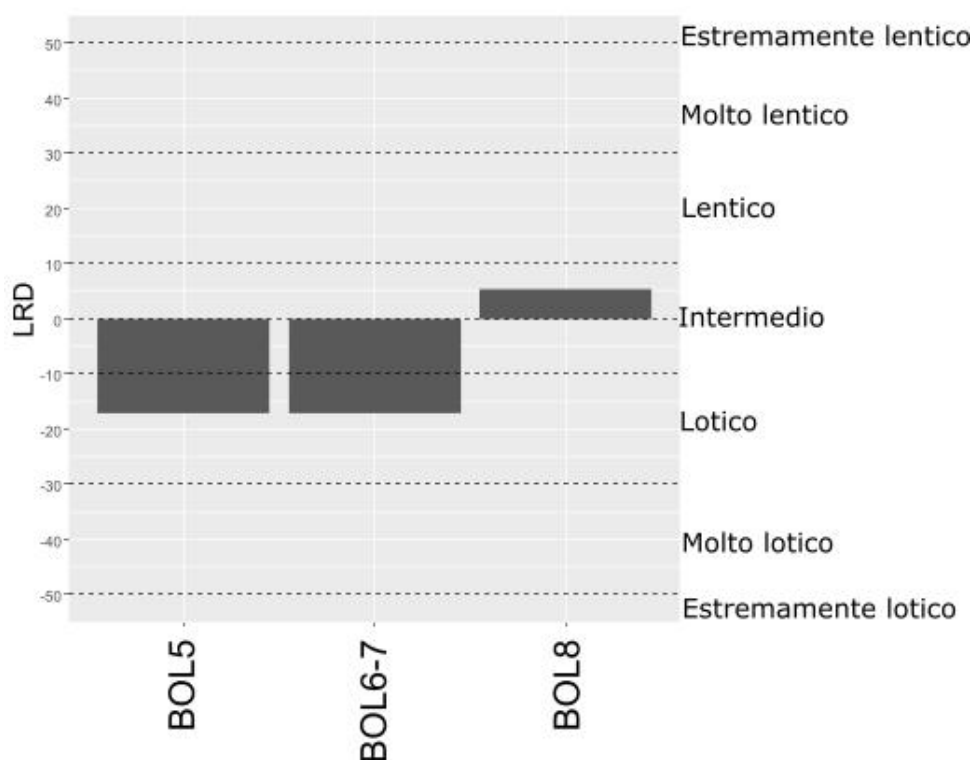


Fig. 3.22 - Valori di LRD e limiti di classe dei tre siti del T. Bolletta.

LUI

L'utilizzo del territorio adiacente sembra non influire in modo negativo sulla qualità del corso d'acqua (Tab. 3.41, Fig. 3.23). Due stazioni infatti presentano valori dell'Indice LUI che le classificano nello stato "buono" (BOL5: 3,88 e BOL6-7: 2,25), essendo compresi tra i limiti di classe di 2,01 e 7,5. Le due stazioni sono caratterizzate, sia in sponda che oltre la sommità, dalla presenza estesa di boschi di latifoglie e di aree con arbusti e cespugli, erba alta e vegetazione sparsa. Solamente nella stazione BOL5 una piccola percentuale della sommità della sponda è

occupata da area urbana, mentre in entrambi i siti si rileva la presenza di sviluppo suburbano, identificato con la presenza di case sparse.

Il sito BOL8 presenta invece uno stato di qualità “moderato”, con un valore dell’indice LUI di 14,98. Qui la presenza di boschi di latifoglie, di arbusti e cespugli è visibile solo in alcune aree della sponda e della sommità della sponda. In sponda destra sono presenti campi coltivati e frutteti. L’area urbanizzata è presente in modo estensivo, su entrambe le sommità, ed è inoltre presente una strada semplice che corre lungo tutta la sommità sinistra.

Tab. 3.41– Stato ecologico del T. Bolletta, secondo l’indice LUI.

SITO	VALORE LUI	STATO ECOLOGICO
BOL8	14,98	MODERATO
BOL5	3,88	BUONO
BOL6-7	2,25	BUONO

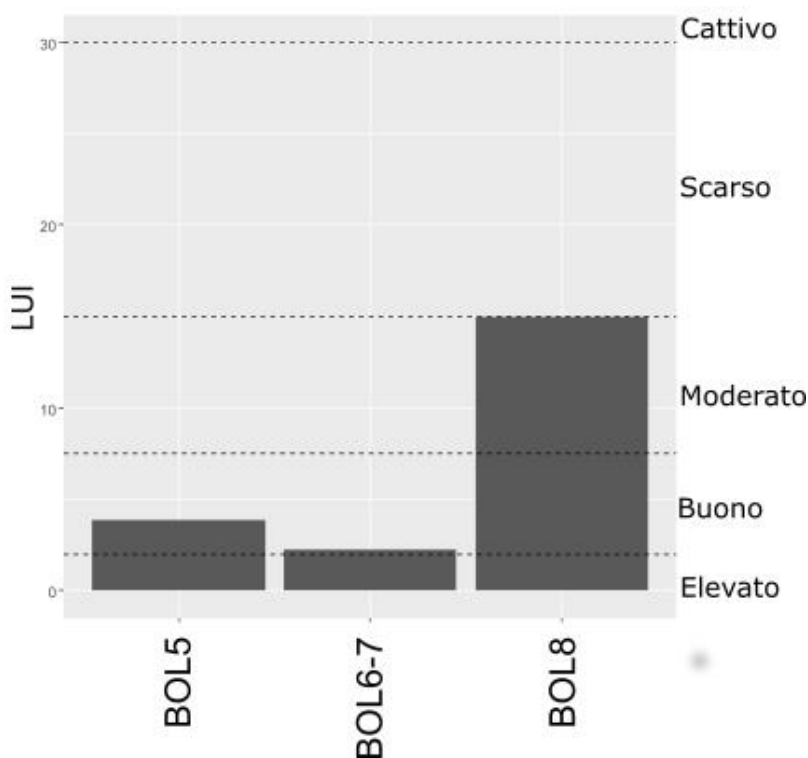


Fig. 3.23 - Valori di LUI e limiti di classe dei tre siti del T. Bolletta.

3.9 Modellazione della qualità delle acque

3.9.1 Individuazione della metodologia

Lo strumento scelto per le valutazioni riguardanti la qualità delle acque delle principali aste fluviali rinvenibili nel bacino del Torrente Bolletta è stato il modello di simulazione QUAL2K (v. 2.11v8 – Chapra et al., 2008), sviluppato dall'US EPA (*United States Environmental Protection Agency*) sulla base del precedente QUAL2E (US EPA, 1987). Come il suo predecessore, il modello QUAL2K è considerato, a livello internazionale, un punto di riferimento per la sua capacità di simulare in stato stazionario (*steady state*) le dinamiche dei principali inquinanti all'interno di un corso d'acqua.

Punti di forza del modello

L'utilizzo del modello QUAL2K permette, in funzione dei dati di input disponibili, la rappresentazione di un'asta fluviale in diverse condizioni meteo-climatiche, idrauliche e di pressioni agenti. Da ciò deriva la possibilità di individuare:

- Le pressioni e le sorgenti di inquinamento più significative;
- Le condizioni idrauliche e meteorologiche che comportano le criticità qualitative principali;
- I tratti fluviali in cui gli scadimenti di qualità sono più evidenti.

Il modello QUAL2K non è solo uno strumento idoneo a descrivere la realtà, ma permette anche la rappresentazione di scenari futuri (di intervento e/o di gestione) sulla base delle possibili proiezioni. E' possibile, nell'ambito di un sistema di supporto alle decisioni, effettuare in questo modo valutazioni strategiche quali la definizione quantitativa del beneficio atteso dall'attuazione di un intervento, o la stima del danno potenziale dovuto all'inserimento di una nuova sorgente inquinante.

Nell'ambito dei corpi idrici presenti nel bacino del Torrente Bolletta (torrenti Molinara, Briolo e Bolletta stesso), dove la criticità principale è costituita dall'immissione di carichi inquinanti e dai conseguenti effetti sul Ceresio, il modello QUAL2K è una buona scelta sia per la rappresentazione dello stato attuale (con particolare riferimento, nell'ambito della distribuzione statistica dei dati, a scenari robusti o "centrali" quale, ad esempio, lo scenario medio per condizioni idrauliche di magra o di morbida) sia per la valutazione degli effetti delle attività di pianificazione e di intervento future.

Punti deboli del modello

Le criticità del modello sono di varia natura e dipendono, ovviamente, dall'uso che del modello

stesso si vuole fare: è dunque più corretto riferirsi ai punti deboli riguardanti *l'applicazione* del modello alla pianificazione.

La prima criticità, già preventivata quando si è privilegiato l'impiego del QUAL2K, deriva dal fatto che il suo utilizzo è limitato alla simulazione della qualità chimica, fisica e microbiologica delle acque. Benché la qualità delle acque sia un punto centrale dello studio, anche e soprattutto per via degli effetti negativi sulla qualità del Ceresio, le attività di pianificazione e di intervento ipotizzabili nell'area interessata dallo studio potrebbero essere volte ad un più completo risanamento ambientale, relativo anche agli aspetti idraulici e agli ecosistemi acquatici, come previsto dalle norme europee e nazionali. Di conseguenza, l'insieme degli interventi riguardanti la qualità delle acque è solo una parte delle azioni previste, volte alla tutela e al recupero degli *ambienti fluviali* nella loro interezza. Con QUAL2K non è sempre possibile descrivere adeguatamente, quindi, quegli interventi che possono esercitare effetti anche considerevoli sull'integrità dell'ambiente fluviale, sulla riduzione del rischio idraulico, sulla tutela delle comunità biologiche, ma che solo marginalmente influenzano la presenza di sostanze inquinanti nel corpo idrico. Il raggiungimento dello stato di qualità ambientale "buono" previsto dalla normativa di riferimento, ad esempio, è conseguito anche in conformità alle valutazioni riguardanti la componente biologica dell'ecosistema a diversi livelli trofici. In questo, la tipologia di modellazione utilizzata non può fornire indicazioni dirette. Tuttavia, lo scadimento di qualità chimico-fisica delle acque in alcuni tratti del torrente è tale che si deve comunque considerare il miglioramento della qualità delle acque come condizione iniziale e imprescindibile per poi poter ottenere miglioramenti consistenti anche in altri ambiti di valutazione.

La seconda criticità di base è relativa all'impossibilità di descrivere adeguatamente situazioni di tipo dinamico, come ad esempio il transito di colmi di piena nel corso d'acqua o lo sversamento di carichi inquinanti consistenti attraverso gli scolmatori di piena delle reti fognarie. Tali episodi sono, intrinsecamente, non stazionari: la quantità d'acqua veicolata e la sua qualità dipendono da un elevato numero di variabili (primo tra tutte il tempo di corrivazione, che può essere molto diverso a seconda del tratto fluviale o della parte di rete fognaria considerati, specie nel caso di bacini come quello del Bolletta, dove sono individuabili sia ampie aree montane boscate che aree di pianura impermeabilizzate) che non possono essere gestite da un modello quale il QUAL2K in assenza di una base conoscitiva adeguata. Le tipologie di eventi sopra descritte, di conseguenza, possono essere visualizzate utilizzando il QUAL2K solo come "istantanee" di un dato momento idraulico, a fronte, comunque, di un elevato grado di incertezza. Il problema è rilevante, poiché sono stati ipotizzati episodi estemporanei di inquinamento delle acque con apporto di notevoli carichi inquinanti a lago nel corso di eventi meteorici e, di conseguenza, situazioni idrauliche non stazionarie.

3.9.2 Descrizione del modello QUAL2K

QUAL2K è un modello completo e versatile per la simulazione della qualità delle acque dei fiumi. Ha sostituito il suo predecessore QUAL2E dopo essere stato sviluppato nell'ambito di una cooperazione tra l'*US EPA Center for Water Quality Modeling*, la *Tufts University* e l'*Environmental Research Laboratory (Athens, GA)*.

Il modello è applicabile a corsi d'acqua ramificati che possano essere considerati ben miscelati, assumendo che i principali meccanismi di trasporto, avvezione e dispersione siano significativi solo lungo la direzione di flusso principale (asse longitudinale del corso d'acqua o canale).

Il modello tiene conto di scarichi, derivazioni, canali tributari, afflussi incrementali ed efflussi.

Dal punto di vista idraulico, QUAL2K è limitato alla simulazione dei periodi di tempo durante i quali sia il flusso del corso d'acqua che i carichi inquinanti in ingresso possano essere considerati essenzialmente costanti.

Operando come modello statico, QUAL2K può essere usato per studiare l'impatto di carichi inquinanti (dimensione, aspetti qualitativi e localizzazione del fenomeno) sulla qualità di un corso d'acqua superficiale, e può anche essere utilizzato, unitamente ad un programma di campionamento, per identificare le caratteristiche quali-quantitative di sorgenti di carichi inquinanti diffuse.

La simulazione del corso d'acqua

Il primo passo nel modellizzare un sistema consiste nel suddividere il corso d'acqua in tratti ("reaches"), ovvero porzioni aventi caratteristiche idrauliche uniformi.

Ogni tratto viene poi diviso in sottotratti, all'interno dei quali il modello opera un bilancio idrologico e un bilancio di massa, secondo le formulazioni che stanno alla base della rappresentazione funzionale; tali sottotratti sono detti elementi computazionali.

I tratti del fiume, che sono aggregati di elementi computazionali, stanno alla base della maggior parte dei dati di input che il modello richiede; i dati idraulici, i coefficienti di reazione, le condizioni iniziali e i dati di flusso incrementale sono costanti per ogni elemento computazionale appartenente allo stesso tratto.

Formulazione generale del modello

Lo sviluppo di uno strumento in grado di simulare il comportamento delle componenti idrologiche e qualitative di un corso d'acqua, applicando un modello matematico, si articola attraverso tre fasi generali:

1. Rappresentazione concettuale
2. Rappresentazione funzionale
3. Rappresentazione computazionale

La *rappresentazione concettuale* richiede un'idealizzazione grafica del prototipo mediante la descrizione di proprietà geometriche modellizzate e l'identificazione di condizioni al contorno e correlazioni tra le varie parti del prototipo. Solitamente questo processo implica la divisione del prototipo in "elementi discreti" di dimensione compatibile con gli obiettivi che il modello deve raggiungere, definendo questi elementi secondo alcune semplici regole geometriche, e definendo il modo in cui essi sono connessi, sia fisicamente che funzionalmente, come parti integranti del sistema. Una parte di questa strutturazione concettuale è l'assegnazione di quelle condizioni al contorno che devono essere considerate nella simulazione.

La *rappresentazione funzionale* implica la formulazione delle caratteristiche fisiche, dei processi e delle condizioni al contorno in un sistema di equazioni algebriche. Ciò richiede la precisa definizione di ogni variabile, delle sue relazioni con tutti gli altri parametri che caratterizzano il modello e dei rapporti di input – output.

La *rappresentazione computazionale* è il processo con cui il modello funzionale viene tradotto nella forma matematica e nelle procedure computazionali, richieste per la soluzione del problema lungo la serie spaziale e temporale desiderata. Questa fase è collegata con lo sviluppo di specifiche tecniche risolutive e con la codificazione di tali tecniche nel linguaggio informatico. Vista la complessità e la specificità di tale fase, questa non sarà approfondita nel presente studio.

Rappresentazione concettuale

La Fig. 3.24 mostra un tratto (n) di corso fluviale che è stato diviso in un numero di sottotratti o elementi computazionali, ciascuno di lunghezza Δx .

Per ognuno di questi elementi computazionali, il bilancio idrologico può essere scritto in termini di flussi (Q_{i-1}) entranti nella faccia a monte dell'elemento, sorgenti esterne o derivazioni (Q_{x_i}) e deflussi (Q_i) attraverso la faccia a valle dell'elemento.

Un bilancio di massa per ogni costituente C può essere scritto in modo analogo. Nel bilancio di massa si considerano sia il trasporto ($Q \cdot C$) che la dispersione ($A \cdot D_L / \Delta x \cdot \partial C / \partial x$), come cause del movimento di massa lungo l'asse del fiume.

La massa può essere aggiunta o rimossa dal sistema per via di sorgenti esterne e derivazioni ($Q_{x_i} C_{x_i}$) e aggiunta o rimossa per via di trasformazioni interne (S_i), come rilasci dal fondo o degradazioni biologiche.

Ogni elemento computazionale è considerato completamente miscelato.

Il corso d'acqua può essere così rappresentato come una stringa di reattori completamente miscelati (gli elementi computazionali), che sono legati sequenzialmente tra loro attraverso meccanismi di trasporto e dispersione.

I gruppi sequenziali di questi reattori possono essere definiti come tratti in cui gli elementi computazionali hanno le stesse proprietà idrogeometriche (pendenza, sezione trasversale del

canale, rugosità ecc.) e le stesse costanti di trasformazione biologica (coefficiente di decadimento del BOD, coefficiente di rilascio dal fondo, coefficienti di sedimentazione algale ecc.). In questo modo, il corso fluviale mostrato nella parte sinistra di Fig. 3.25 può essere rappresentato concettualmente mediante la sequenza di tratti ed elementi computazionali mostrata nella parte destra della stessa figura.

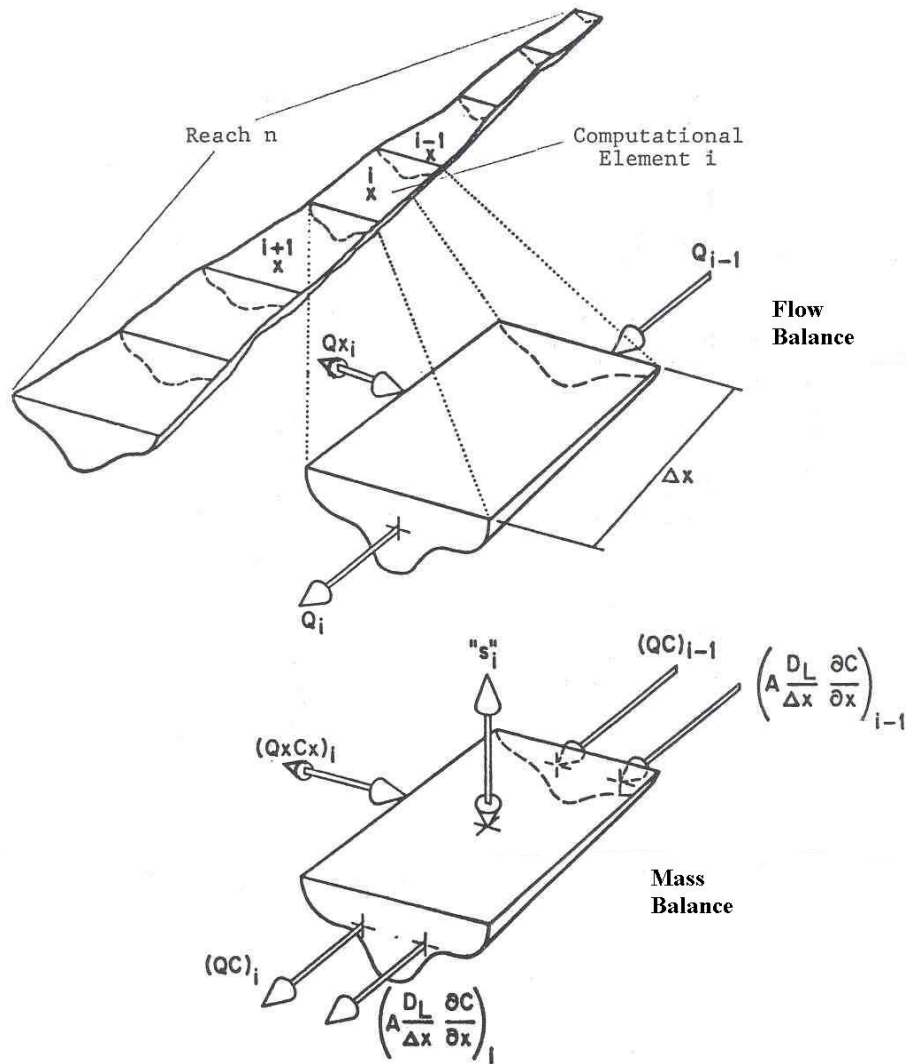


Fig. 3.24 - Discretizzazione di un sistema fluviale (US EPA, 1987).

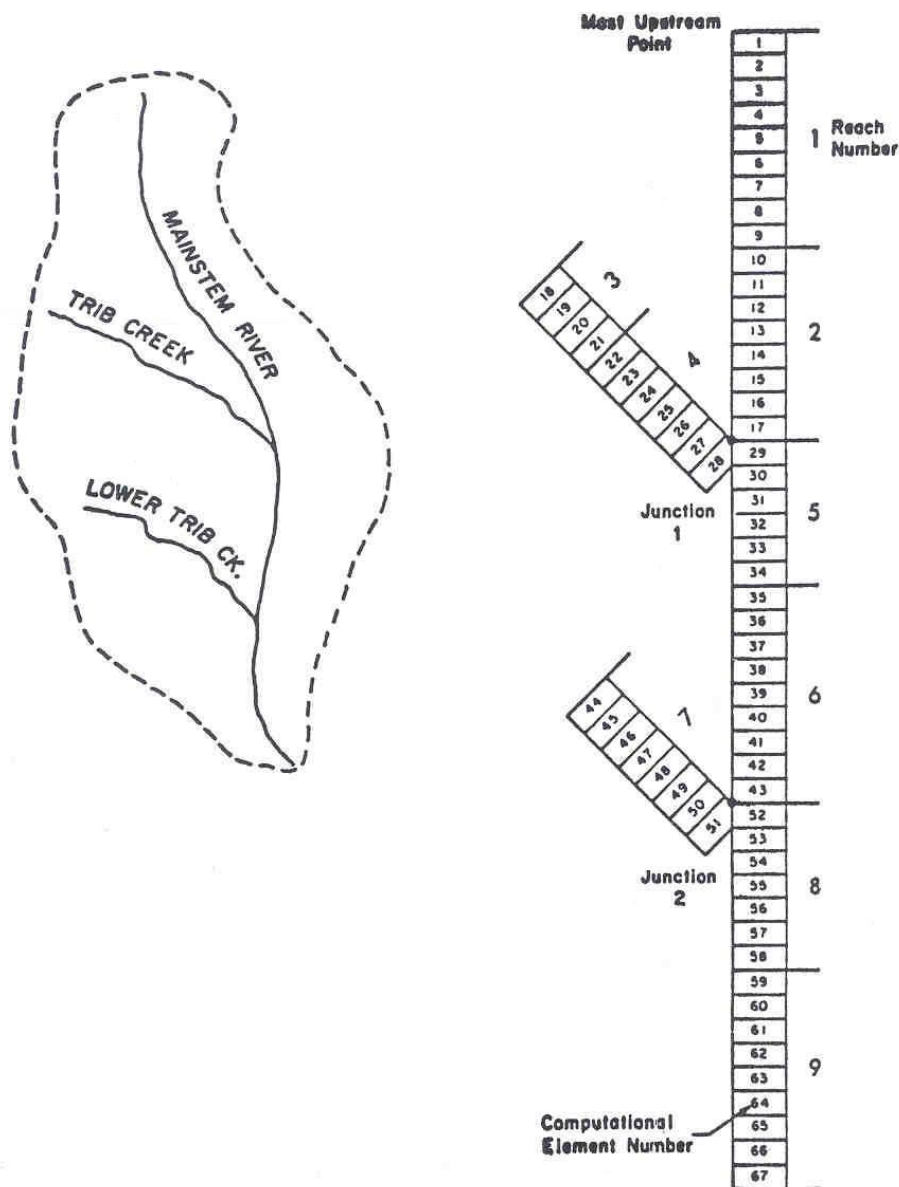


Fig. 3.25 - Rete fluviale di tratti ed elementi computazionali (US EPA, 1987).

Rappresentazione funzionale

Equazione del trasporto di massa

L'equazione di base risolta dal QUAL2K è l'equazione monodimensionale del trasporto di massa per avvezione – dispersione, che è numericamente integrata nello spazio e nel tempo per ogni parametro di qualità delle acque.

Tale equazione include gli effetti di avvezione, dispersione, diluizione, reazioni e interrelazioni tra costituenti, sorgenti e derivazioni.

Per ogni costituente C, l'equazione può essere scritta nella seguente forma:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s$$

dove:

- M = massa [M]
- x = distanza [L]
- t = tempo [T]
- C = concentrazione [M/L³]
- A_x = area della sezione trasversale [L²]
- D_L = coefficiente di dispersione [L²/T]
- \bar{u} = velocità media [L/T]
- s = sorgenti esterne o derivazioni [M/T]

Poiché M = VC, si può scrivere:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t}$$

dove:

$$V = A_x dx = \text{volume incrementale [L}^3\text{]}$$

Se si assume che il flusso del corso d'acqua sia stazionario, ovvero $\partial Q/\partial t = 0$, allora il termine $\partial V/\partial t = 0$ e l'equazione diventa:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t}$$

Combinando le equazioni e riordinando, si ottiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V}$$

I termini al secondo membro di questa equazione rappresentano, rispettivamente, la dispersione, l'avvezione, le trasformazioni dei composti, le sorgenti esterne o derivazioni e la diluizione.

Il termine dC/dt si riferisce solo a trasformazioni dei composti, come produzione e decadimento, e non deve essere confuso con il termine $\partial C/\partial t$, il gradiente di concentrazione locale. Quest'ultimo

termine include gli effetti di trasformazioni dei composti, come anche di dispersione, avvezione, sorgenti / derivazioni e diluizioni.

In condizioni stazionarie, la derivata parziale diventa uguale a zero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

Le trasformazioni che riguardano i singoli composti o particelle, indipendenti da avvezione, dispersione e input esterni, sono definite dal termine:

$$\frac{dC}{dt} = \text{trasformazione dei singoli composti}$$

Queste trasformazioni includono reazioni fisiche, chimiche e biologiche e interazioni che avvengono nel corso d'acqua; ne sono esempio la rieraerazione, la respirazione algale, la fotosintesi ed il decadimento dei coliformi.

Caratteristiche idrauliche

QUAL2K assume che il regime idraulico del fiume sia stazionario, cioè $\partial Q/\partial t=0$; quindi, il bilancio idrologico per un elemento computazionale può essere scritto semplicemente come:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right)_i = (Q_x)_i$$

dove $(Q_x)_i$ è la somma degli afflussi esterni e/o derivazioni per l'elemento i-esimo.

Condizioni di deflusso

Le altre caratteristiche idrauliche dei segmenti del fiume possono essere determinate da equazioni della seguente forma:

$$\bar{u} = a Q^b$$

$$A_x = \frac{Q}{\bar{u}}$$

$$d = \alpha Q^\beta$$

dove a , b , α , β sono costanti empiriche e d è la profondità del fiume. Queste costanti sono determinate solitamente dalle curve di correlazione dei parametri idraulici.

Alternativamente, se le caratteristiche della sezione trasversale dei tratti del fiume sono disponibili, in funzione della profondità d , il valore u della velocità della corrente può essere ottenuto

risolvendo $A_x = \frac{Q}{u}$ dopo avere esplicitato la portata Q mediante l'equazione di Manning.

$$Q = \frac{1,486}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2}$$

dove:

- A_x = area della sezione trasversale del canale [L^2]
- R_x = raggio idraulico medio effettivo [L]
- n = fattore di rugosità di Manning (adimensionale, range 0,010 - 0,10)
- S_e = pendenza della linea piezometrica (adimensionale)
- Q = portata [L^3/T]

Dispersione longitudinale

La dispersione è fondamentalmente un meccanismo di trasporto convettivo.

Il termine "dispersione" è usato solitamente per indicare un trasporto associato ad una variazione di velocità mediata spazialmente, in opposizione a "diffusione", che indica un trasporto associato sostanzialmente a variazioni di velocità mediate nel tempo.

Taylor, nel 1954, ha derivato un'equazione per ottenere il coefficiente di dispersione longitudinale, D_L , in lunghi tubi rettilinei, nella forma:

$$D_L = 10 r_0 u^* [L^2/T]$$

dove r_0 è il raggio del tubo e u^* è la componente trasversale della velocità media definita come:

$$u^* = \sqrt{\tau_0/\rho} [L/T]$$

dove:

- τ_0 = tensione di taglio [M/L^2]
- ρ = densità fluida di massa [$M T^2/L^4$]

Alcuni ricercatori hanno provato ad applicare l'espressione di Taylor ai corsi d'acqua. Tali applicazioni, comunque, sono solo approssimative, a causa delle differenze tra la geometria e le distribuzioni di velocità di un corso d'acqua e quelle di un tubo.

Elder, nel 1959, ha assunto che solo il gradiente di velocità verticale sia importante in un corso d'acqua, e ha sviluppato un'espressione analoga a quella di Taylor:

$$D_L = K d u^*$$

dove d è la profondità media del fiume. Elder ha usato in questa equazione un valore di K pari a 5,93.

Altri ricercatori hanno ottenuto espressioni simili per D_L e hanno trovato che tale parametro è estremamente correlato ai profili di velocità laterale. L'espressione di Elder, comunque, sembra adeguata in situazioni monodimensionali e quindi in tutti i casi in cui il canale non è troppo ampio. Viceversa, per canali molto ampi, Fisher (1964) ha dimostrato che la semi-ampiezza, piuttosto che la profondità come nel caso precedente, è il fattore dominante e quindi diventa importante la definizione del coefficiente di dispersione longitudinale.

Le equazioni precedenti possono essere scritte in termini dell'equazione di Manning e di altre variabili caratteristiche dei canali dei fiumi.

Ad esempio, per il flusso stazionario in un canale aperto:

$$u^* = C \sqrt{R S_e} \quad (4.15)$$

dove:

C = coefficiente di Chezy

R = raggio idraulico

S_e = pendenza della linea piezometrica (detta anche linea dei carichi totali)

Il coefficiente di Chezy è dato da:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n}$$

dove n è il coefficiente di rugosità di Manning, tabulato per differenti tipi di canali in Tab. 3.42.

Tab. 3.42 - Valori del coefficiente di rugosità di Manning (Henderson, 1966)

Tipologia di corso d'acqua	Coefficiente di Manning (n)
Corsi d'acqua naturali	
Pulito e rettilineo	0,025 – 0,030
Tortuoso con pozze e secche	0,033 – 0,040
Molto erboso e tortuoso	0,075 – 0,150
<i>Canali alluvionali</i>	0,031 $d^{1/6}$ ($d = D-75$; diametro non superato dal 75 % delle particelle)

S_e , il gradiente della linea dei carichi totali, è dato da:

$$S_e = \left(\frac{\bar{u} n}{1,486 R^{2/3}} \right)^2$$

dove \bar{u} è la velocità media.

Sostituendo le precedenti tre equazioni nell'equazione di Elder e lasciando $R = d$ per un canale ampio, si ottiene l'espressione:

$$D_L = 3,82 K n \bar{u} d^{5/6}$$

dove:

- D_L = coefficiente di dispersione longitudinale [L^2/T]
- K = costante di dispersione (adimensionale)
- n = coefficiente di rugosità di Manning (adimensionale)
- \bar{u} = velocità media [L/T]
- d = profondità media [L]

3.9.3 Reazioni e interazioni dei costituenti principali

Una delle più importanti considerazioni nel determinare la possibilità di un fiume di assimilare acque di rifiuto è la sua capacità di mantenere un'adeguata concentrazione di ossigeno disciolto. Il contenuto di ossigeno disciolto nei corsi d'acqua è determinato da riaerazione atmosferica, fotosintesi, respirazione di piante e animali, consumo di ossigeno per la degradazione del materiale organico sedimentato, richiesta biochimica di ossigeno (BOD), nitrificazione, salinità, temperatura e altri.

Un bilancio accurato dell'ossigeno deve considerare tutti i fattori significativi; il modello QUAL2K include le maggiori reazioni dei cicli dei nutrienti, della produzione algale, del consumo di ossigeno ad opera di sostanze carboniose, della riossigenazione dall'atmosfera e i loro effetti sulle concentrazioni dell'ossigeno disciolto.

Le relazioni matematiche che descrivono le reazioni dei principali costituenti sono presentate di seguito, ad esclusione di quelle riguardanti la produzione algale, per la quale si farà riferimento ai valori di default forniti dal modello.

Ciclo dell'azoto

Nelle acque aerobiche naturali avviene una graduale trasformazione dell'azoto organico ad ammoniacale, nitriti e, infine, a nitrati. Lo schema di ciclo dell'azoto utilizzato dal QUAL2K contiene tutte queste quattro forme azotate; le equazioni differenziali che governano le trasformazioni di azoto da una forma all'altra sono mostrate di seguito.

1. Azoto organico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

dove:

N_4 = concentrazione di azoto organico (mg N/l)

β_3 = tasso di idrolisi di azoto organico ad azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})

α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)

ρ = tasso di respirazione algale (d^{-1})

A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

σ_4 = coefficiente di sedimentazione di azoto organico, dipendente da T (d^{-1})

2. Azoto ammoniacale

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3/d - F_1 \alpha_1 \mu A$$

dove:

N_1 = concentrazione di azoto ammoniacale (mg N/l)

N_4 = concentrazione di azoto organico (mg N/l)

β_1 = tasso di ossidazione biologica di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})

β_3 = tasso di idrolisi di azoto organico (d^{-1})

α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)

σ_3 = tasso di rilascio di azoto ammoniacale da parte del benthos (mg N/m²d)

d = profondità media del fiume (m)

F_1 = frazione di azoto ammoniacale assimilato

μ = tasso di crescita algale locale (d^{-1})

A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

3. Azoto nitroso

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

dove:

N_1 = concentrazione di azoto ammoniacale (mg N/l)

N_2 = concentrazione di azoto nitroso (mg N/l)

β_1 = tasso di ossidazione di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura

(d⁻¹)

β_2 = tasso di ossidazione di azoto nitroso, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)

4. Azoto nitrico

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1)\alpha_1 \mu A$$

dove:

N_3 = concentrazione di azoto nitrico (mg N/l)

F_1 = frazione di azoto algale consumato dal pool ammoniacale

α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)

μ = tasso di crescita algale locale (d⁻¹)

Ciclo del fosforo

Il ciclo del fosforo opera, per molti aspetti, come quello dell'azoto. Le forme organiche di fosforo sono generate dalla decomposizione algale, in seguito si convertono allo stato inorganico disciolto, il quale diventa disponibile per la produzione primaria delle alghe.

Il fosforo scaricato dagli impianti di trattamento delle acque reflue è generalmente nella forma inorganica disciolta ed è prontamente consumato dalle alghe. QUAL2K, a differenza delle prime versioni di QUAL2E, è in grado di simulare anche le interazioni tra fosforo disciolto e fosforo organico. Di seguito sono riportate le equazioni differenziali che governano il passaggio di fosforo da una forma all'altra.

1. Fosforo organico

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$$

dove:

P_1 = concentrazione di fosforo organico (mg P/l)

α_2 = contenuto di fosforo delle alghe (mg P/mg A)

ρ = tasso di respirazione algale (d⁻¹)

A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

β_4 = tasso di decadimento di fosforo organico, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)

σ_5 = tasso di sedimentazione di fosforo organico, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)

2. Fosforo disciolto

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d - \alpha_2 \mu A$$

dove:

- P_2 = concentrazione di fosforo inorganico o disciolto (mg P/l)
- σ_2 = tasso di rilascio di fosforo disciolto da parte del benthos, dipendente dalla temperatura (mg P/m²d)
- d = profondità media del fiume (m)
- μ = tasso di crescita algale (d⁻¹)
- A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

BOD carbonioso

Il modello QUAL2K utilizza una reazione del primo ordine per descrivere la deossigenazione del BOD ultimo (intendendosi con questo termine il massimo consumo di ossigeno rilevato) nel corso d'acqua. La funzione del BOD, come espressa nel modello, tiene conto anche della rimozione addizionale di BOD dovuta a sedimentazione e flocculazione, che non esercitano una domanda di ossigeno:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L$$

dove:

- L = concentrazione del BOD carbonioso ultimo (mg/l)
- K_1 = coefficiente di deossigenazione, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)
- K_3 = tasso di rimozione di BOD dovuto a sedimentazione, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)

QUAL2K simula il BOD ultimo nella forma generale; tuttavia, l'utente può scegliere di usare valori di BOD₅ come input e output.

In questo caso, il modello opera la necessaria conversione da BOD₅ a BOD ultimo, mediante la seguente equazione:

$$BOD_5 = BOD_u \left(1,0 - e^{(5 \cdot KBOD)}\right)$$

dove:

- BOD₅ = BOD a 5 giorni (mg/l)
- BOD_u = BOD ultimo (mg/l)
- KBOD = coefficiente di conversione del BOD (d⁻¹)

Il valore di KBOD usato di default dal modello è 0,23 g⁻¹.

Ossigeno disciolto

Il bilancio dell'ossigeno in un corso fluviale dipende dalla capacità di quest'ultimo di riossigenarsi. Questa capacità è funzione dei processi di avvezione e diffusione che si verificano nel sistema e delle sorgenti interne o sottrazioni di ossigeno. Le maggiori fonti di ossigeno, oltre alla riaerazione atmosferica, sono la produzione per mezzo della fotosintesi e il contenuto di ossigeno nei flussi d'acqua entranti. La perdita di ossigeno disciolto è il risultato dell'ossidazione della sostanza organica carboniosa e azotata, del consumo di ossigeno per la degradazione dei sedimenti organici e per la respirazione dalle alghe.

L'equazione differenziale usata dal QUAL2K per descrivere il tasso di trasformazione di ossigeno è mostrata di seguito. Ogni termine rappresenta un incremento o una sottrazione di ossigeno.

$$\frac{dO}{dt} = K_2 (O^* - O) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A - K_1 L - K_4/d - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2$$

dove:

- O = concentrazione di ossigeno disciolto (mg/l)
- O* = concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto a temperatura e pressione locali (mg/l)
- α_3 = tasso di produzione di ossigeno per unità di fotosintesi algale (mg O/mg A)
- α_4 = tasso di consumo di ossigeno per unità di respirazione algale (mg O/mg A)
- α_5 = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto ammoniacale (mg O/mg N)
- α_6 = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto nitroso (mg O/mg N)
- μ = tasso di crescita algale, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)
- ρ = tasso di respirazione algale, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)
- A = concentrazione della biomassa algale (mg A/l)
- L = concentrazione del BOD finale (mg/l)
- d = profondità media del fiume (m)
- K₁ = tasso di deossigenazione del BOD carbonioso, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)
- K₂ = tasso di riaerazione, dipendente dalla temperatura (d⁻¹)
- K₄ = tasso di richiesta di ossigeno del sedimento, dipendente dalla temperatura (g/m² d)

- β_1 = tasso di ossidazione dell'ammoniaca, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- β_2 = tasso di ossidazione dei nitriti, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- N_1 = concentrazione dell'azoto ammoniacale (mg N/l)
- N_2 = concentrazione dell'azoto nitroso (mg N/l)

La solubilità dell'ossigeno disciolto nell'acqua decresce all'aumentare della temperatura, all'aumentare della concentrazione di solidi disciolti e al diminuire della pressione atmosferica.

Il coefficiente di riaerazione (K_2) è solitamente espresso come funzione della profondità e della velocità del fiume e quindi del grado di turbolenza della corrente. Il modello QUAL2K fornisce otto opzioni per stimare i valori di K_2 o consente di utilizzare quelli preventivamente selezionati dal modellista. Si riporta di seguito la trattazione della sola opzione adottata nel presente studio:

- O'Connor & Dobbins (1958): proposero equazioni basate sulle caratteristiche di turbolenza del corso d'acqua, che hanno trovato buona applicazione in molti casi. Per fiumi con basse velocità e condizioni isotropiche, l'equazione fu sviluppata nel seguente modo:

$$K_2^{20} = \frac{(D_m \bar{u})^{0,5}}{d^{1,5}}$$

mentre per fiumi con alte velocità e condizioni anisotrope, la relazione è:

$$K_2^{20} = \frac{480 D_m^{0,5} S_0^{0,25}}{d^{1,25}} \cdot 2,31$$

dove:

- K_2^{20} = coefficiente di riaerazione a 20 °C (d^{-1})
- D = profondità media del fiume (m)
- S_0 = pendenza del letto del fiume (m/m)
- \bar{u} = velocità media (m/d)
- D_m = coefficiente di diffusione molecolare (m^2/d), dato da
 $D_m = 1,91 \times 10^3 (1,037)^{T-20}$

Temperatura

L'andamento della temperatura è modellizzato eseguendo un bilancio del calore in ogni elemento computazionale del sistema. Il bilancio considera la temperatura delle acque in ingresso e in uscita, nonché lo scambio di calore tra la superficie dell'acqua e l'atmosfera.

I termini del bilancio energetico aria - acqua includono la radiazione di onde lunghe e corte, la convezione e l'evaporazione:

$$H_n = H_{sn} + H_{an} - H_b - H_c - H_e$$

dove:

H_n = flusso netto di calore attraverso la superficie aria – acqua

H_{sn} = radiazione solare netta di onde corte, sottraendo le perdite per assorbimento e diffusione in atmosfera e per la riflessione all'interfaccia

H_{an} = radiazione atmosferica netta di onde lunghe considerando la riflessione

H_b = radiazione di ritorno di onde lunghe in uscita

H_c = flusso di calore convettivo

H_e = perdita di calore per evaporazione

Affinché QUAL2K possa eseguire le computazioni del bilancio di calore, l'utente deve fornire una varietà di dati, che includono la longitudine e latitudine del bacino, il periodo dell'anno, i coefficienti di evaporazione; possono inoltre essere indicate delle informazioni climatologiche locali, quali la temperatura dell'aria, la pressione atmosferica, la copertura nuvolosa e la velocità del vento.

I valori di temperatura calcolati dal QUAL2K sono usati per correggere i coefficienti di trasformazione delle variabili di qualità delle acque.

Questi coefficienti sono inseriti a 20°C e sono poi corretti alla temperatura occorrente mediante una formulazione del tipo di Streeter - Phelps:

$$X_T = X_{20} \theta^{(T-20^\circ)}$$

dove:

X_T = valore del coefficiente alla temperatura locale

X_{20} = valore del coefficiente alla temperatura standard di 20°C

θ = costante empirica variabile per ogni coefficiente di reazione

I valori dei fattori di correzione della temperatura, θ , possono essere specificati dall'utente. In assenza di tali specificazioni, il modello utilizza dei valori di default.

Coefficienti di reazione

Le reazioni chimiche e biologiche simulate dal QUAL2K sono rappresentate da un complesso sistema di equazioni che contengono molti parametri; alcuni sono costanti, alcuni sono variabili nello spazio e alcuni sono dipendenti dalla temperatura. La Tab.3.43 elenca alcuni di questi parametri del sistema e indica per ognuno l'intervallo di variabilità, l'unità di misura e il tipo di variazione.

Tab. 3.43 - Intervalli di variazione tipici per i coefficienti di reazione (US EPA, 1987).

Variabile	Descrizione	Unità di misura	Intervallo di valori	Variabile per tratto di fiume	Dipendente da T
α_1	Frazione di N nella biomassa algale	mg N/mg A	0,07 – 0,09	No	No
α_2	Frazione di P nella biomassa algale	mg P/mg A	0,01 – 0,02	No	No
α_3	Produzione di O ₂ per unità di fotosintesi algale	mg O/mg A	1,4 – 1,8	No	No
α_4	Consumo di O ₂ per unità di respirazione algale	mg O/mg A	1,6 – 2,3	No	No
α_5	Consumo di O ₂ per unità di ossidazione di NH ₃	mg O/mg N	3,0 – 4,0	No	No
α_6	Consumo di O ₂ per unità di ossidazione di NO ₂	mg O/mg N	1,0 – 1,14	No	No
μ_{max}	Tasso di max. crescita algale	d ⁻¹	1,0 – 3,0	No	No
P	Tasso di respirazione algale	d ⁻¹	0,05 – 0,5	No	No
σ_1	Tasso di sedimentazione algale	m/g	0,5 – 6,0	Sì	Sì
σ_2	Tasso di rilascio di P disciolto da parte del benthos	mg P/m ² d	Variabile	Sì	Sì
σ_3	Tasso di rilascio di N-NH ₃ da parte del benthos	mg N/m ² d	Variabile	Sì	Sì
σ_4	Tasso di sedimentazione di N organico	d ⁻¹	0,001 – 0,1	Sì	Sì
σ_5	Tasso di sedimentazione di P organico	d ⁻¹	0,001 – 0,1	Sì	Sì
K ₁	Tasso di deossigenazione del BOD carbonioso	d ⁻¹	0,02 – 3,4	Sì	Sì
K ₂	Tasso di riaerazione	d ⁻¹	0,0 - 100	Sì	Sì
K ₃	Tasso di rimozione di BOD per sedimentazione	d ⁻¹	-0,36 – 0,36	Sì	Sì
K ₄	Tasso di richiesta di O ₂ del sedimento	mg O/m ² d	Variabile	Sì	Sì
β_1	Tasso di ox. biologica di NH ₃	d ⁻¹	0,10 – 1,00	Sì	Sì
β_2	Tasso di ox. biologica di NO ₂	d ⁻¹	0,20 – 2,0	Sì	Sì
β_3	Tasso di idrolisi di N organico	d ⁻¹	0,02 – 0,4	Sì	Sì
β_4	Tasso di decadimento di P organico	d ⁻¹	0,01 – 0,7	Sì	Sì

3.9.4 Applicazione della metodologia - Bacino del Torrente Bolletta

Viene di seguito riportata la procedura di applicazione della modellazione mediante QUAL2K al Torrente Bolletta e ai suoi affluenti, eseguita al fine di valutare l'influenza delle varie sorgenti di impatto sulla qualità del corpo idrico, quantificare le capacità autodepurative dello stesso e stimare i carichi inquinanti veicolati nel Ceresio in scenari specifici. Per ogni fase dell'applicazione del metodo sono state individuate le criticità corrispondenti e, dove possibile, gli eventuali accorgimenti adottati (o prospettati) per risolverle.

La modellazione dello stato attuale del Torrente Bolletta è stata realizzata mediante l'uso di una serie di dati di input ed il successivo confronto dell'output con un set di dati di controllo, indipendente dai precedenti. Lo scenario di stato attuale considerato è quello **medio annuo**, che, per la tipologia di dati raccolti nel corso del primo anno di indagine, corrisponde al regime idraulico di magra, con scarsa o nulla influenza di eventi meteorici intensi. Fa eccezione la modellazione delle portate, per cui è stato utilizzato il dato mediano (50° percentile dei dati raccolti) e non medio, al fine di rimuovere la stortura causata dal rilevamento delle portate effettuato in data 22 maggio 2013, dove si sono osservati deflussi notevolmente più alti rispetto a quelli determinati durante gli altri campionamenti.

I dati di input sono di diverso tipo:

- Dati territoriali di base, necessari alla divisione delle aste fluviali in tratti omogenei (reaches);
- Dati morfologici relativi alle dimensioni e alle caratteristiche dell'alveo;
- Dati idraulici, tra cui la portata delle sorgenti e degli affluenti, gli apporti incrementali e le eventuali perdite;
- Dati di qualità relativi alle acque delle sorgenti e degli affluenti;
- Dati (sia idraulici che di qualità) riguardanti gli apporti puntuali e diffusi. Per lo scenario medio annuo, tali apporti sono ascrivibili, per lo più, agli scarichi di due impianti di depurazione.

I dati di controllo, invece, riguardano fondamentalmente le stazioni di campionamento utilizzate per la determinazione dello stato di qualità del corso d'acqua di cui al paragrafo 2.2:

- Dati di portata medi nelle stazioni di campionamento fluviale;
- Dati di qualità medi nelle stazioni di campionamento fluviale.

Dati di input – dati territoriali

Inquadramento delle pressioni antropiche conosciute del Torrente Bolletta

L'insieme delle caratteristiche idrauliche, chimiche, fisiche ed ecologiche delle acque del Torrente Bolletta è correlato con le caratteristiche delle diverse parti del bacino, in particolare per quel che riguarda le pendenze e l'uso del suolo.

La superficie del bacino idrografico che si può considerare urbanizzata è confinata al fondovalle; essa tuttavia, influenza una delle aste del torrente (il torrente Molinara) fin dal suo inizio, e tende ad accentuare, nel tratto che attraversa l'abitato di Cuasso, le caratteristiche di pericolosità idraulica dell'asta che drena la maggior parte del territorio montuoso (il Torrente Bolletta), tanto che si è resa necessaria la realizzazione di una vasca di laminazione per le piene alla confluenza tra le due aste.

L'effettiva superficie scolante tributaria alla foce del Bolletta è di circa 22 Km², di cui il 16% è rappresentato da aree urbane propriamente dette e la restante parte è composta da aree agricole o prative (circa il 10%) e boschive (poco meno del 74% - Fig. 3.26).

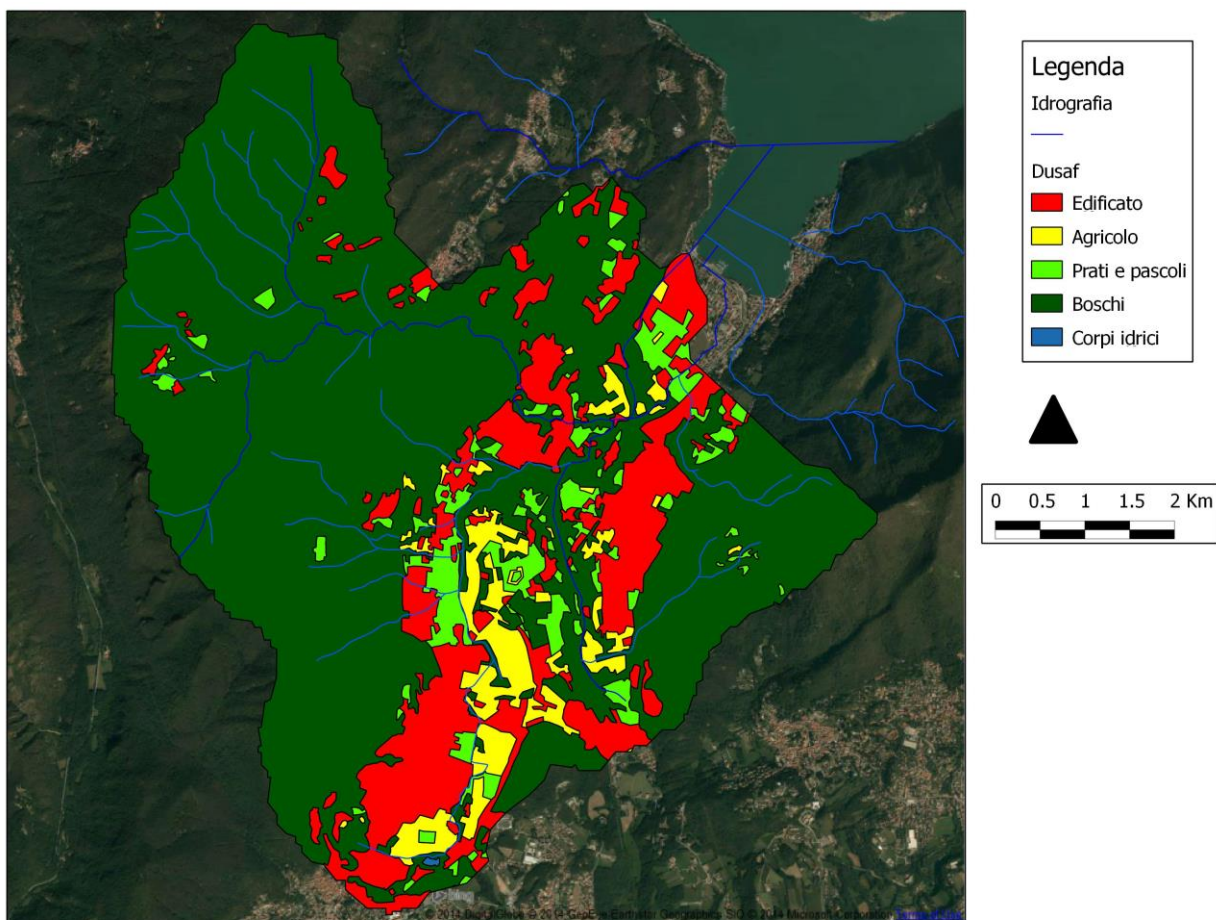


Fig. 3.26 – Bacino del Torrente Bolletta e uso del suolo al suo interno.

Peculiarità del Bolletta, dunque, è di essere un corpo idrico che, complessivamente, presenta acque con origini molto diverse tra loro: da un lato una parte consistente delle acque è di origine montana, soprattutto dalla sinistra orografica (ma, in parte, anche dalla destra, con gli apporti del torrente Briolo), mentre nella piana in fondovalle una parte delle acque (quella convogliata nel torrente Molinara) proviene da alcune aree umide presenti nella zona di Arcisate e i deflussi si accrescono per gli apporti idrici provenienti prima dall'impianto di depurazione di Arcisate e poi da quello di Cuasso, che contribuiscono a mantenere le portate in tempo asciutto essenzialmente costanti. Contemporaneamente, tali apporti modificano in maniera sensibile lo stato di qualità del torrente Molinara stesso, caratterizzandolo per tutto il suo percorso successivo, fino alla confluenza con il Bolletta, il cui potere diluente è però compensato dai carichi immessi dall'impianto di depurazione di Cuasso. Lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, dunque, è dato dall'equilibrio che man mano si instaura tra carichi inquinanti immessi dagli impianti di depurazione e capacità diluente dei corsi d'acqua con miglior qualità, quali il Briolo e il Bolletta. Oltre all'impatto esercitato dall'azione umana sulla qualità delle acque, occorre considerare la pressione cui è sottoposto l'intero ecosistema del torrente, anche in virtù dell'effetto negativo che tale pressione può esercitare sulle capacità autodepuranti dell'ambiente fluviale.

Suddivisione dell'asta fluviale in tratti funzionali omogenei

Le considerazioni generali precedentemente esposte, unitamente all'analisi del territorio effettuata tramite l'utilizzo di GIS, hanno permesso la suddivisione dell'asta fluviale in tratti omogenei o *reaches*. La suddivisione è avvenuta utilizzando una serie di criteri adottati gerarchicamente, dai più olistici verso una scala di maggior dettaglio (Tab. 3.44).

Tali criteri sono:

1. Individuazione dei corpi idrici come tratti che, per proprietà globali (qualità delle acque, caratteristiche idrauliche, acclività dei versanti, confluenze), possono essere aggregati a scala di bacino.
2. Divisione in tratti caratterizzati da uso del suolo omogeneo nei diversi sottobacini.
3. Divisione in tratti caratterizzati da notevoli cambi di pendenza.
4. Divisione in tratti morfologicamente diversi a causa della vocazione territoriale e della struttura dell'alveo.

I criteri adottati sembrano essere adeguati all'individuazione dei tratti omogenei e la metodologia è esportabile anche per gli altri corsi d'acqua interessati dallo studio. La suddivisione può essere effettuata sulla base di dati generalmente già noti, quali i dati relativi alla vocazione territoriale, alle portate e alla qualità dell'acqua in stazioni di campionamento di riferimento; le pendenze e le

caratteristiche territoriali di base acquisibili con l'utilizzo di GIS; determinazioni morfologiche e territoriali a scala più di dettaglio effettuabili con un sopralluogo sul campo.

Tab. 3.44 – Applicazione dei criteri gerarchici per la suddivisione del Torrente Bolletta in tratti omogenei o *reaches*.

CORPO IDRICO	Uso del suolo	Acclività	Morfologia	REACH	Pendenza	Limite a valle
Torrente Molinara - Bolletta (di fondovalle)	Area urbana di Arcisate - Bisuschio	Bassa	Roggia con piccolo alveo confinato e flusso per lo più laminare	Reach_01	0,0044	Ponte SS344
	Area agricola di Roncaccio e Cuasso	Media	Torrente con alveo di piccole dimensioni	Reach_02	0,0196	Confluenza Briolo (Reach_05)
			Torrente con alveo di medie dimensioni, alternanza di pozze e raschi	Reach_03	0,0230	Confluenza Bolletta (Reach_08)
	Area urbana di Porto Ceresio	Bassa	Torrente con alveo di medie dimensioni, privo di caratteristiche morfologiche distinguibili	Reach_04	0,0086	Foce
Torrente Briolo	Aree ad uso misto di Besano	Bassa	Torrente con alveo di dimensioni medio-piccole, presenza di habitat diversificati	Reach_05	0,0128	Confluenza Molinara (Reach_02)
Torrente Bolletta (di monte)	Area boschiva della Valcavallizza	Alta	Rio San Giovanni, alveo di piccole dimensioni con pozze e cascate	Reach_06	0,1615	Ponte SP29
			Torrente con alveo di medie dimensioni e numerosi affluenti, habitat di salti e pozze	Reach_07	0,1086	Monte abitato Cuasso al Piano
	Area urbana di Cuasso	Media	Torrente con alveo di medie dimensioni, alternanza di pozze e raschi	Reach_08	0,0557	Confluenza Molinara (Reach_03)

La disposizione dei diversi reaches così definiti lungo il reticolo idrografico principale del bacino del Torrente Bolletta è osservabile in Fig. 3.27. La modellazione dei dati attraverso l'uso di GIS ha permesso la definizione di una serie di parametri richiesti dal modello QUAL2K per la simulazione

dell'andamento del corso d'acqua, tra cui la lunghezza, la quota e la pendenza. Tali dati sono riportati in Tab. 3.45.

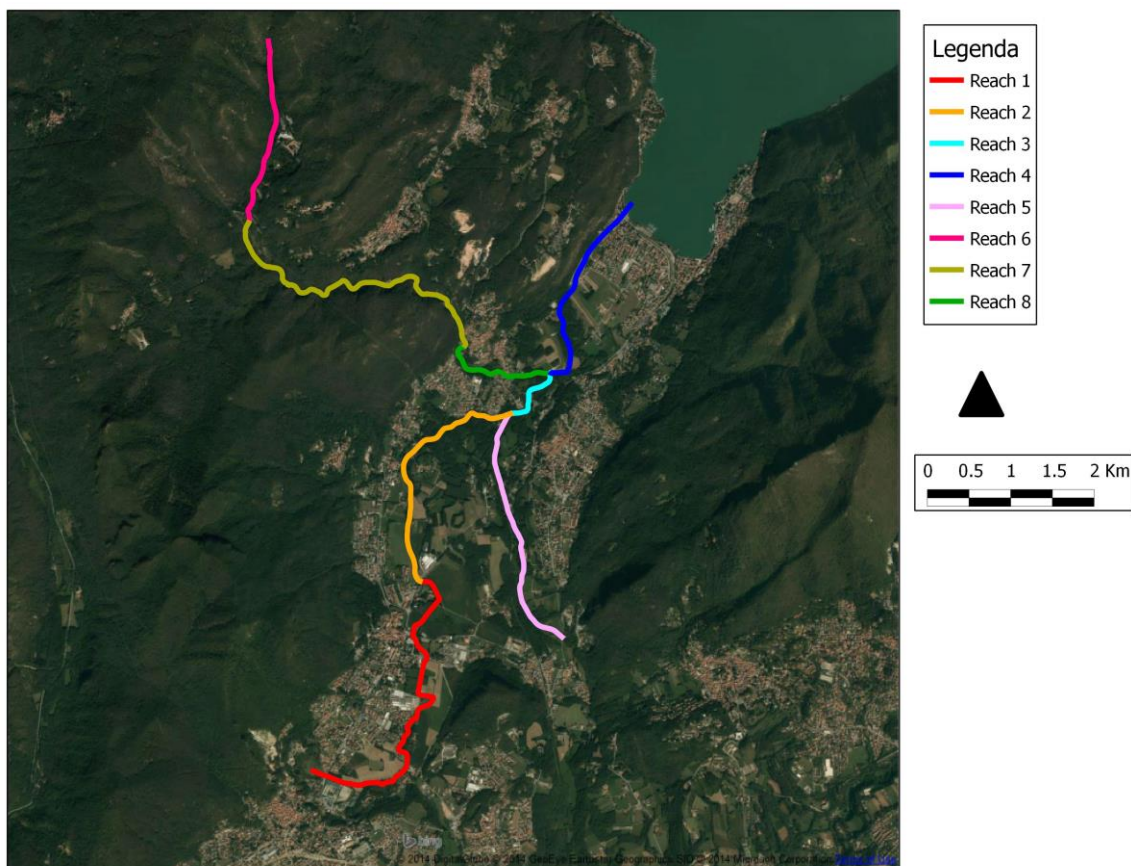


Fig. 3.27 – Reaches del Torrente Bolletta

Tab. 3.45 – Input dei reaches nel modello QUAL2K

REACH	Lunghezza (m)	QUOTA INIZIALE (m slm)	DISLIVELLO (m)	Pendenza (m/m)
Reach_01	2936	355	13	0,0044
Reach_02	2090	342	41	0,0196
Reach_03	565	301	13	0,0230
Reach_04	1741	288	15	0,0086
Reach_05	2102	328	27	0,0128
Reach_06	1560	892	252	0,1615
Reach_07	2736	640	297	0,1086
Reach_08	987	343	55	0,0557

Dati di input – dati morfologici e idraulici

Al fine di completare l'insieme dei dati necessari alla descrizione dell'ambiente fisico del Torrente Bolletta, sono stati eseguiti dei rilevamenti sul campo utili alla definizione delle dimensioni e della struttura dell'alveo, nonché al rilevamento di alcune variabili idrauliche proprie del tempo asciutto, annotate in un'apposita scheda (esempio in Fig. 3.28).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	SEZIONE n.	BOL2.2	CORPO IDRICO:		Torrente Molinara						
2	Data:	20132207	Ora:	10:00	Posizione: Valle WWTP ARCISATE						
3											
4	Numero Misurazioni	5									
5											
6	Ampiezza Sezione (m)	3									
7											
8	Sponda DX (v, i, o)	v									
9	Sponda SX (v, i, o)	v									
10											
11		1	2	3	4	5					
12	Altezze (m)	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1					
13	Velocità (m/s)	0,121	0,122	0,127	0,141	-0,021					
14											
15											
16	MEAN Section method										
17		sponda DX	1	2	3	4	5	sponda SX			
18	Altezze	0,1	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1	0,1	PORTATA (m³/s)		
19	PORTATE	0,001815	0,01021	0,01569	0,01889	0,00594	-0,00032		0,052		
20											
21											
22	IMD Section method										
23		sponda DX	1	2	3	4	5	sponda SX			
24	Altezze	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1			PORTATA (m³/s)		
25	PORTATE	0,00726	0,01318	0,01829	0,01946	-0,00128			0,057		
26											
27											
28								PORTATA (MEDIA) (m³/s)	0,055		
29											
30											
31	Substrato:										
32											
33	OD (mg/L)	5,94									
34	OD (%)	67,6									
35	T (°C)	19,3									
36	Conducibilità (uS/cm)	809									
37											

Fig. 3.28 – Scheda per la raccolta dei dati idromorfologici

L'indagine di inquadramento idromorfologico dei corpi idrici principali del bacino del Torrente Bolletta effettuata sul campo è avvenuta in sezioni rappresentative. Sono stati presi in considerazione (inclusendo i tributari) 9 tratti della lunghezza di circa 50 metri, con una distribuzione irregolare definita in funzione delle necessità conoscitive e coincidenti con le stazioni di rilevamento dei parametri chimico-fisici.

I parametri rilevati sono stati:

- Ampiezza dell'alveo;
- Misurazioni di velocità di corrente, profondità del battente idrico e portata;
- Conformazione e pendenza delle sponde;
- Tipologia del substrato in alveo, presenza di strutture di ritenzione e habitat;
- Sinuosità del percorso;
- Coefficiente di Manning (stima qualitativa in funzione degli altri parametri rilevati);

A questi si aggiungono i parametri chimico-fisici e microbiologici di cui al paragrafo 2.2.

I dati rilevati sul campo sono stati trasformati in input per il modello e utilizzati per descrivere sinteticamente le caratteristiche morfologiche dei diversi tratti (Tab. 3.46).

Tab. 3.46 – Parametri di input dell'equazione di Manning per il calcolo del potere auto depurante del Torrente Bolletta.

Tratto	Pendenza (m/m)	Coeff. Manning	Ampiezza (m)
Reach_01	0,0044	0,0250	3,25
Reach_02	0,0196	0,0350	4,00
Reach_03	0,0230	0,0350	5,00
Reach_04	0,0086	0,0150	7,00
Reach_05	0,0128	0,0350	3,50
Reach_06	0,1615	0,0400	2,00
Reach_07	0,1086	0,0400	4,25
Reach_08	0,0557	0,0250	5,00

I dati di portata, rilevati in tempo secco, sono stati utilizzati per stimare il contributo degli affluenti minori (non modellizzati), in particolare nel tratto montano del Torrente Bolletta dove si presentano numerosi. Non sono invece state rilevate perdite d'acqua di rilievo verso il subalveo (inghiainamento o altro).

Dati di input – dati degli apporti puntuali e diffusi

I dati di input relativi agli apporti puntuali sono stati raccolti con una campagna di monitoraggio effettuata sul campo e confrontati con i dati ARPA disponibili più recenti (biennio 2007-2008) per valutare eventuali incongruenze.

In tempo asciutto, gli unici apporti puntuali sono risultati gli scarichi dei due impianti di depurazione (indicati nel software con la sigla WWTP) in esercizio, ossia quelli di Arcisate e Cuasso al Piano (Tab. 3.47).

Tab. 3.47 – Parametri chimici e microbiologici rilevati su campioni prelevati presso gli scarichi attivi gravanti sul reticolo idrico del bacino del Torrente Bolletta.

TIPO	Nome	Reach ricevente	C m ³ /s	COD mgO ₂ /L	N-NH ₄ mg/L	N-NO ₃ mg/L	TP mg/L	<i>E. coli</i> UFC/100 ml
WWTP	Arcisate	Reach_01	0,036	18	2,624	7,690	2,832	5,1 x 10 ⁴
WWTP	Cuasso	Reach_04	0,054	38	3,036	12,697	1,862	1,5 x 10 ⁴

Lo scenario medio prodotto utilizzando i parametri rilevati è risultato adeguato ai valori determinati nelle stazioni di controllo, attestando che l'influenza degli impianti di depurazione sulla qualità del Torrente Bolletta è preponderante in tempo asciutto.

Sulla base delle considerazioni precedentemente espresse, è stato possibile stimare i carichi inquinanti (sostanza organica espressa come COD, azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale) gravanti sul bacino e la ripartizione delle diverse fonti. E' stata presa in esame, in particolare, l'asta fluviale di fondovalle (*reaches* da 01 a 04), poiché è quella che presenta gli scadimenti qualitativi più significativi (cfr. paragrafo 3.2), considerando invece i torrenti Briolo e Bolletta prima della confluenza come "apporti da affluenti" (Fig. 3.29).

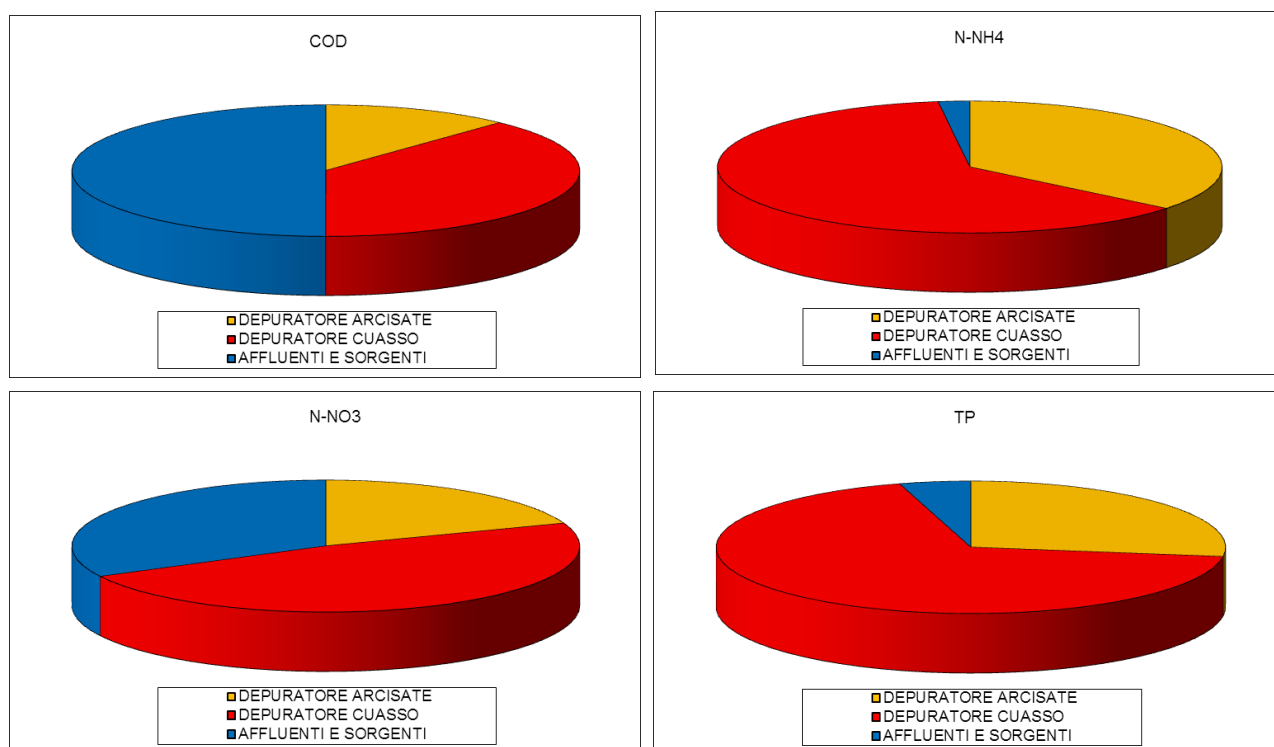


Fig. 3.29 – Ripartizione del carico gravante sul bacino del Bolletta per quattro parametri macrodescrittori (COD, azoto ammoniacale, azoto nitrico e fosforo totale)

Dati di controllo – Stazioni di monitoraggio fluviale

Come già accennato, per la verifica della modellazione sono stati utilizzati i dati delle campagne di monitoraggio effettuate nel corso del primo anno di attività. In particolare, per l'asta fluviale di fondovalle (torrente Molinara e Torrente Bolletta dopo la confluenza con il precedente), interessata dal più consistente scadimento della qualità delle acque, le stazioni di controllo sono state BOL2 (a valle del depuratore di Arcisate), BOL3 (a monte della confluenza con il torrente Briolo), BOL6 (a monte della confluenza con il Torrente Bolletta), BOL7 (a valle della confluenza tra Molinara e

Bolletta) e BOL8 (a valle del depuratore di Cuasso, presso la foce in Ceresio), mentre BOL1 è stata utilizzata per definire i valori alla sorgente della roggia Molinara ed è stata, di conseguenza, esclusa dal set di dati di controllo.

I dati (medio, minimo e massimo) rilevati nelle stazioni di controllo per i principali parametri durante il triennio sono riportati nelle Tabb.3.48÷3.50.

Tab. 3.48 – Valori medi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale nel 2013.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH ₄	N-NO ₃	TP	<i>E. coli</i>	pH
	μS/cm	mg/L	% sat	mg/L	μg/L	μg/L	μg/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	699	7,89	79,2	12	887	5431	1024	26211	7,72
BOL3	526	10,26	98,4	7	64	2484	298	1226	8,25
BOL6	525	10,51	100,7	9	63	1950	240	2684	8,48
BOL7	380	10,84	103,3	9	41	1557	212	2069	8,30
BOL8	560	10,59	104,9	11	518	3048	808	3977	8,03

Tab. 3.49 – Valori minimi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale nel 2014.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH ₄	N-NO ₃	TP	<i>E. coli</i>	pH
	μS/cm	mg/L	% sat	mg/L	μg/L	μg/L	μg/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	402	5,94	67,6	7	65	1521	109	1500	7,39
BOL3	402	9,31	94,6	2	0	425	0	30	7,67
BOL6	419	9,56	97,0	3	0	30	84	350	8,23
BOL7	172	10,06	97,2	2	12	40	41	100	7,67
BOL8	294	9,68	95,8	5	20	1220	63	800	7,72

Tab. 3.50 – Valori massimi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale nel 2015.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH ₄	N-NO ₃	TP	<i>E. coli</i>	pH
	μS/cm	mg/L	% sat	mg/L	μg/L	μg/L	μg/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	822	9,40	91,9	18	2632	9272	1760	106067	8,00
BOL3	611	11,30	101,4	15	285	4181	635	2933	8,58
BOL6	579	11,80	106,0	15	181	3645	530	8220	8,92
BOL7	477	11,88	110,1	14	106	2663	560	8667	8,68
BOL8	743	12,60	119,1	21	2265	4430	1638	7620	8,42

3.9.5 Simulazione dello scenario medio

Una volta definite le caratteristiche idromorfologiche del torrente e i dati di input riguardanti gli apporti puntuali, è stato modellizzato lo scenario medio, che, di fatto, rappresenta le condizioni di magra riscontrabili in tempo asciutto. Esso è stato successivamente confrontato con i dati di controllo. ed il confronto ha dato esiti soddisfacenti. Gli scostamenti principali tra dati modellizzati e dati di controllo si sono verificati nelle sezioni dove gli apporti degli affluenti caratterizzati da miglior qualità delle acque, uniti alla capacità autodepurante dell'asta di fondovalle, portano i valori dei principali descrittori chimico-fisici verso concentrazioni così basse da creare, paradossalmente, scostamenti più ampi, per mere questioni matematiche (lo scostamento da un valore molto basso, a parità di percentuale di scostamento, si ottiene con valori altrettanto bassi).

Le concentrazioni dei parametri modellizzati sono mostrate in Tab. 3.51, mentre il confronto tra queste e i valori misurati è nelle Figg.3.30 ÷ 3.38. Nelle figure sono, altresì, mostrati i limiti delle diverse classi di qualità LIMeco, ove esse siano applicabili.

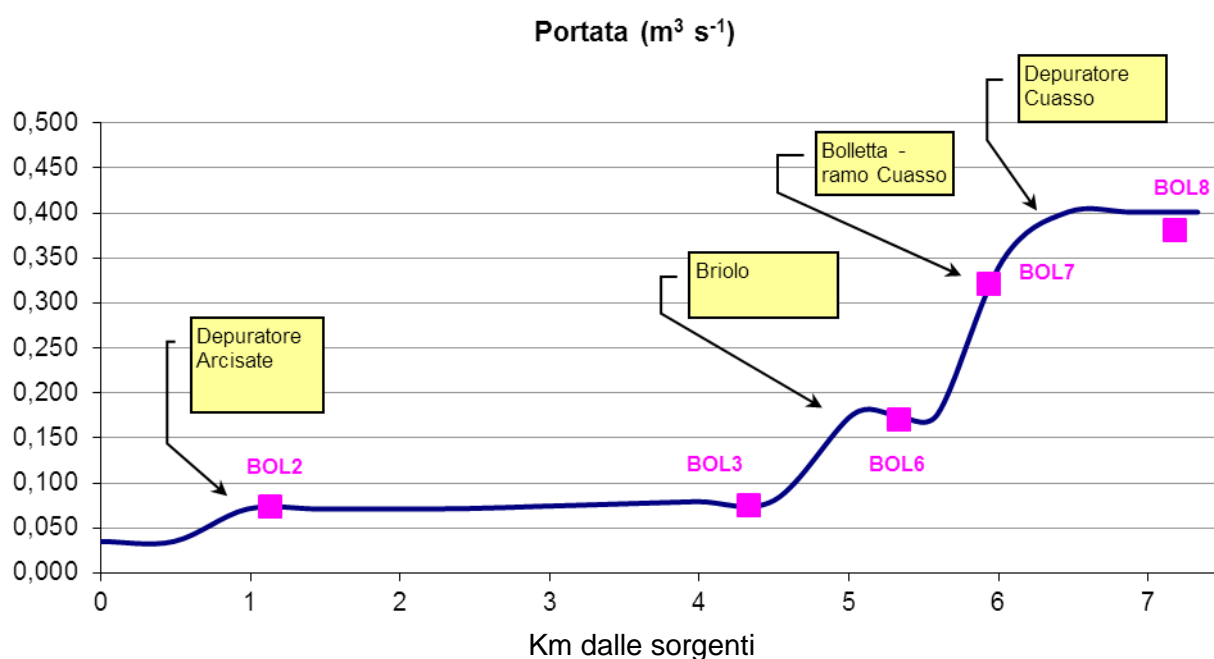


Fig. 3.30 – Andamento delle portate del Torrente Bolletta (asta di fondovalle) e confronto con i punti di controllo (quadrati rosa).

Tab. 3.51 – Valori dei parametri lungo l'asta di fondovalle nello scenario medio (tempo asciutto).

Tratto	Distanza dalla foce	Conducibilità	DO	COD	N-NH4	N-NO3	TP	E. coli	Ph
	(km)	$\mu\text{S/cm}$	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	UFC/100mL	u pH
Sorgente	7,33	536	8,59	6	59	2873	38	1624	7,95
Reach_1	7,09	536	9,44	6	117	2448	23	1230	8,25
Reach_1	6,60	670	6,26	12	1000	5043	1084	21470	7,78
Reach_1	6,11	670	6,39	11	735	4882	813	17540	7,85
Reach_1	5,62	670	6,76	11	551	4670	610	14465	7,92
Reach_1	5,13	664	7,17	11	420	4402	455	11947	7,99
Reach_1	4,64	643	7,51	10	326	4037	334	9738	8,02
Reach_2	4,13	621	8,62	10	293	3714	315	8140	8,15
Reach_2	3,61	600	9,27	9	270	3426	297	6874	8,26
Reach_2	3,09	587	9,73	9	257	3200	284	5909	8,35
Reach_2	2,57	486	10,19	9	142	2346	194	3866	8,40
Reach_3	2,16	486	10,23	9	143	2311	192	3606	8,43
Reach_3	1,88	486	10,26	9	144	2276	191	3372	8,45
Reach_4	1,52	330	10,65	9	114	1664	107	1687	8,38
Reach_4	1,09	555	9,71	13	474	3142	721	3083	8,23
Reach_4	0,65	555	9,66	13	445	3131	712	2774	8,26
Reach_4	0,22	555	9,63	13	419	3114	704	2519	8,28
Foce	0,00	555	9,63	13	419	3114	704	2519	8,28

Ossigeno Disciolto (100-OD%)

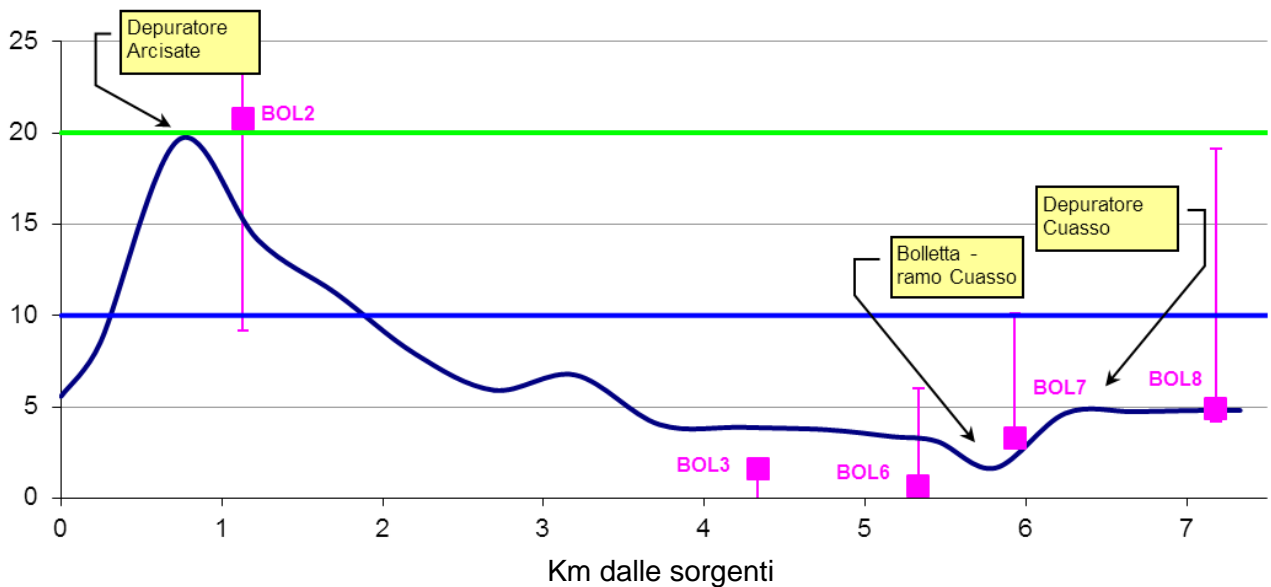


Fig. 3.31 – Andamento dell'ossigeno disciolto (% di saturazione) nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

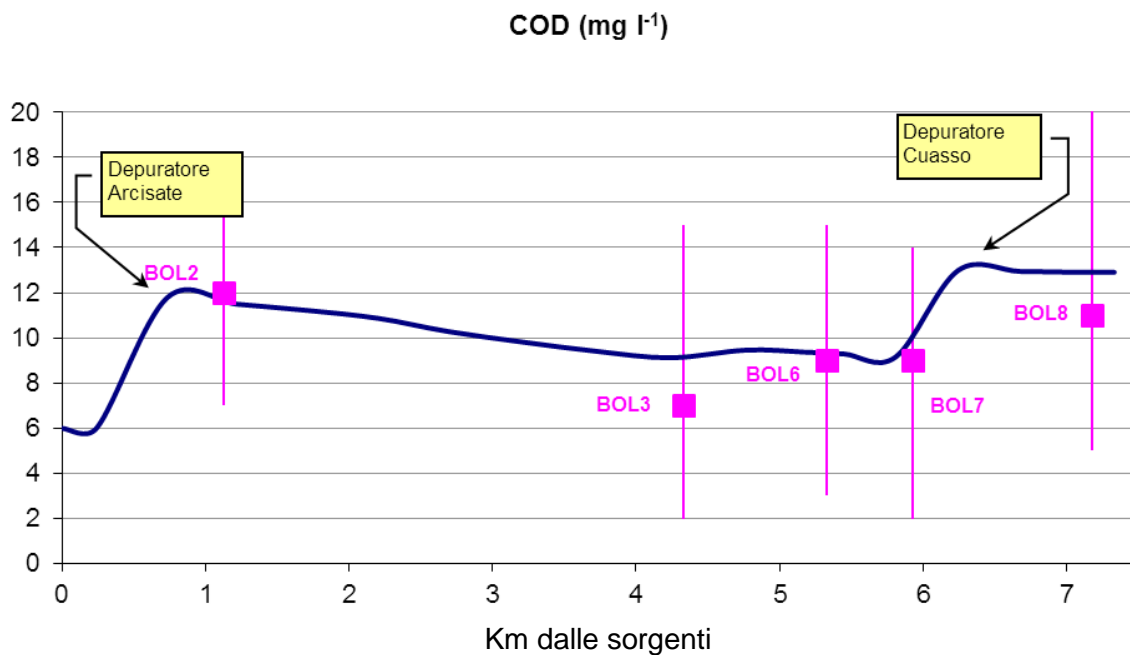


Fig. 3.32 – Andamento del COD nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

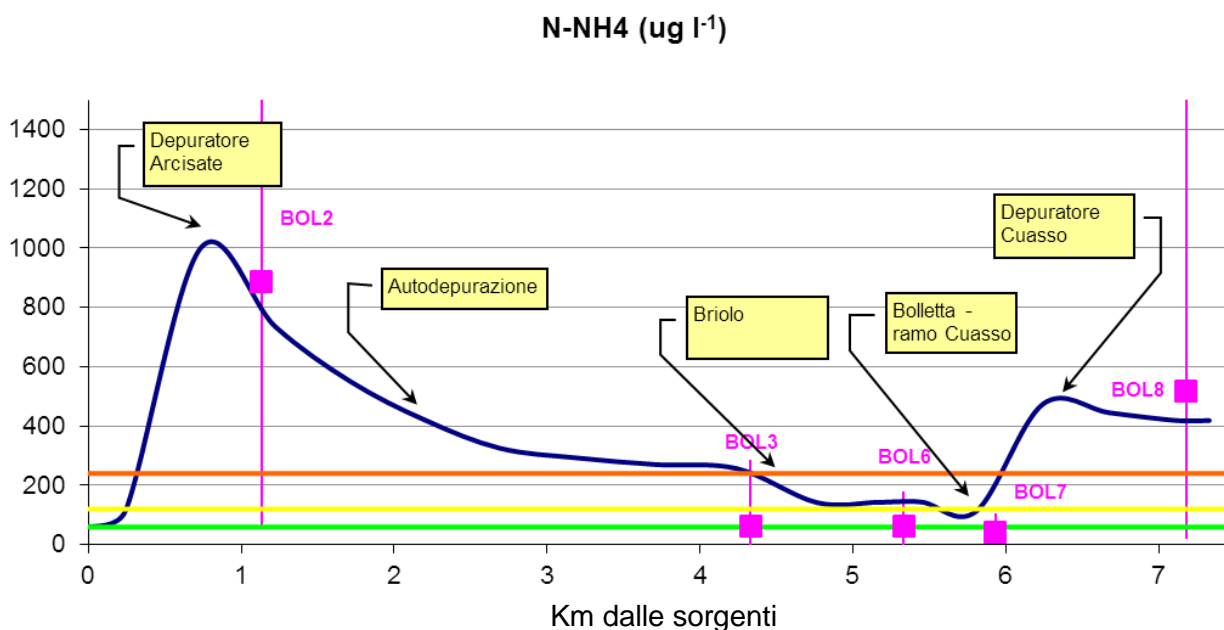


Fig. 3.33 – Andamento dell'azoto ammoniacale nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

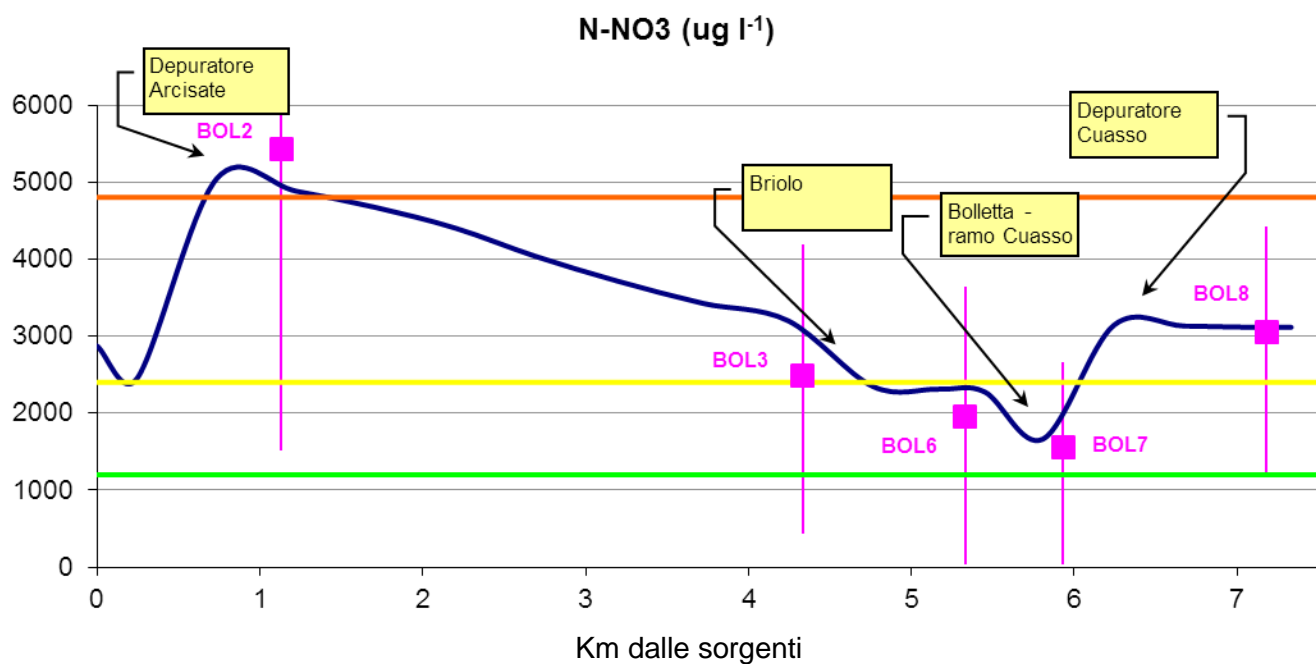


Fig. 3.34 – Andamento dell'azoto nitrico nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

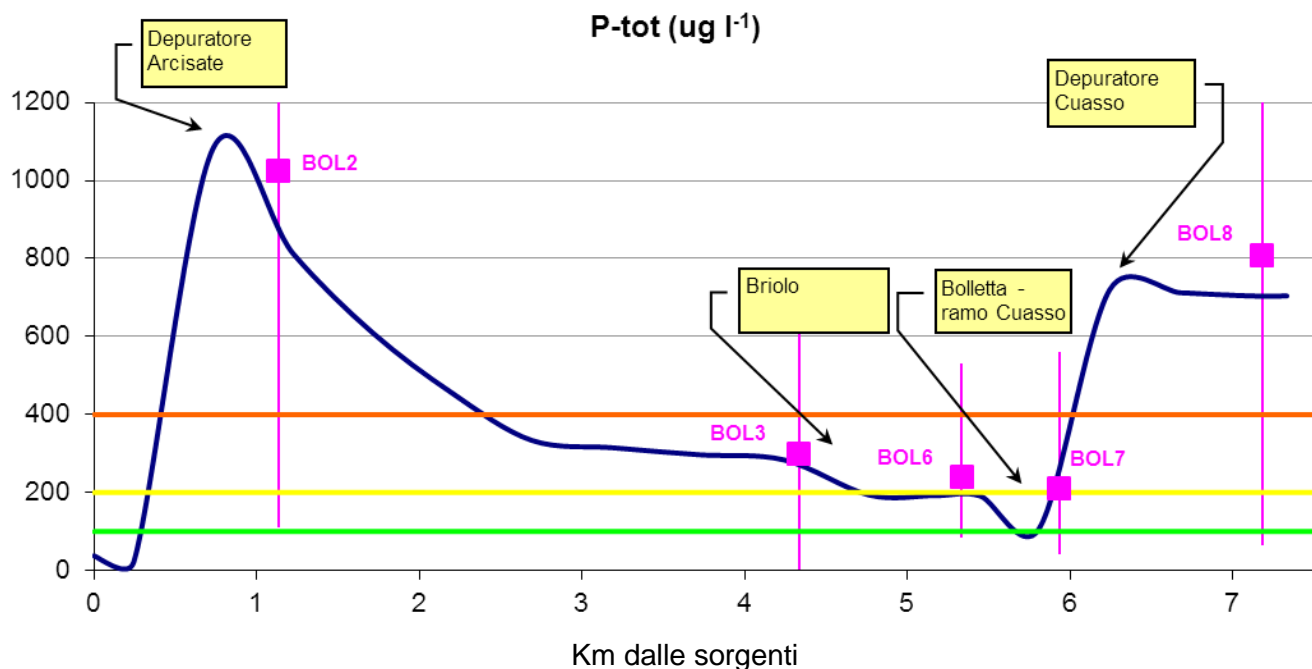


Fig. 3.35 – Andamento del fosforo totale nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

Escherichia coli (UFC/100ml)

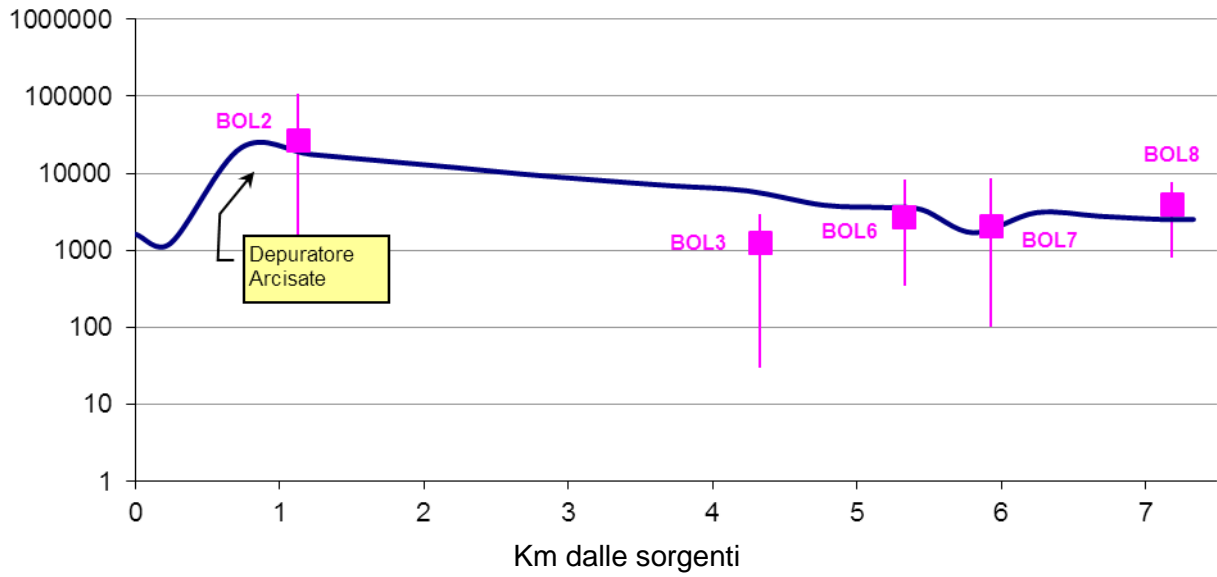


Fig. 3.36 – Andamento della carica di *E. coli* nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo. Si noti che la scala delle concentrazioni è logaritmica.

Conducibilità (uS/cm)

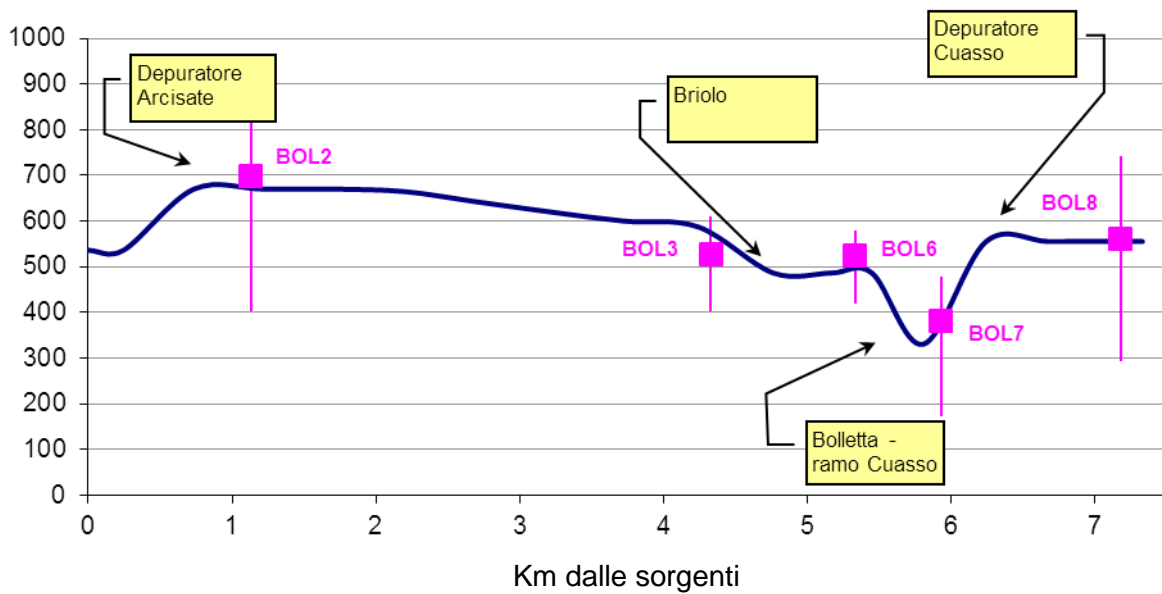


Fig. 3.37 – Andamento della conducibilità nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

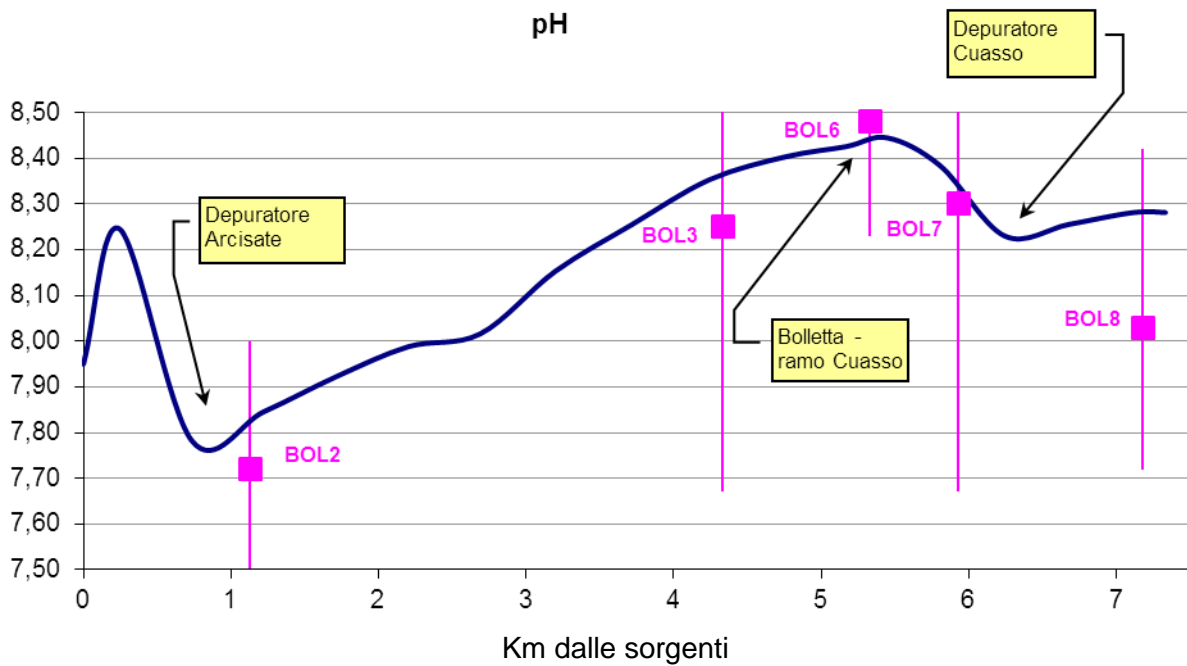


Fig. 3.38 – Andamento del pH nel Torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

La valutazione della qualità delle acque simulata nei diversi tratti modellizzati è stata effettuata in base all'indice LIMeco come riportato in Tab. 3.52 e in Fig. 3.39.

Lo scenario di taratura riproduce piuttosto fedelmente la situazione descritta dai dati raccolti sul campo nelle sezioni di controllo, se si esclude una tendenza a considerare peggiore (“moderato” invece di “buono”) il tratto in cui gli apporti idrici dei torrenti Briolo e Bolletta (tratto montano) esercitano il loro potere diluente, aspetto che tende comunque a diminuire con portate molto ridotte, come nel caso dei campionamenti di marzo e dicembre 2015.

La metodologia utilizzata per appontare lo scenario attuale medio appare in ogni caso valida, ai fini della definizione degli impatti occorrenti e di eventuali scenari di risanamento.

Tab. 3.52 – valori di LIMeco nei diversi tratti modellizzati nello scenario medio.

Tratto	Distanza dalla foce (km)	DO LIMeco	N-NH4 LIMeco	N-NO3 LIMeco	TP LIMeco	LIMeco Totale	Classificazione
Sorgente	7,33	1,000	0,500	0,125	1,000	0,656	Buono
Reach_1	7,09	1,000	0,250	0,125	1,000	0,594	Buono
Reach_1	6,60	1,000	0,000	0,000	0,000	0,250	Scarso
Reach_1	6,11	1,000	0,000	0,000	0,000	0,250	Scarso
Reach_1	5,62	0,250	0,000	0,125	0,000	0,094	Cattivo
Reach_1	5,13	0,500	0,000	0,125	0,000	0,156	Cattivo
Reach_1	4,64	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	Scarso
Reach_2	4,13	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	Scarso
Reach_2	3,61	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	Scarso
Reach_2	3,09	1,000	0,000	0,125	0,125	0,313	Scarso
Reach_2	2,57	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	Moderato
Reach_3	2,16	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	Moderato
Reach_3	1,88	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	Moderato
Reach_4	1,52	1,000	0,250	0,250	0,250	0,438	Moderato
Reach_4	1,09	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	Scarso
Reach_4	0,65	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	Scarso
Reach_4	0,22	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	Scarso
Foce	0,00	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	Scarso

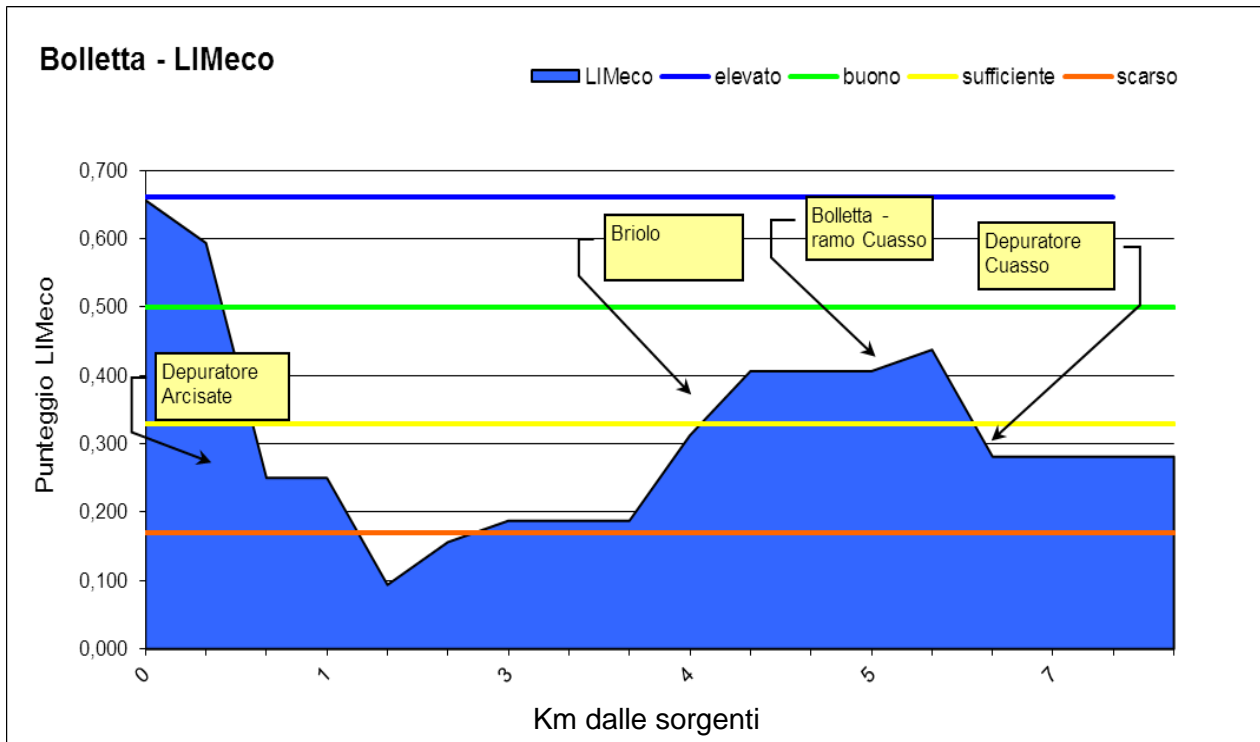


Fig. 3.39 – Andamento dei valori di LIMeco lungo l’asta di fondovalle del Torrente Bolletta.

3.10 Valutazione dei carichi inquinanti gravanti sul lago negli anni successivi e nei diversi regimi idraulici

Per comprendere con maggior dettaglio i processi di generazione e rimozione dei carichi inquinanti nei diversi scenari, sono stati valutati i carichi gravanti in diversi sottobacini e se ne sono osservati gli andamenti al variare del regime idraulico del corso d’acqua.

In particolare, i carichi adottati a lago sono stati scorporati, sulla base delle concentrazioni e delle portate rilevate in alveo in diversi siti di campionamento, in funzione dell’area di provenienza, individuando tre sottobacini principali, come illustrato in Fig. 3.40: il ramo montano, il ramo di fondovalle e il tratto terminale nella zona di Porto Ceresio.

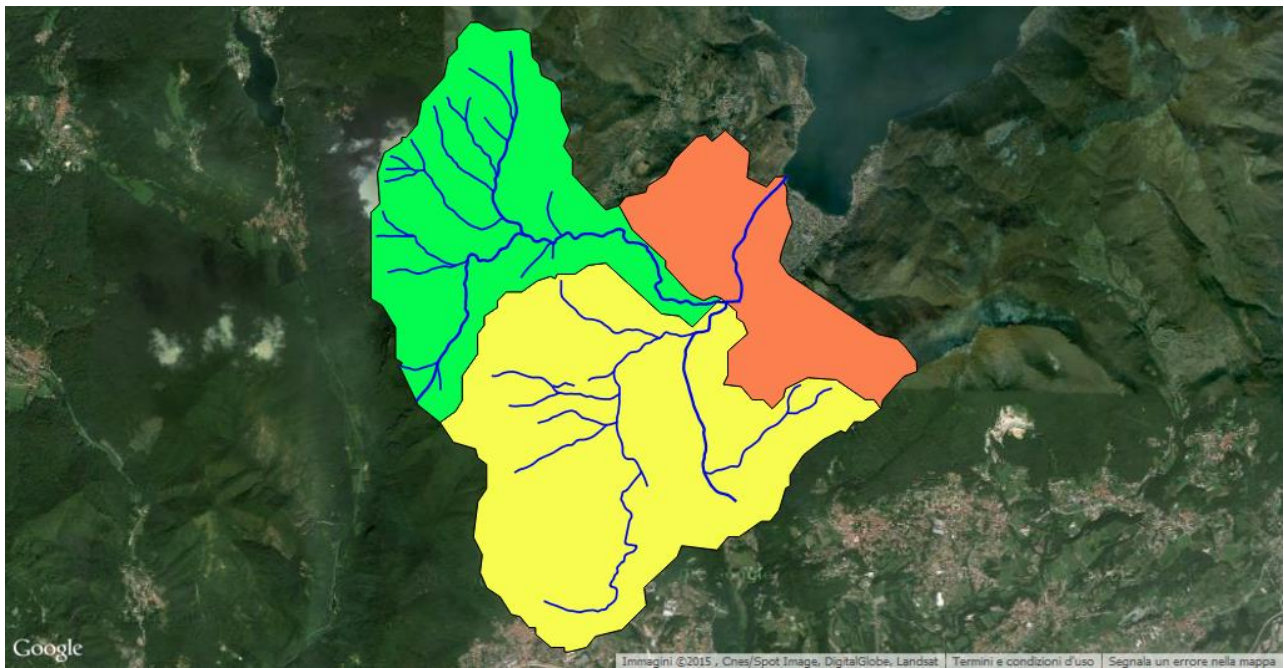


Fig. 3.40 – Sottobacini considerati per l’analisi della provenienza dei carichi inquinanti (verde – ramo montano; giallo – roggia Molinara o ramo di fondovalle; arancione – tratto terminale).

I tre sottobacini sono piuttosto diversi per superficie e per caratteristiche di uso del suolo (Fig. 3.41).

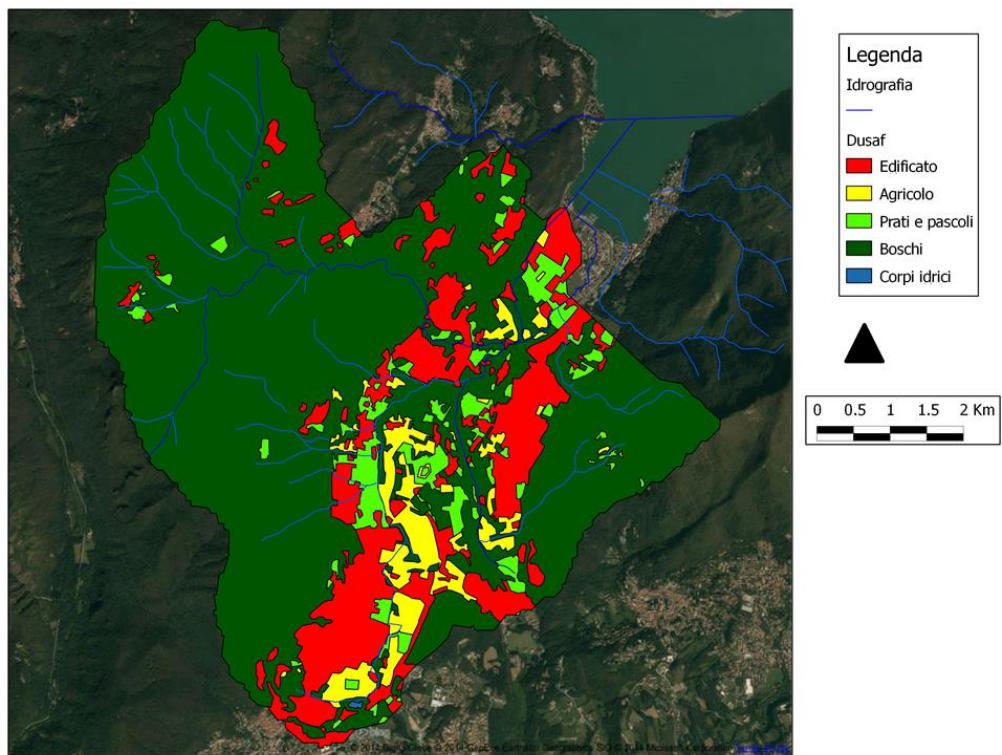


Fig. 3.41– Uso del suolo nei tre sottobacini

Il ramo di monte è per lo più occupato da aree boschive, prati e incolti, e anche la porzione urbana terminale è collettata fuori dal sottobacino (verso l'impianto di depurazione di Cuasso). Il sottobacino della Roggia Molinara (o ramo di fondovalle) è più estesamente urbanizzato ed è interessato, seppur in misura minore, da coltivi. Anche in questo secondo caso, una parte delle acque reflue è addotta all'impianto di depurazione di Cuasso al Monte, posto più a valle nel sottobacino del tratto terminale del Torrente Bolletta. Il terzo sottobacino, di conseguenza, recepisce carichi inquinanti (che vengono addotti al già citato impianto di depurazione di Cuasso) in misura maggiore rispetto a quelli prodotti sulla propria superficie, provenienti sia dagli altri sottobacini che da aree esterne al bacino complessivo, come la restante porzione della città di Porto Ceresio.

La media dei dati di concentrazione per i macrodescrittori di inquinamento, determinati sui campioni raccolti in condizioni idrauliche diverse, ha consentito, insieme alle misure delle portate in alveo, di stimare il carico transitante in chiusura di sottobacino per le diverse aree considerate, nonché di determinare il contributo dei tre sottobacini al carico complessivamente veicolato dal Bolletta al Lago Maggiore. I carichi di sostanza organica (espressa come COD), azoto ammoniacale, azoto totale e fosforo totale così calcolati per i diversi regimi idraulici sono riportati nelle Tabb.3.53 ÷ 3.56. Va sottolineato che il carico misurato nella stazione di Porto Ceresio è praticamente la somma dei carichi del tratto montano e della Roggia Molinara e che tra Porto Ceresio e la stazione a lago (Foce) si immette l'effluente dell'impianto di Cuasso al Monte. Il valore del carico immesso nel Ceresio (stazione Foce) deriva dall'effetto combinato delle immissioni, della sedimentazione, della risospensione e dell'autodepurazione.

Tab. 3.53 – Carichi inquinanti in chiusura di sottobacino della roggia Molinara, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio MOLINARA	COD (kg/d)	NH₄-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
Magra	92	0	47	4
Morbida	228	1	111	6
Piena	750	21	246	6
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
Magra	67	1	13	2
Morbida	122	1	39	3
Piena	838	7	135	2

Tab. 3.54 – Carichi inquinanti in chiusura di sottobacino del ramo montano del Bolletta, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio BOLLETTA ramo monte	COD (kg/d)	NH₄-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
Magra	50	0	11	0
Morbida	100	0	28	0
Piena	497	1	112	0
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
Magra	80	0	7	0
Morbida	183	0	35	0
Piena	676	1	45	0

Tab. 3.55 – Carichi inquinanti gravanti sul sottobacino del tratto terminale del torrente, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio tratto PORTO CERESIO	COD (kg/d)	NH₄-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
Magra	142	0	51	4
Morbida	318	2	142	5
Piena	1364	19	426	7
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
Magra	115	1	15	2
Morbida	220	2	45	2
Piena	1428	17	87	1

Tab. 3.56 – Carichi inquinanti immessi nel Ceresio, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio A LAGO	COD (kg/d)	NH₄-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
Magra	215	0	85	13
Morbida	446	8	167	11
Piena	1793	49	469	12
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
Magra	98	0	45	19
Morbida	249	9	66	6
Piena	1900	4	244	2

Quanto esposto nelle tabelle è riportato graficamente nelle Figg.3.42÷3.45, dove appare evidente la correlazione tra la generazione dei carichi inquinanti e le caratteristiche dei sottobacini descritte precedentemente. Per tutti i parametri analizzati il contributo del ramo montano è trascurabile, eccezion fatta per il COD e per l'azoto totale in condizioni di piena. Il carico derivante dalla Roggia

Molinara è significativo in condizioni di piena solo per COD e azoto ammoniacale e in condizioni di morbida e di piena anche per l'azoto totale e il fosforo totale.

Come era logico aspettarsi, per tutti i parametri i carichi aumentano all'aumentare delle portate in alveo, senza che si verificano né aumenti significativi di concentrazione né diminuzioni legate alla maggior diluizione.

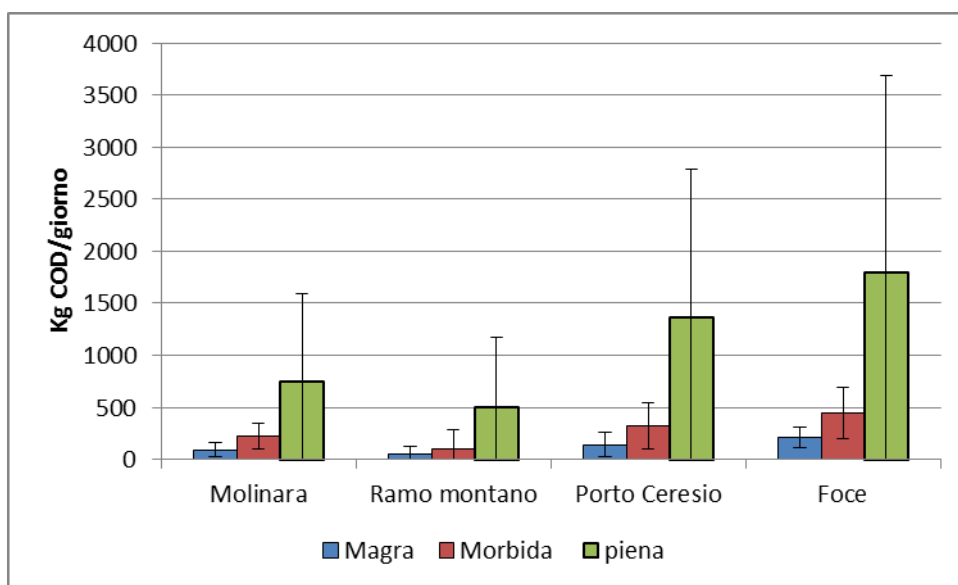


Fig. 3.42 – Carico di COD nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.

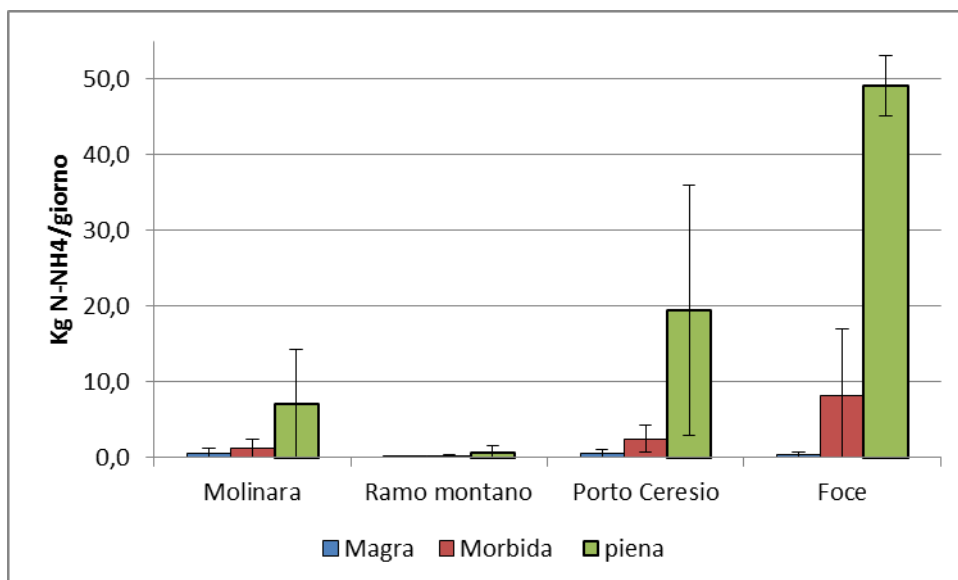


Fig. 3.43 – Carico di azoto ammoniacale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche

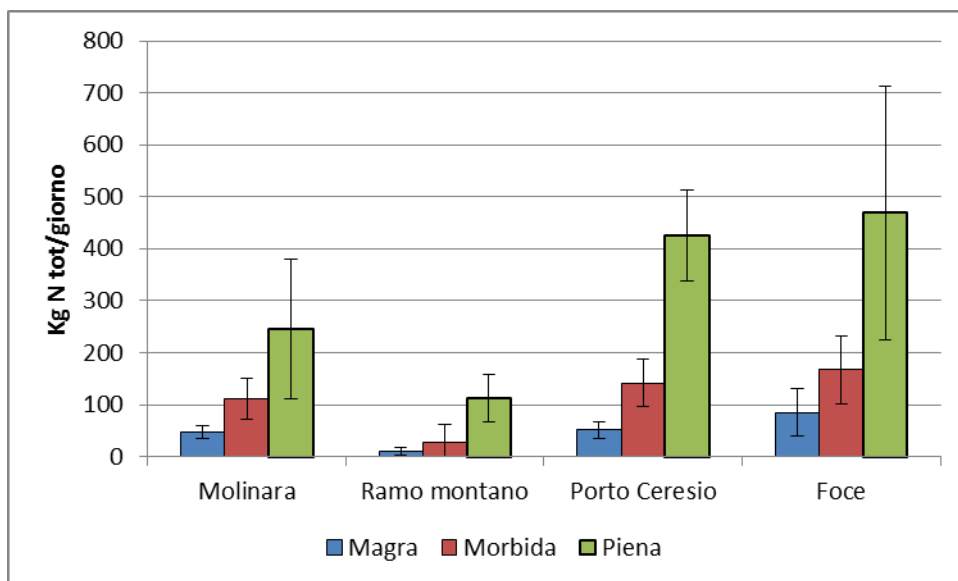


Fig. 3.44 – Carico di azoto totale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.

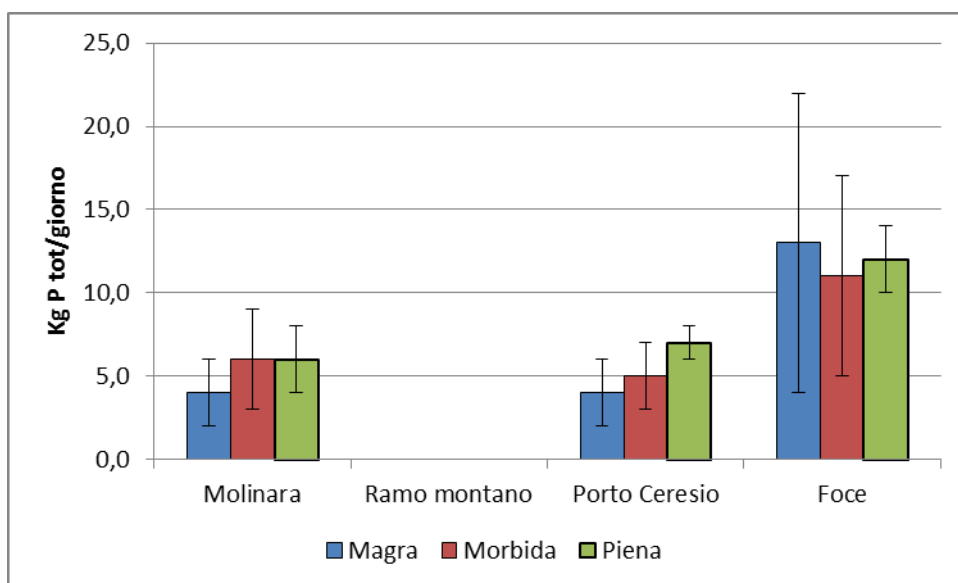


Fig. 3.45 – Carico di fosforo totale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.

Considerando il numero dei giorni in cui si sono verificate, rispettivamente, le condizioni di magra, di morbida e di piena, sono stati poi calcolati i carichi giornalieri medi recapitati nel Ceresio. In Tab.3.57 questi sono confrontati con il valore ottenuto dalla simulazione per lo scenario di tempo asciutto. Si osserva una buona corrispondenza tra i dati derivanti dalla simulazione e quelli relativi al 2013, anno per il quale la simulazione era stata effettuata. Negli anni successivi i carichi sono diminuiti sia per le diverse condizioni idrologiche sia per la diminuzione dei carichi residui in uscita dall'impianto di Arcisate a seguito degli interventi effettuati sull'impianto e conclusi all'inizio del

2015. Pertanto in Tab. 3.57 è stato riportato anche il valore dei carichi stimati per il 2015 in termini di carico annuo complessivo.

Tab. 3.57 – Carichi dei principali macrodescrittori recapitati a lago dal Torrente Bolletta

	COD	NH₄-N	TN	TP
Carico medio giornaliero in tempo asciutto modellizzato (kg/d)	450	15	125	25
Carico medio giornaliero 2013 (Kg/d)	473	9	168	12
Carico medio giornaliero 2014 (Kg/d)	180	5	75	9
Carico medio giornaliero 2015 (Kg/d)	155	2	59	10
Carico annuo 2015 (t/anno)	269	5	100	10

In Fig.4.7 è riportata la ripartizione percentuale dell'incidenza delle diverse condizioni idrauliche sull'entità del carico annuo immesso nel Ceresio.

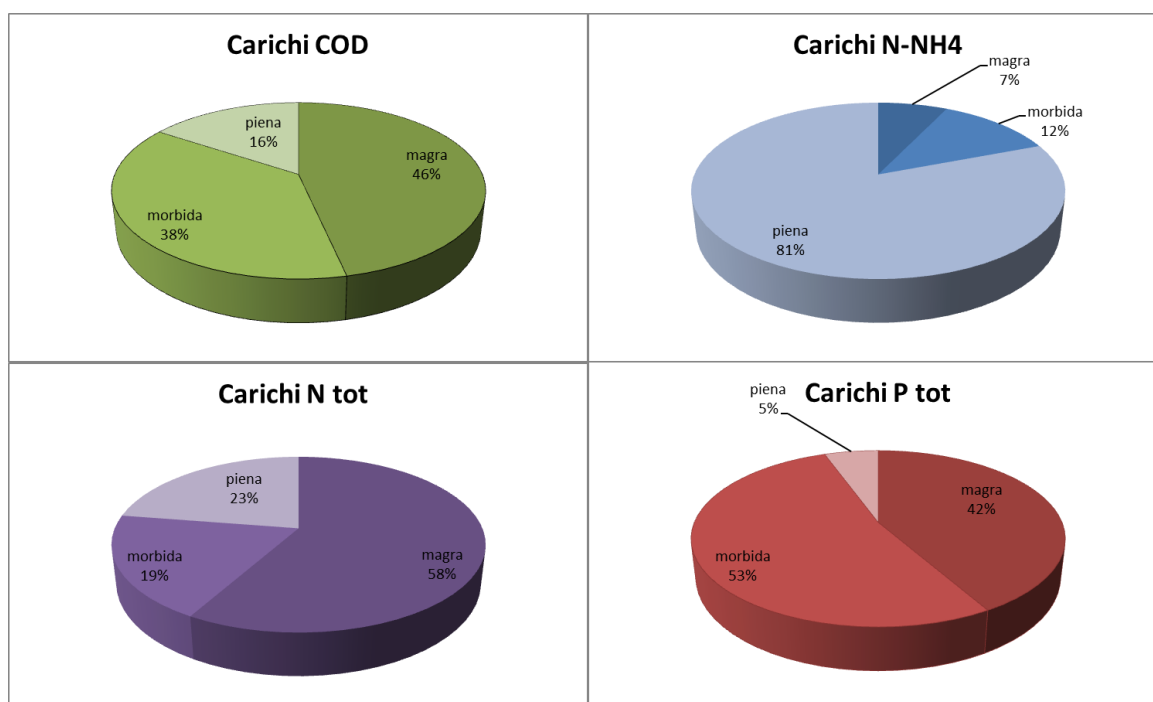


Fig. 3.46 – Incidenza percentuale dei carichi generati nelle diverse condizioni idrauliche sul totale dei carichi immessi annualmente (2015) nel Ceresio

Si osserva che le condizioni di piena appaiono determinanti solo ai fini della generazione del carico di azoto ammoniacale, che peraltro costituisce il 5% del carico di azoto totale ed è pertanto poco rilevante. Tra l'altro, trattandosi di valori molto bassi, una piccola variazione quantitativa risulta importante in termini percentuali. E' interessante osservare che solo nel caso del fosforo totale il contributo in condizioni di morbida prevale rispetto alle altre condizioni idrauliche e questo porterebbe ad ipotizzare un ruolo non trascurabile del carico diffuso, per dilavamento dal suolo, piuttosto che dello scarico degli scaricatori di piena. Anche a proposito del fosforo, tuttavia, i valori sono bassi e le variazioni percentuali possono indurre a sovrastimare l'importanza reale del fenomeno. Comunque, per tutti i parametri il carico di morbida è significativo, a conferma di quanto detto in merito alle fonti dei carichi inquinanti.

Da ultimo, è stata considerata, per il 2015, la ripartizione tra il carico proveniente dai due impianti di depurazione principali presenti nel bacino e il resto del carico addotto a lago (Tab. 4.6). A tal fine i carichi immessi nel Bolletta dagli impianti di depurazione sono stati calcolati in base ai dati indicati dalle relazioni del 2015 sul funzionamento degli impianti della Comunità Montana del Piambello per azoto totale e fosforo totale. Il carico di COD, non indicato nelle relazioni, è stato calcolato sulla base dei rapporti tra i valori di COD, concentrazione di azoto totale e concentrazione di fosforo totale indicati come limiti allo scarico dal Regolamento Regionale 3 della Lombardia del 2006 per impianti della dimensione di quelli in esame. Ciò per avere dati più realistici che tenessero conto anche degli interventi realizzati sull'impianto di Arcisate e conclusi all'inizio del 2015. Le valutazioni sono state quindi fatte per COD, azoto totale e fosforo totale.

Tab. 3.58 – Carico prodotto dagli impianti di depurazione e carico addotto a lago proveniente da altre fonti, nei diversi regimi idraulici.

Regime idraulico	Fonte	COD (kg/giorno)	TN (kg/giorno)	TP (kg/giorno)
MAGRA	Depuratore di Arcisate	125	25	1
	Depuratore di Cuasso	135	27	1
	Totale	215	85	13
MORBIDA	Depuratore di Arcisate	125	25	1
	Depuratore di Cuasso	135	27	1
	Totale	446	167	11
PIENA	Depuratore di Arcisate	125	25	1
	Depuratore di Cuasso	135	27	1
	Totale	1793	469	12

Non disponendo di dati specifici, si è assunto costante il carico residuo in uscita dagli impianti di depurazione, benchè normalmente, in tempo di pioggia, il rendimento depurativo degli impianti diminuisca, in relazione alla portata di acque di pioggia veicolata dalle reti fognarie miste, e quindi il carico in uscita aumenti.

Va a questo proposito sottolineato come la percentuale di rete mista sul totale sia diversificata all'interno degli agglomerati di Arcisate e di Cuasso al Monte (dal minimo dello 0% a Porto Ceresio al massimo del 100% a Bisuschio, secondo il Piano d'Ambito di Varese), ma il suo valore sia generalmente piuttosto elevato, come si osserva in Tab.4.7.

Tab. 3.59 – Percentuale di rete fognaria mista nei comuni appartenenti agli agglomerati gravanti sul Bolletta (dati Piano d'Ambito della Provincia di Varese, 2014)

Comune	Abitanti	Percentuale rete mista	Abitanti serviti da rete mista
Arcisate	9967	89	8871
Induno Olona	979	99	969
Bisuschio	311	100	311
Besano	2582	76	1962
Cuasso al Monte	3639	89	3239
Porto Ceresio	3004	0	0
Viggiù	872	55	480

Si osserva che in condizioni di magra la somma degli apporti di COD dagli impianti di depurazione risulta addirittura lievemente superiore al carico totale, ma va ricordato che il COD derivante dagli impianti è stato stimato in modo del tutto teorico e, quindi, è da ritenersi indicativo. Inoltre, il COD non è un parametro del tutto conservativo e si può ritenere che parte del carico immesso dall'impianto di Arcisate sia stato rimosso per autodepurazione lungo l'asta del torrente. In ogni caso, in tali condizioni, il carico derivante da altre fonti è trascurabile per il COD mentre rappresenta il 38% e l'84% rispettivamente per l'azoto totale e per il fosforo totale. Nelle condizioni di morbida e di piena i contributi delle altre fonti per il fosforo si mantengono su livelli molto simili, mentre aumentano decisamente e progressivamente per il COD e per l'azoto.

Infine, è stata analizzata la provenienza dei carichi derivanti da fonti diverse dagli impianti di depurazione in tempo di pioggia, rappresentando in Fig. 4.8 la loro ripartizione percentuale tra i diversi bacini. Per quanto riguarda il bacino Molinara, ai carichi totali sono stati sottratti i carichi derivanti dall'impianto di Arcisate, mentre per quello terminale, definito Foce, il carico è stato determinato sottraendo al carico determinato analiticamente quello dovuto alla stazione di Porto Ceresio e quello dovuto all'impianto di Cuasso al Monte. Non disponendo del dato specifico, si è assunto che i carichi di azoto in uscita dagli impianti fossero costituiti interamente da azoto nitrico. Pertanto, tali valori sono stati sottratti esclusivamente ai carichi totali di azoto totale.

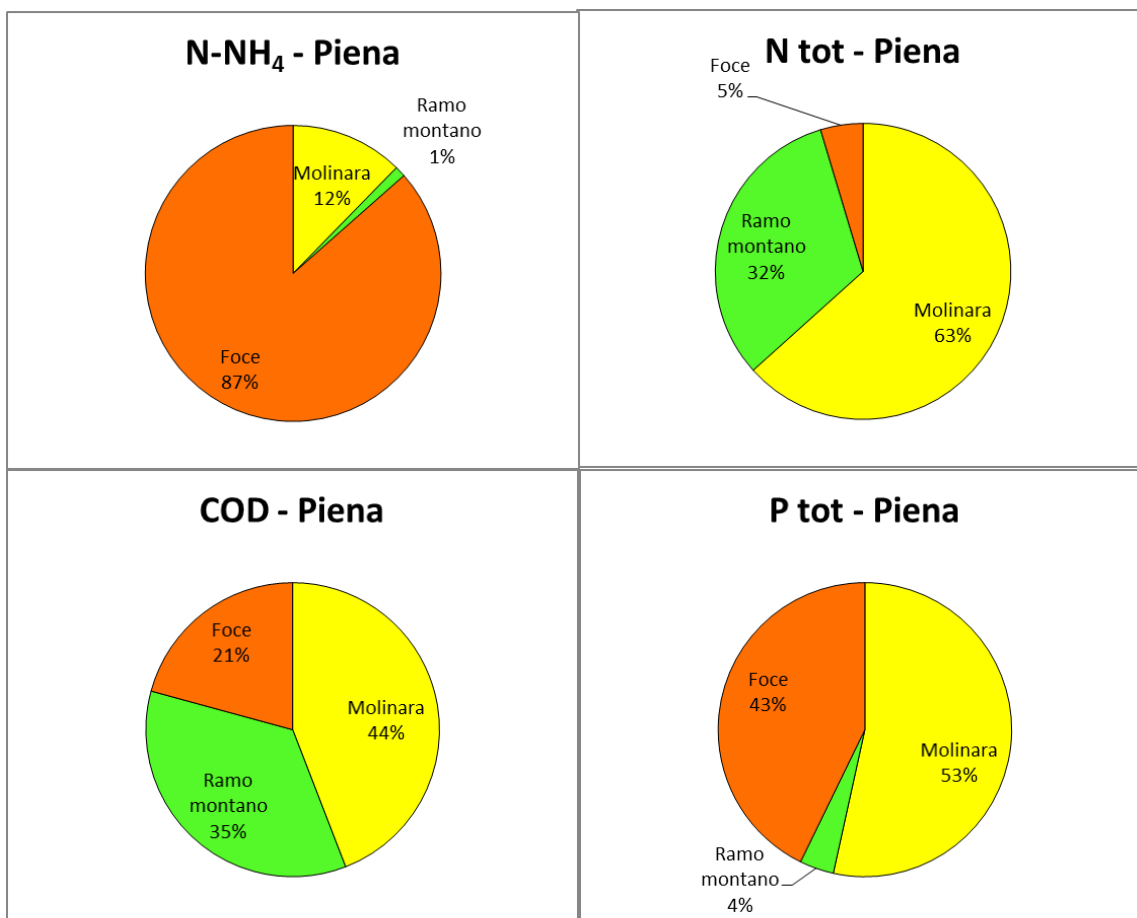


Fig. 3.47 – Ripartizione percentuale tra sottobacini dei carichi non dovuti agli impianti di depurazione in condizioni di piena.

In condizioni di piena, per COD, azoto totale e fosforo totale si osserva che il carico proveniente dalla Roggia Molinara (il cui sottobacino è il più esteso dei tre e comprende zone estesamente urbanizzate e suoli coltivati) è superiore a quello derivante dagli altri bacini. L'andamento diversificato dei carichi di azoto ammoniacale e totale riflette le caratteristiche del territorio: in condizioni di piena aumenta fortemente il contributo del bacino di Foce al carico di azoto ammoniacale (e anche a quello di COD, cui non contribuisce per nulla in condizioni di magra e di morbida), probabilmente per effetto dello sversamento di reflui non trattati dagli scaricatori di piena. Va infatti ricordato che parte della popolazione insediata nel sottobacino della Roggia Molinara recapita i suoi reflui all'impianto di Cuasso al Monte e che in caso di pioggia il sovraccarico idraulico dovuto non solo al bacino di fondovalle ma anche a parte di quello dei bacini posti più a monte viene scaricato nel bacino di fondovalle (Foce). Per contro, tale effetto non si rileva in termini di azoto totale, cui contribuisce in forte misura l'azoto nitrico che è più probabilmente dilavato dal terreno, a maggior ragione durante le piogge, e deriva quindi probabilmente in misura prevalente dai coltivi della Roggia Molinara. Fa eccezione l'azoto ammoniacale, al cui carico in condizioni di

piena contribuisce in misura preponderante il bacino denominato Foce. D'altra parte, valgono anche in questo caso le considerazioni fatte in precedenza in merito alla scarsa entità, in termini assoluti, del carico di azoto ammoniacale: complessivamente il carico di azoto totale è costituito per lo più da azoto in forma nitrica, che è addotto al corso d'acqua in misura molto maggiore (circa un ordine di grandezza) rispetto all'azoto ammoniacale.

3.11 Elaborazione di scenari di riduzione dell'inquinamento

Le tipologie di scenario di intervento che è possibile modellizzare sulla base dello stato attuale medio sono di diverso tipo. E' possibile dividerle in tre categorie funzionali:

A – Misure strutturali obbligatorie e/o programmate. Sono l'insieme delle misure necessarie per l'adeguamento a quanto previsto dalla normativa comunitaria, nazionale o regionale, i progetti già programmati e/o finanziati. La categoria è ulteriormente suddivisibile:

A0 – Misure di base obbligatorie per l'adeguamento alla normativa;

A1 – Interventi programmati e/o finanziati.

E' di primaria importanza valutare lo "stato di fatto futuro" e l'adeguamento alla normativa sia perché, in molte situazioni, è stato riscontrato che tali interventi sono sufficienti a determinare incrementi significativi dello stato di qualità dei corpi idrici, sia per allocare correttamente ulteriori risorse.

B – Misure supplementari non programmate. Sono interventi (singoli o multipli) ipotizzabili per l'asta fluviale oggetto di studio. Il modello QUAL2K può fornire i dati riguardanti l'efficacia del loro inserimento nel bacino, limitatamente alla loro capacità di influire sul miglioramento della qualità delle acque e sul raggiungimento di obiettivi di qualità, per concorrere all'eventuale analisi costi/benefici del singolo intervento o del suo inserimento in un insieme più complesso di misure.

C – Raggiungimento degli obiettivi di qualità a fronte del mancato raggiungimento con le misure A (ed eventualmente B). Sono scenari che adottano l'approccio inverso, partendo dalla rappresentazione di una situazione di stato di qualità "buono", ottenuta per un singolo parametro o per diversi parametri aggregati, onde definire a posteriori, ad esempio, il grado di efficienza (anche oltre le necessità normative) che deve essere raggiunto da un dato impianto di depurazione. Sono valutate vie alternative per il raggiungimento dell'obiettivo, e le possibili soluzioni concorrono a fornire dati di supporto al processo decisionale.

Criticità riguardanti la formulazione degli scenari

La difficoltà maggiore riscontrata nella formulazione degli scenari è relativa all'incertezza nella quantificazione degli input e, di conseguenza, del beneficio atteso con l'applicazione dei vari interventi. Il modello QUAL2K deve essere inteso come uno strumento a disposizione del decisore per poter valutare con maggior consapevolezza le possibili scelte alternative o, comunque, le conseguenze delle disposizioni che si intendono promuovere. Il modello, tuttavia, ha bisogno di essere completato con dati che devono essere affidabili nella misura in cui si voglia che la rappresentazione finale sia realistica.

In particolar modo, misure che coinvolgano interventi diffusi riguardanti l'assetto territoriale (o, addirittura, modifiche comportamentali e gestionali da parte della popolazione o degli Enti locali) possono essere di difficile valutazione e quantificazione. Il lavoro di studio propedeutico alla simulazione dello scenario specifico, in questi casi, rappresenta la quasi totalità dello sforzo progettuale, di cui la modellazione può essere solo un'utile appendice.

Rappresentazione degli interventi nell'ambito del modello QUAL2K

Gli interventi di riqualificazione degli ambienti fluviali possono essere divisi in tre ambiti principali, pur nella consapevolezza che le categorie di riferimento hanno funzione di catalogazione, e che ciascuna misura può comportare effetti in più ambiti ed effetti sinergici multipli se applicata parallelamente ad altre. Gli ambiti identificati sono (1) il miglioramento della qualità delle acque, (2) il riassetto dei regimi idraulici e (3) la riqualificazione della morfologia fluviale e degli habitat disponibili. L'insieme dei tre ambiti di intervento ha come conseguenza la tutela della biodiversità e, più in generale, della funzionalità e dell'integrità delle comunità biologiche acquatiche, sia animali che vegetali.

Le possibili misure che, in prima battuta, sono state individuate nell'ambito del bacino del Torrente Bolletta sono schematicamente riassunte in Tab. 3.60. E' opportuno notare che nell'elenco mancano sia interventi volti al contenimento dell'apporto diffuso di inquinanti (se si eccettuano interventi di riqualificazione degli ambienti ripari e delle fasce vegetate previsti nell'ambito "morfologia e habitat"), sia interventi volti alla mitigazione dell'impatto delle derivazioni d'acqua (applicazione del deflusso minimo vitale, ecc...). Tali settori di intervento non sono stati considerati in virtù, nel primo caso, del fatto che gli apporti diffusi sono risultati trascurabili e, nel secondo caso, per l'assenza della tipologia d'impatto nel bacino. Le restanti misure possono essere inserite in scenari modellizzabili, con diverso grado di capacità di rappresentatività da parte del modello QUAL2K, per mostrarne l'efficacia nell'ambito della riduzione dell'inquinamento e del miglioramento della qualità delle acque.

Tab. 3.60 – Ambiti di azione e possibili interventi considerati per il bacino del Torrente Bolletta.

AMBITI	MODALITA' DI AZIONE	ELENCO POSSIBILI INTERVENTI
Qualità delle acque	Eliminazione di terminali di fognatura non collettati e/o di quote di acqua reflua bypassate dai depuratori	Collettamento dei terminali di fognatura, miglioramento delle stazioni di sollevamento
		Aumento dell'efficacia dei trattamenti depurativi
	Diminuzione degli inquinanti rilasciati dagli scarichi esistenti	Aumento dell'utilizzo di tecniche di abbattimento dei nutrienti da fonti puntuali (lagunaggio, fitodepurazione, fertirrigazione, ecc...)
		Promozione del riuso di acque reflue depurate
	Intervento sugli sfioratori di piena	Realizzazione di sistemi per il trattamento delle acque di sfioro delle reti fognarie miste e per il trattamento delle acque di prima pioggia
		Realizzazione di reti fognarie separate per i nuovi insediamenti urbani
Regime idraulico	Aumento delle portate naturali di base	Interventi di ricarica artificiale del corpo idrico
		Adozione di indirizzi per l'uso del suolo che tendano alla riduzione-limitazione dell'impermeabilizzazione
		Interventi per il riassetto territoriale, con tutela delle superfici di ricarica e recupero delle acque bianche convogliate in fognatura
	Contenimento delle piene	Realizzazione di aree di esondazione controllata
		Interventi sul reticolo idrografico minore per il rallentamento del tempo di corrivazione
		Riconversione dei terreni agricoli marginali verso assetti naturali per favorire la mobilità del corso d'acqua
Morfologia fluviale e habitat	Interventi di riqualificazione delle aree di pertinenza fluviale e delle fasce vegetate	Conservare, ampliare e gestire le aree di pertinenza fluviale in modo compatibile con i processi idromorfologici naturali
		Realizzazione di fasce tampone/ecosistemi filtro lungo il corso d'acqua
		Adeguare, dismettere le opere di difesa delle alluvioni interferenti e non strategiche per la sicurezza per migliorare i processi idromorfologici
		Salvaguardare le forme dell'alveo e della piana inondabile, coinvolte dai processi idromorfologici fluviali attivi
	Interventi di riqualificazione dell'alveo e dei suoi habitat	Restaurazione della configurazione dell'alveo di magra per garantire una migliore funzionalità
		Miglioramento degli habitat di ripa e di alveo per incrementare l'autodepurazione

Gli interventi presentati in Tab. 3.60 devono essere inseriti nel modello con una formulazione numerica (interfaccia intervento-modello). Il numero di opzioni è di per sé limitato. La valutazione della reale efficacia dell'intervento e la quantificazione numerica dei suoi effetti rappresentano la parte di lavoro più consistente e più soggetta ad incertezza.

Le possibili opzioni di interazione con il modello identificate sono:

- Modifica della geometria della sezione (ampiezza, pendenza, sponde, ecc...) in un tratto fluviale;
- Modifica dell'equazione di Manning in un tratto fluviale;
- Modifica della componente vegetale e del sedimento in un tratto fluviale;
- Aggiunta o eliminazione di una traversa, sbarramento o cascata;
- Aggiunta o eliminazione di una diversione d'acqua;
- Aggiunta o eliminazione di uno scarico puntuale;
- Modifica delle caratteristiche di uno scarico puntuale (portata e/o parametri chimico-fisici);
- Aggiunta o eliminazione di uno scarico diffuso;
- Modifica delle caratteristiche di uno scarico diffuso (portata e/o parametri chimico-fisici);
- Aggiunta, modifica della portata o eliminazione di una perdita d'acqua diffusa.

Occorre ribadire ancora una volta che la modellizzazione con QUAL2K non può e non deve essere considerata esaustiva nella rappresentazione degli effetti delle misure. Il modello può mostrare, con un grado di adeguatezza che è funzione della validità dei dati disponibili, i possibili effetti degli scenari di intervento sulla qualità delle acque. Nell'ambito del bacino del Torrente Bolletta, il miglioramento della qualità delle acque è un obiettivo primario per il raggiungimento dello stato di qualità ecologica "buono" e per la tutela della qualità del Ceresio. La buona qualità delle acque, tuttavia, se può essere considerata condizione necessaria alla riqualificazione dell'ambiente fluviale nel suo complesso, non è condizione sufficiente, e deve essere un obiettivo perseguito parallelamente ad altri, più strettamente idraulici e morfologici. Gli interventi rientranti in queste ultime categorie possono essere inseriti nel modello QUAL2K per valutarne l'eventuale efficacia sinergica anche in funzione del miglioramento della qualità delle acque, ma occorre tenere sempre distinto (e in evidenza) il ruolo di un intervento nella riqualificazione complessiva dell'ambiente fluviale rispetto al ruolo specifico in un unico ambito di valutazione.

3.12 Conclusioni

I diversi rami del Torrente Bolletta presentano caratteristiche geografiche e idromorfologiche molto diverse tra loro, e tali difformità sono ulteriormente esasperate dalla presenza di diversi gradi di pressione antropica nelle diverse parti del bacino.

In particolare, l'asta di fondovalle, che nasce con il nome di roggia Molinara, attraversa un territorio fin da subito notevolmente antropizzato, e presenta una criticità già nel primo tratto, dove il depuratore di Arcisate scarica carichi inquinanti piuttosto consistenti, che alterano la qualità delle acque fino a portarla, per un tratto, a livello "cattivo" (il peggiore). Il torrente di fondovalle, tuttavia, è in grado di assorbire tali carichi inquinanti, sia per le proprie residue capacità autodepurative, sia per gli apporti di due rami laterali (il torrente Briolo e il tratto montano del Torrente Bolletta) in grado di esercitare un notevole potere diluente. Lo stato ecologico del tratto intermedio del ramo di fondovalle recupera in qualità, ottenendo un giudizio complessivo pari a "buono", analogamente agli affluenti Briolo e Bolletta montano. Successivamente, il giudizio di qualità scende a livello "scarso" per i carichi inquinanti rilasciati dal depuratore di Cuasso al Monte, in un tratto fluviale già povero di habitat a causa delle notevoli rettificazioni a cui è stato sottoposto. Il valore medio degli indici di qualità biologica rilevati per i diversi rami del torrente confermano la stessa tendenza.

L'utilizzo del modello QUAL2K come strumento a supporto delle decisioni nell'ambito degli interventi per il miglioramento della qualità delle acque nel bacino del Bolletta è risultato vantaggioso, sia in termini di comprensione della situazione attuale, sia nella prospettiva potenziale di valutare l'inserimento futuro di interventi per la riqualificazione.

Lo scenario attuale, valutato in condizioni di tempo asciutto, è risultato informativo per quel che riguarda le pressioni agenti in tali condizioni. In particolare, è risultata evidente l'influenza sulla qualità delle acque dei due impianti di depurazione presenti nel bacino, ed è stata evidenziata la criticità riguardante la vicinanza dell'impianto di Cuasso alla foce del torrente. Essa è tale da non consentire alcuna autodepurazione anche per quei parametri, quali l'azoto ammoniacale, che potrebbero beneficiare di processi ossidativi in un percorso fluviale più lungo e in condizioni di morfologia migliori.

I valori dei descrittori del cosiddetto "inquinamento tradizionale" (carico trofico), dunque, rappresentano tuttora una criticità riguardante la qualità delle acque del Bolletta.

Tuttavia, allo stato attuale, il funzionamento dei due impianti sembra adeguato. La relazione del 2015 riporta per l'impianto di Arcisate una concentrazione media di azoto totale allo scarico di 9,79, con un massimo di 12,5, comunque inferiore al limite vigente di 15 mg/L, e una concentrazione di fosforo di 0,39, con un massimo di 0,5. Per l'impianto di Cuasso al Monte la concentrazione media di azoto totale in uscita nel 2015 è stata di 7.57 mg/L, con 2 soli valori superiori a 10 mg/L (rispettivamente 12,3 e 14,4) e quella di fosforo totale di 0,35 mg/L, con un

massimo di 0,48. Nel 2013, a valle dell'impianto di Arcisate, la carica di *E. coli* era sempre superiore al limite allo scarico, ma negli anni successivi la disinfezione è stata evidentemente resa più efficiente in quanto non si sono più rilevati picchi di contaminazione da batteri fecali.

In Tab.3.61 i carichi stimati nel presente lavoro sono confrontati con quelli disponibili in letteratura per il Torrente Bolletta.

Tab. 3.61- Carichi annui dei principali macrodescrittori recapitati a lago dal Torrente Bolletta in diverse fonti di letteratura.

Carico (t/anno)	Stima	2012	2013	2014	2015	Media 2013-2015
	modellistica (Ferrario, 2009)					
BOD₅	n/a	95	n.d.		n.d.	
COD		n.d.	173	66	269	98
N totale	141,6	94	61	27	100	37
P totale	6,52	8,0	4	3	10	4

Salta innanzi tutto all'occhio la forte variabilità delle stime anche all'interno del triennio del presente lavoro, che d'altra parte dipende in larga misura dalla variabilità climatica e, quindi idrologica. Come si è evidenziato il carico generato nei giorni di pioggia è superiore a quello relativo al tempo asciutto ma la sua incidenza annua dipende evidentemente dal numero di giorni piovosi per anno. In tal senso è stata inserita, nella tabella, una colonna che riporta la media dei valori calcolati nel triennio. Questi appaiono per tutti i parametri inferiori a quelli stimati dal CIP AIS nel 2012 e a quelli stimati nel 2009 in una tesi di laurea redatta all'Università dell'Insubria (Ferrario, 2009).

Se questo dato è confortante, resta problematico individuare interventi che possano ulteriormente ridurre il carico trofico immesso nel Bolletta e, quindi, nel Ceresio.

Certamente la strategia delineata nel Piano d'Ambito, che prevede interventi sostanziali nella separazione delle reti fognarie miste, è da ritenersi positiva, anche se, come si è visto, nel caso specifico avrà effetti limitati su scala annua. Per converso, la prevista dismissione dell'impianto di Arcisate, con il collettamento dei reflui generati dal relativo agglomerato all'impianto di Cuasso al Monte consentirebbe certamente un miglioramento delle condizioni del Bolletta che, come si è visto, scadono nettamente a valle dell'immissione dell'effluente di Arcisate. Tuttavia, l'immissione dell'intero carico generato dal bacino del Bolletta in prossimità della foce non ne consentirebbe l'autodepurazione e comporterebbe quindi un aumento del carico immesso nel Ceresio, soprattutto per quanto riguarda il COD, mentre sarebbe praticamente trascurabile per l'azoto totale (o meglio per l'azoto nitrico, largamente prevalente negli effluenti depurati) e per il fosforo. L'efficacia di tale intervento va quindi valutata nel quadro generale dei carichi gravanti sul Ceresio.

4 TORRENTE BOESIO

4.1 Qualità delle Acque

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle quattro stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabb. 4.1 ÷ 4.3) è stato possibile definire lo stato di qualità LIMeco (elementi chimico-fisici a sostegno della determinazione dello stato ecologico complessivo), secondo la classificazione del D.M. 260/2010. I risultati sono riportati nelle Tabb.4.4 ÷ 4.6.

Tab. 4.1 - Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Boesio nel 2013

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E. coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	UFC/100ml
1	11,7 ± 4,0	9,51 ± 1,49	90,2 ± 5,9	399 ± 49	8,1 ± 0,4	8 ± 6	0,280 ± 0,310	2,255 ± 0,521	0,299 ± 0,43	813 ± 176
2	12,1 ± 4,1	9,56 ± 1,32	91,5 ± 3,5	710 ± 258	8,0 ± 0,2	12 ± 3	0,072 ± 0,052	3,727 ± 2,969	0,656 ± 1,017	881 ± 455
3	11,4 ± 4,7	10,75 ± 1,37	101,7 ± 2,8	362 ± 12	8,4 ± 0,1	7 ± 5	0,003 ± 0,005	1,762 ± 0,854	0,171 ± 0,25	125 ± 139
4	12,2 ± 4,6	10,83 ± 1,64	103,5 ± 5,2	712 ± 290	8,5 ± 0,1	15 ± 2	0,084 ± 0,081	3,639 ± 2,411	0,206 ± 0,255	4311 ± 5486
5	13,5 ± 4,4	10,70 ± 2,01	104,7 ± 9,6	693 ± 222	8,2 ± 0,3	16 ± 3	0,267 ± 0,156	3,111 ± 1,865	0,193 ± 0,203	9100 ± 10967

Tab. 4.2 - Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Boesio nel 2014

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E. coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	UFC/100ml
1	11,9 ± 2,3	10,03 ± 1,56	98,5 ± 12,3	352 ± 25	8,0 ± 0,3	9 ± 5	0,050 ± 0,049	1,835 ± 0,434	0,111 ± 0,199	19 ± 18
2	11,9 ± 2,4	10,16 ± 1,28	97,7 ± 11,8	552 ± 89	8,0 ± 0,4	8 ± 3	0,108 ± 0,044	3,733 ± 1,015	0,377 ± 0,415	1164 ± 1018
3	11,2	11,34	107,0	346	8,97	<1	<0,010	0,300	<0,001	1663
4	13,0 ± 2,9	11,20 ± 1,15	108,3 ± 11,4	510 ± 82	8,2 ± 0,5	13 ± 1	0,035 ± 0,013	3,526 ± 0,838	0,161 ± 0,102	1786 ± 3243
5	13,3 ± 2,7	11,12 ± 1,81	112,4 ± 16,6	594 ± 68	8,2 ± 0,5	11 ± 7	0,180 ± 0,126	3,465 ± 0,597	0,177 ± 0,085	963 ± 824

Tab. 4.3- Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il Torrente Boesio nel 2015

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E. coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
1	13,5 ± 3,3	10,33 ± 2,05	102,4 ± 17,8	370 ± 86	7,8 ± 0,4	11 ± 7	0,298 ± 0,602	1,934 ± 0,332	0,041 ± 0,055	430 ± 526
2	13,9 ± 3,3	9,43 ± 2,66	93,1 ± 25,8	625 ± 197	7,8 ± 0,3	11 ± 3	0,101 ± 0,055	3,474 ± 3,054	0,112 ± 0,081	11816 ± 21607
4	14,5 ± 3,7	12,12 ± 3,11	121,1 ± 31,4	585 ± 116	8,4 ± 0,4	13 ± 12	0,162 ± 0,243	4,014 ± 2,585	0,121 ± 0,086	1797 ± 2316
5	15,6 ± 2,9	11,49 ± 2,32	117,4 ± 24,5	639 ± 122	8,2 ± 0,5	18 ± 18	0,157 ± 0,120	3,943 ± 1,648	0,113 ± 0,061	8935 ± 16095

Tab. 4.4- Giudizio complessivo di qualità in base all'indice LIMeco per il 2013

sito	Località	mag 13	ott 13	dic 13	media	classe
1	Casalzuigno	0,688	0,375	0,438	0,500	2
2	Brenta	0,688	0,188	0,563	0,479	3
3	Cittiglio (affluente)	0,813	0,531	0,875	0,740	1
4	Cittiglio	0,563	0,500	0,438	0,500	2
5	Laveno foce	0,469	0,250	0,313	0,344	3

Tab. 4.5- Giudizio complessivo di qualità in base all'indice LIMeco per il 2014

Sito	Località	Apr 14	Ago 14	Ott 14	Dic 14	Media	Classe
1	Casalzuigno	0,813	0,813	0,375	0,625	0,656	2
2	Brenta	0,375	0,469	0,313	0,438	0,398	3
3	Cittiglio (affluente)	1,000				1,000	1
4	Cittiglio	0,281	0,656	0,313	0,531	0,445	3
5	Laveno foce	0,375	0,375	0,313	0,281	0,336	3

Tab. 4.6 - Giudizio complessivo di qualità in base all'indice LIMeco per il 2015.

Sito	Località	Mar 15	Giu 15	Set 15	Dic 15	Media	Classe
1	Casalzuigno	0,500	0,250	0,813	0,813	0,594	2
2	Brenta	0,156	0,344	0,469	0,219	0,297	4
4	Cittiglio	0,094	0,344	0,656	0,469	0,391	3
5	Laveno foce	0,156	0,344	0,219	0,656	0,344	3

Il giudizio LIMeco complessivo per il triennio, ottenuto analizzando la media dei punteggi ottenuti nelle diverse campagne, è riportato in Tab. 4.6. Il sito con il punteggio migliore è risultato essere BOE3, che si colloca in classe 1 (stato “elevato”) ma, come già osservato nel lavoro svolto nei primi anni, rappresenta un ambiente non confrontabile con il resto del reticolo idrografico indagato. Si tratta infatti di un piccolo affluente di qualità elevata per tutti i parametri e gli indici. Per quanto riguarda l’asta principale del Torrente Boesio l’andamento dei parametri chimico-fisici e microbiologici mostra una qualità generalmente buona nel sito 1 e un calo della qualità dell’acqua nelle stazioni 2, 4 e 5, con scadimenti dell’indice LIMeco fino alla classe 4, principalmente dovuti all’innalzamento della concentrazione di nitrati.

Tab. 4.6 – Giudizio complessivo di qualità per la media dei valori del triennio 2013-2015, indice LIMeco.

SITO	Località	<i>n</i>	LIMeco	Giudizio
1	Casalzuigno	11	0,583	2
2	Brenta	11	0,391	3
4	Cittiglio	11	0,445	3
5	Laveno foce	11	0,339	3
3	Cittiglio (affluente)	4	0,804	1

4.2 Macroinvertebrati

Sono state campionate le comunità macroinvertebrate secondo la metodologia *multihabitat proporzionale* nei siti individuati nel paragrafo 2.1. I campioni raccolti in ciascun microhabitat sono stati tenuti separati, e per ciascuno di essi, come già detto, sono state definite alcune variabili fisiche misurate al momento del campionamento. Le variabili misurate sono state la velocità della corrente, la profondità dell’acqua, il substrato dominante e la matrice di substrato oltre all’eventuale presenza di substrati biotici come macrofite briofite e parti acquatiche di piante terrestri. I taxa rinvenuti e riconosciuti a livello di famiglia sono riportati in Tab. 4.7.

Le famiglie dell’ordine dei Plecotteri, in particolare la famiglia Taeniopterygidae e Leuctridae, sono particolarmente abbondanti nel sito 3, posto sul torrente San Giulio che presenta caratteristiche chimiche ed idromorfologiche sostanzialmente differenti da quelle del ramo di fondovalle. Le densità di Leuctridae ed Heptageniidae (una famiglia di efemerotteri particolarmente sensibile all’inquinamento) sono alte nel sito 1 che presenta basse concentrazioni di COD e di fosforo totale

e bassa conducibilità elettrica mentre tendono a diminuire via via che ci si sposta verso la foce. Plecotteri ed efemerotteri in generale sono molto scarsi nel sito 5, probabilmente a causa della scarsa qualità delle acque e della banalizzazione idromorfologica dell'alveo. Nel sito 2 e nel sito 3 abbondano i taxa dell'ordine dei coleotteri, in particolar modo la famiglia degli Elmidae. Le famiglie dell'ordine dei ditteri sono diffuse in modo omogeneo su tutti i siti campionati, mentre le famiglie della classe dei Clitellati sono diffuse laddove vi è maggior presenza di substrati fini come nel sito 1. Le famiglie appartenenti all'ordine degli odonati sono abbondanti soltanto nel sito 1 dove vi è una elevata presenza di macrofite acquatiche e di altri substrati biotici in grado di fornire riparo ad organismi predatori.

Tab. 4.7 - Taxa rinvenuti nei siti di campionamento 1, 2, 3 e 5, con relative abbondanze medie (\pm deviazione standard), minimo e massimo.

Ordine o Classe	Famiglia	Sito 1			Sito 2			Sito 3			Sito 5		
		media	min	max	Media	min	max	Media	min	max	media	min	max
Plecotteri	Taeniopterygidae	0	0	0	0	0	0	308 \pm 533	0	923	0	0	0
	Chloroperlidae	0	0	1	0	0	0	3 \pm 5	0	8	0	0	0
	Leuctridae	175 \pm 142	23	411	79 \pm 70	25	235	296 \pm 413	20	771	34 \pm 51	1	128
	Nemouridae	4 \pm 5	0	13	0	0	0	1 \pm 2	0	3	2 \pm 4	0	12
	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Efemerotteri	Ephemeridae	13 \pm 12	0	33	1 \pm 1	0	4	3 \pm 2	0	4	0	0	0
	Leptophlebiidae	3 \pm 5	0	12	0	0	0	2 \pm 4	0	7	0	0	0
	Heptagenidae	77 \pm 71	3	232	12 \pm 23	0	77	18 \pm 10	9	28	0	0	0
	Baetidae	160 \pm 184	11	523	371 \pm 373	84	1193	258 \pm 117	123	327	419 \pm 683	29	1781
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35 \pm 46	0	107
	Ephemerellidae	53 \pm 75	0	198	20 \pm 21	0	54	96 \pm 167	0	289	5 \pm 8	0	24
Tricotteri	Baeraeidae	2 \pm 3	0	6	0	0	3	20 \pm 29	0	53	0	0	0
	Ecnomidae	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Hydropsychidae	15 \pm 10	3	31	607 \pm 746	22	1878	75 \pm 75	25	161	125 \pm 190	2	486
	Hydroptilidae	2 \pm 3	0	7	4 \pm 6	0	18	0	0	1	18 \pm 21	0	48
	Brachycentridae	1 \pm 2	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Glossomatidae	3 \pm 4	0	10	0	0	0	7 \pm 12	0	20	0	0	0
	Goeridae	7 \pm 10	0	23	35 \pm 58	0	158	2 \pm 2	0	4	2 \pm 4	0	12
	Leptoceridae	1 \pm 1	0	2	12 \pm 17	0	46	1 \pm 2	0	3	6 \pm 9	0	19
	Limnephilidae	30 \pm 36	1	98	9 \pm 23	0	75	2 \pm 3	0	6	0	0	0
	Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	3 \pm 5	0	8	0	0	0
	Polycentropodidae	2 \pm 4	0	10	0	0	2	6 \pm 9	0	16	0	0	0
	Philopotamidae	0	0	2	0	0	0	2 \pm 3	0	5	0	0	1
	Psychomyiidae	1 \pm 2	0	5	1 \pm 2	0	5	4 \pm 5	0	9	3 \pm 4	0	12
Rhyacophilidae	6 \pm 11	0	34	24 \pm 18	1	55	19 \pm 23	0	44	20 \pm 26	0	84	
	Sericomastidae	28 \pm 38	0	98	14 \pm 19	0	45	1 \pm 1	0	2	0	0	2
Coleotteri	Dytiscidae	7 \pm 8	0	24	2 \pm 3	0	8	1 \pm 1	0	2	0	0	0
	Elmidae	61 \pm 48	8	149	255 \pm 236	11	619	488 \pm 452	34	938	25 \pm 30	0	98
	Gyrinidae	1 \pm 1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Helodidae	0	0	0	0	0	3	1 ± 1	0	2	0	0	0
	Hydraenidae	1 ± 1	0	3	3 ± 5	0	12	5 ± 4	0	8	1 ± 3	0	10
Ditteri	Blephacerae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Dixidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Arthericidae	42 ± 49	1	138	28 ± 29,	1	77	31 ± 20	8	44	3 ± 3	0	6
	Chironomidae	1344 ± 740	404	2640	689 ± 593	109	1802	371 ± 218	166	600	1734 ± 1415	59	4796
	Limoniidae	4 ± 4	1	13	7 ± 8	0	28	9 ± 9	0	18	8 ± 7	2	25
	Muscidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Ceratopogonidae	1 ± 3	0	8	3 ± 5	0	15	2 ± 3	0	5	10 ± 15	0	42
	Empididae	1 ± 1	0	4	15 ± 17	0	45	0	0	0	2 ± 4	0	13
	Psychodidae	4 ± 4	0	11	6 ± 11	0	36	1 ± 1	0	2	3 ± 6	0	18
	Simuliidae	50 ± 42	5	123	276 ± 171	84	588	849 ± 1074	110	2081	138 ± 224	7	713
	Stratiomyidae	0	0	2	0	0	0	5 ± 4	0	7	0	0	1
	Tipulidae	2 ± 2	0	4	6 ± 9	0	23	2 ± 3	0	5	0	0	0
	Tabanidae	9 ± 8	0	25	19 ± 20	1	52	12 ± 14	1	27	5 ± 7	0	24
Odonati	Cordulegasteridae	4 ± 4	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lestidae	3 ± 5	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Calopterygidae	22 ± 22	0	54	10 ± 12	0	26	1 ± 1	0	2	3 ± 3	0	8
	Platycnemididae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
	Aeshenidae	1 ± 2	0	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	1 ± 2	0	5	1 ± 1	0	3	0	0	0	0	0	0
	Platycnemididae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Eterotteri	Gerridae	6 ± 6	0	17	5 ± 6	0	18	2 ± 2	0	4	3 ± 5	0	15
Lepidotteri	Crambidae	1 ± 1	0	3	2 ± 2	0	5	0	0	0	0	0	0
Bivalvi (classe)	Sialidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Sphaeriidae	19 ± 21	0	57	10 ± 16	0	43	0	0	0	7 ± 9	0	24
	Pisidiidae	4 ± 9	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gasteropodi	Ancylidae	3 ± 5	0	16	2 ± 5	0	15	0	0	1	2 ± 2	0	6
	Bithyniidae	0	0	0	1 ± 1	0	3	0	0	0	18, ± 57	0	181
	Lymnaeidae	2 ± 5	0	16	24 ± 65	0	209	0	0	0	200 ± 333	0	854
	Phydisae	5 ± 5	0	14	3 ± 5	0	16	22 ± 36	0	64	5 ± 6	0	18
	Valvatidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	5 ± 15	0	47
	Planorbidae	0	0	2	0	0	1	0	0	0	7 ± 12	0	32
Clitellata	Enchytraeidae	2 ± 4	0	12	12 ± 25	0	76	0	0	0	4 ± 9	0	23
(classe)	Erpobdellidae	9 ± 5	0	18	3 ± 3	0	11	0	0	1	34 ± 54	0	137
	Glossiphoniidae	3 ± 4	0	10	1 ± 2	0	7	0	0	0	2 ± 2	0	7
	Haplotaxidae	11 ± 23	0	54	10 ± 21	0	53	0	0	0	7 ± 15	0	47
	Haemopidae	1 ± 2	0	5	0	0	3	0	0	0	0	0	1
	Lumbricidae	74 ± 58	0	187	45 ± 32	7	91	13 ± 7	8	21	22 ± 17	1	62
	Lumbriculidae	101 ± 88	6	281	22 ± 18	0	55	3 ± 2	2	6	21 ± 21	1	58
	Naididae	2 ± 4	0	12	3 ± 5	0	16	0	0	0	57 ± 134	0	433
	Tubificidae	433 ± 462	1	1183	34 ± 85	0	275	5 ± 4	0	8	119 ± 146	0	377
Turbellaria	Dendrocoelidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
(classe)	Dugesidae	1 ± 1	0	3	0	0	2	2 ± 3	0	5	17 ± 33	0	81

Malacostraca	Gammaridae	452 ± 581	6	1659	12 ± 18	1	58	0	0	1	10 ± 18	0	45
(classe)	Asellidae	11 ± 12	0	32	12 ± 15	0	46	2 ± 2	0	4	6 ± 7	0	18
Nematoda (phylum)	Mermithidae	23 ± 61	0	196	1 ± 2	0	5	1 ± 2	0	3	2 ± 4	0	14
Nematomorpha (phylum)	Gordiidae	3 ± 9	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0

I dati ottenuti dal riconoscimento a livello di famiglia dei macroinvertebrati campionati con apposito protocollo sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice STAR_ICMi. I dati relativi ad ogni sottocampione sono stati sommati in modo da ottenere densità relative ad una superficie di 1 m². I valori di riferimento per la normalizzazione della tipologia fluviale a cui afferisce il Torrente Boesio e i risultati dell'applicazione dell'indice sono riportati nelle tabelle 4.8 e 4.9.

Tab. 4.8 - Valori di riferimento per le stazioni di campionamento utilizzati per la normalizzazione dei valori nell'ambito del calcolo dell'indice STAR_ICMi.

Metrica	Tipo fluviale: 02AS1 Valori utilizzati: Macrotipo C generico
ASPT	6,311
LOG(Sel_EPTD+1)	2,597
1-GOLD	0,881
TAXA RICHNESS (fam)	29,25
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,50
SHANNON INDEX	1,978
STAR_ICMi (complessivo)	0,992

Tab. 4.9– Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del Torrente Boesio, nei diversi siti esaminati.

SITO	STAR_ICMi	CLASSE - STATO ECOLOGICO EQB
BOE1	0.942	2-BUONO
BOE2	0.821	2-BUONO
BOE3	0.929	2-BUONO
BOE5	0.628	3-MODERATO

L'applicazione dell'indice restituisce valori di STAR_ICMi piuttosto alti, indicando uno stato ecologico tra il "buono" e il "moderato". La metodologia di identificazione degli invertebrati (gli individui presenti nelle dieci repliche sono stati riconosciuti separatamente) potrebbe aver determinato una sovrastima del numero di specie. In particolare, i siti 1, 2 e 3 presentano uno stato

ecologico “buono”, mentre il sito 5 scade a “moderato” a causa dello scadimento della qualità delle acque e della minore diversificazione degli habitat rispetto alle due stazioni a monte.

4.3 Valutazione dello stato ecologico

La valutazione dello stato ecologico del Torrente Boesio nei diversi siti di campionamento è stata effettuata secondo quanto previsto dal D.M. 260/2010, come descritto nel capitolo 2. I risultati sono riportati in Tab.4.10.

La media dei risultati ottenuti nel triennio evidenzia una situazione buona per quanto riguarda il Torrente San Giulio e la stazione BOE1 situata nella zona delle sorgenti del Torrente Boesio a monte del depuratore di Casalzuigno. Nella stazione BOE2 posta a valle del depuratore di Casalzuigno la qualità chimico-fisica e di conseguenza lo stato ecologico scade allo stato “moderato”. In questa stazione la comunità macroinvertebrata risulta in stato “buono” nonostante lo scadimento dei macroindicatori grazie alla buona morfologia del tratto che assicura sempre una buona ossigenazione delle acque e la presenza di habitat tra loro eterogenei. Nel sito BOE5, situato nei pressi della foce e a valle del depuratore di Laveno Mombello la qualità chimico-fisica scade ulteriormente pur rimanendo in stato “moderato” e anche lo stato della comunità macroinvertebrata scade a “moderato”.

Tab. 4.10- Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul Torrente Boesio.

	BOE3 Torrente San Giulio	BOE1 sorgenti	BOE2 a valle del depuratore di Casalzuigno	BOE5 Foce
<i>Elementi biologici</i>				
Macroinvertebrati	BUONO	BUONO	BUONO	MODERATO
<i>Elementi chimico-fisici</i>				
LIMeco	BUONO	BUONO	MODERATO	MODERATO
Stato Ecologico	BUONO	BUONO	MODERATO	MODERATO

4.4 Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell’habitat

Nel Torrente Boesio sono state eseguite tre applicazioni del metodo CARAVAGGIO. I siti sono stati scelti sulla base dei campionamenti eseguiti in precedenza per i macroinvertebrati come riportato in Fig.4.1. Le stazioni quindi ricadono a livello delle sorgenti (BOE1), a valle del

depuratore di Casalzuigno (BOE2) e presso l'immissione nel Lago Maggiore presso Laveno-Mombello (BOE5).

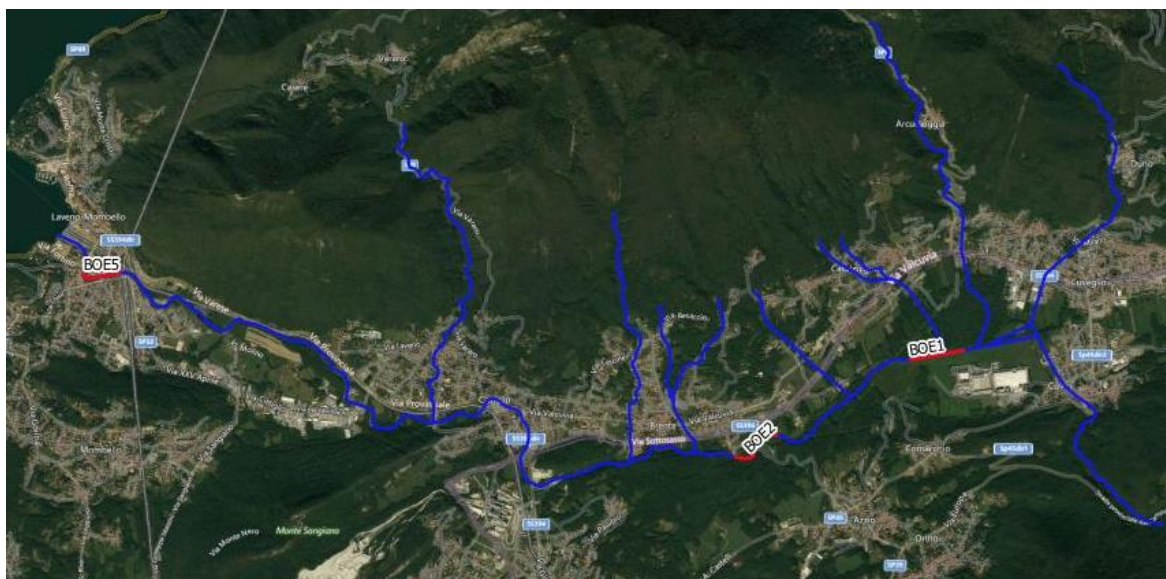


Fig. 4.1- Localizzazione dei siti di applicazione dell'indice CARAVAGGIO nel bacino del Torrente Boesio.

HQA

Il Torrente Boesio, secondo l'indice HQA, risulta essere "molto diversificato" nella stazione BOE5 (48), ed "estremamente diversificato" nelle altre due (BOE2 e BOE1, 66 e 69 rispettivamente) (Tab.4.11).

L'elevata diversificazione si riscontra anche nello stato qualitativo. Tutte e tre le stazioni infatti risultano avere uno stato ecologico "elevato", con punteggi dell'Indice sempre superiori al valore soglia di 42 (Tab.4.12, Fig.4.2). Come già si è detto, per la classificazione di qualità sono state utilizzate le classi di riferimento per "Fiumi alpini", categoria fluviale 02AS1.

La stazione BOE1 presenta 10 raschi e 9 pozze, una barra laterale vegetata e depositi di sabbia senza vegetazione. Sono inoltre visibili fenomeni di erosione locale della sponda. La vegetazione è composta prevalentemente da boschi di latifoglie in sponda destra, mentre la sinistra presenta anche prati e pascoli, e arbusti e cespugli. Nel canale, sono presenti rami sporgenti, radici esposte e alcuni detriti legnosi. In alveo sono presenti macrofite sommerse a foglia larga, allungata e filiforme, e in alcuni punti del detrito organico (CPOM e FPOM). La stazione BOE2 presenta 14 raschi e 12 pozze, una barra di meandro non vegetata, e due vegetate. Sono presenti massi esposti in alveo e depositi di sabbia non vegetati. La vegetazione sulla sponda è composta da alberi disposti in modo semi-continuo. A livello dell'alveo l'ombreggiatura è pressoché continua e si trovano radici esposte, detriti legnosi e alberi, sia caduti, che inclinati sulla sponda.

In alveo, sono presenti detrito organico (CPOM e FPOM), alghe filamentose, macrofite sommerse a foglia allungata e filiforme, e, in minor misura, anche macrofite sommerse a foglia larga.

La stazione BOE5, in prossimità della Foce presenta 7 raschi e 6 pozze, 2 barre di meandro vegetate e 2 non vegetate, 3 barre laterali vegetate, una coppia di barre alternate e una barra trasversale. La vegetazione è isolata o disposta a piccoli gruppi. Anche qui si trovano radici sommerse, detriti legnosi e qualche albero caduto o inclinato sulla sponda. In alveo si rilevano le stesse macrofite e alghe presenti nella stazione BOE2, ma il detrito organico (CPOM e FPOM) è molto più abbondante nella stazione BOE5.

Tab. 4.11 - Livelli di diversificazione del T. Boesio, secondo l'indice HQA.

SITO	VALORE HQA	LIVELLO DIVERSIFICAZIONE HABITAT
BOE1	69	Estremamente diversificato
BOE2	66	Estremamente diversificato
BOE5	48	Molto diversificato

Tab. 4.12 - Stato ecologico del T. Boesio, secondo l'indice HQA.

SITO	VALORE HQA	STATO ECOLOGICO
BOE1	69	ELEVATO
BOE2	66	ELEVATO
BOE5	48	ELEVATO

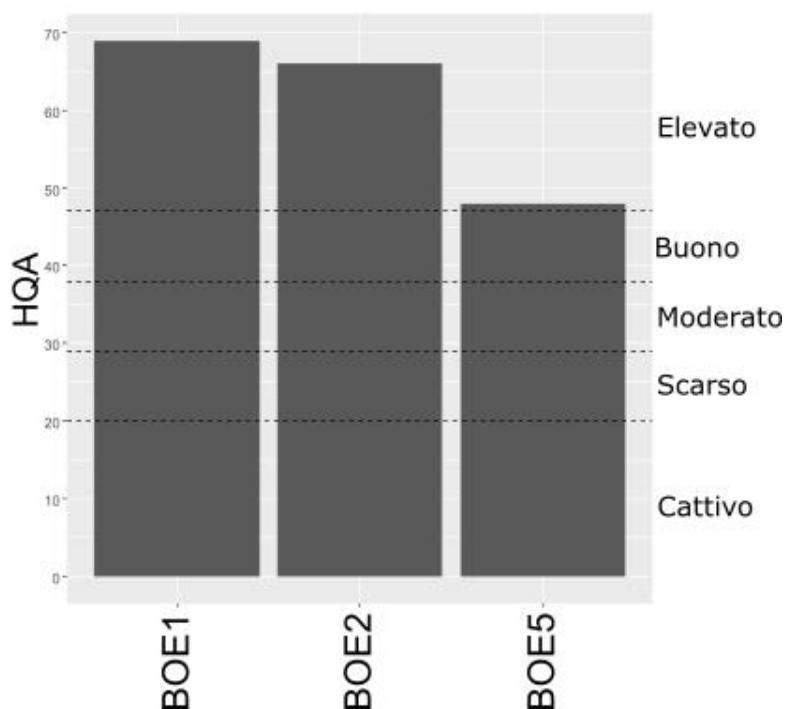


Fig. 4.2 - Valori di HQA e limiti di classe dei tre siti del T. Boesio.

HMS

L'indice di alterazione morfologica mostra che le tre stazioni presentano un grado di alterazione morfologica diversa (Tab.4.13 e Fig.4.3). Il sito che si trova nello stato qualitativo migliore è BOE2 che, con un punteggio di 14, si colloca all'interno della classe "buono". Segue la stazione BOE1, che rientra nella classe "moderato", con un punteggio di 24. La stazione con lo stato ecologico peggiore risulta invece essere BOE5, che presenta un valore elevato (56) e rientra quindi nella classe "scarso" dello stato ecologico.

Le sponde della stazione BOE2 sono totalmente naturali, con solamente qualche piccolo tratto risezionato o rinforzato. Sono presenti un ponte, con impatto intermedio, una soglia e uno scarico. La stazione BOE1 presenta sponde ampie, con profili poco pendenti. La vegetazione è semplice ed uniforme, sono però presenti campi coltivati. Le modificazioni riguardano principalmente interventi di risezionamento mentre solo un piccolo tratto la sponda risulta essere rinforzata. Il sito BOE5 presenta sponde totalmente rinforzate in tutta la loro altezza. Solamente in un piccolo tratto la sponda destra è rinforzata alla sola sommità. Inoltre, in molti punti anche l'alveo risulta rinforzato. Sono presenti due ponti (uno con impatto intermedio e uno con impatto minore) e 10 scarichi.

Tab. 4.13 - Stato ecologico del T. Boesio, secondo l'indice HMS.

SITO	VALORE HMS	STATO ECOLOGICO
BOE1	24	MODERATO
BOE2	14	BUONO
BOE5	56	SCARSO

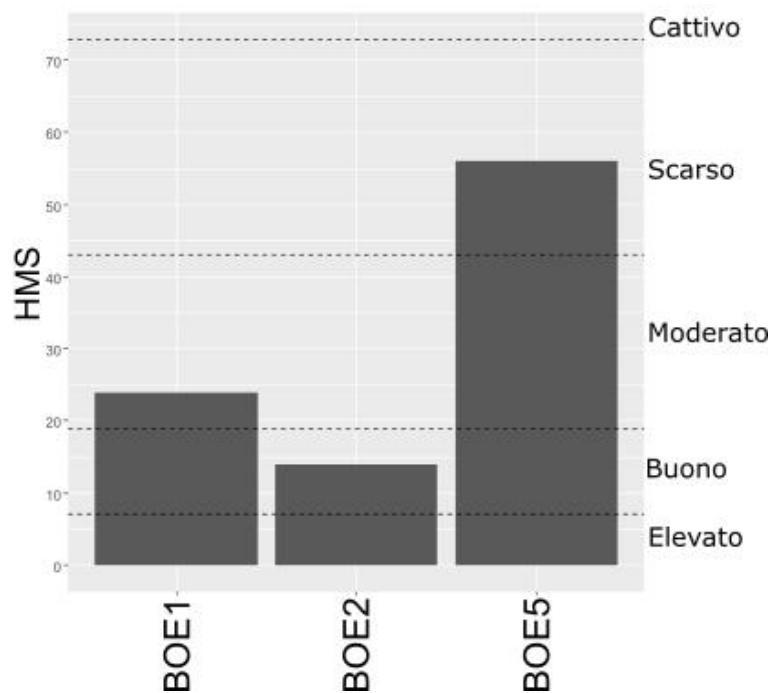


Fig. 4.3 - Valori di HMS e limiti di classe dei tre siti del T. Boesio.

LRD

Il T. Boesio non presenta una netta caratterizzazione dal punto di vista lenticolo. Due stazioni, infatti, presentano uno stato intermedio, con valori prossimi allo zero (BOE1 e BOE2, rispettivamente di 3 e 4,26). Il sito BOE5, con un punteggio di - 14,19 presenta invece caratteri di tipo lotico (Tab.4.14, Fig.4.4).

Tab. 4.14 - Caratterizzazione lenticolo/lotico del T. Boesio, secondo l'indice LRD.

SITO	VALORE LRD	CARATTERE LENTICO/LOTICO
BOE1	3	Intermedio
BOE2	4,26	Intermedio
BOE5	- 14,19	Lotico

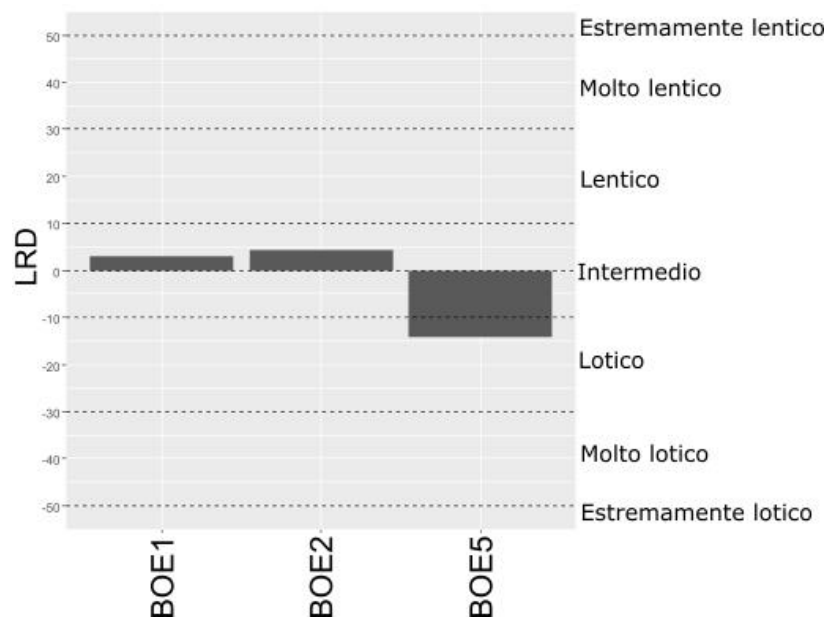


Fig. 4.4 - Valori di LRD e limiti di classe dei tre siti del T. Boesio.

LUI

La stazione che presenta il valore minore è la BOE1, con valore dell'indice pari a 1,47 portando la stazione stessa ad uno stato ecologico elevato, segue poi la stazione BOE2 con punteggio LUI di 2,38, si colloca nella classe "buono". La stazione BOE5 invece presenta il valore maggiore (18,97) e, di conseguenza, lo stato ecologico risulta essere scarso (Tab. 4.15, Fig. 4.5).

Nella stazione BOE1, livello della sponda e della sommità destra, e per tutta la lunghezza del tratto esaminato, è presente bosco di latifoglie. Nella sommità sinistra si alternano prati naturali e campi coltivati, e nella sponda sono presenti anche arbusti e cespugli. Le sponde e le sommità delle sponde della stazione BOE2 sono ricoperte prevalentemente da boschi di latifoglie. Vi si trovano inoltre arbusti e cespugli e, in alcuni tratti della sommità sinistra, anche campi coltivati e frutteti. È presente solamente una strada bianca che percorre un piccolo tratto della sponda destra.

Nella stazione BOE5, in prossimità della foce, l'uso del territorio sembra influenzare negativamente lo stato ecologico del tratto. L'Indice LUI presenta infatti un valore elevato che lo colloca nella classe "scarso". Tutta la sponda è artificializzata, e sulla sommità si trova solamente area urbana, intervallata da qualche piccolo tratto di vegetazione sparsa. Questo fa sì che il valore dell'indice risulti così elevato.

Tab. 4.15 - Stato ecologico del T. Boesio, secondo l'indice LUI.

SITO	VALORE LUI	STATO ECOLOGICO
BOE1	1,47	ELEVATO
BOE2	2,34	BUONO
BOE5	18,97	SCARSO

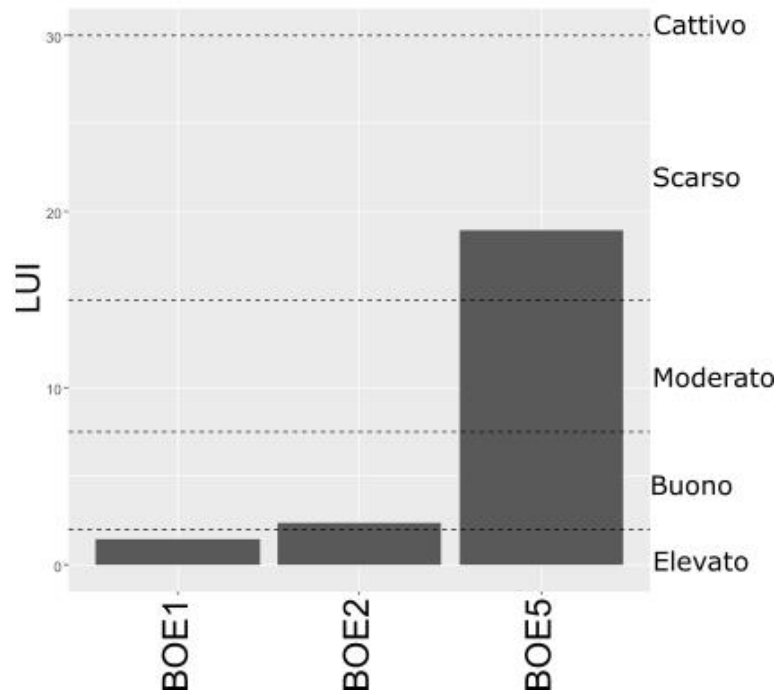


Fig. 4.5 - Valori di LUI e limiti di classe dei tre siti del T. Boesio.

4.5 Relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche

4.5.1 Il dataset utilizzato

Il dataset utilizzato è composto da 330 campioni di macroinvertebrati raccolti sul Torrente Boesio nel triennio 2013 – 2015. Dall’analisi sono stati esclusi i dati relativi al Torrente San Giulio in quanto sia le caratteristiche della comunità biologica che le condizioni chimiche e morfologiche non sono risultate confrontabili con quelle del ramo di fondovalle. In ogni campione raccolto gli organismi sono stati riconosciuti a livello di famiglia e per ogni sottocampione (0,10 m²) sono state calcolate le sei metriche dell’indice STAR_ICMi. Le caratteristiche della comunità sono state quindi abbinate alle variabili ambientali misurate a livello di microhabitat e a livello di sito. Le unità di misura e le classi utilizzate per ciascuna variabile sono indicate in Tab. 4.16.

Tab. 4.16 - Variabili ambientali descrittive.

Scala	Tipo	Codice	Descrizione
Microhabitat	Continue	VEL	Velocità della corrente (m/s)
		PRO	Profondità dell’acqua (m)
		FINE	Substrati fini (%)
	Categoriche	DOM	Substrato dominante (cemento, megalithal, macrolithal, mesolithal, microlithal, ghiaia, sabbia)
		BIO	Substrato biologico (assente, detrito vegetale, gusci, alghe filamentose, macrofite, piante terrestri)
Sito	Continue	T	Temperatura (°C)
		COND	Conducibilità (μS/cm)
		OD	OD %
		pH	pH
		COD	COD (mg/l)
		NH4	Azoto ammoniacale (mg/l)
		TN	Azoto totale (mg/l)
		TP	Fosforo totale (mg/l)
		UFC	Coliformi totali (UFC/100 ml)
	Categoriche	HQA	Habitat Quality Assessment (Classe)
		HMS	Habitat Modification Score (Classe)
		LUI	Land Use Index (Classe)
		LRD	Lentic Lotic River Descriptor (Classe)

4.5.2 Applicazione del modello Random Forest e selezione delle variabili

E' stato quindi utilizzato il metodo Random Forest per individuare quali fossero, tra le variabili ambientali a disposizione, quelle maggiormente responsabili dello scadimento delle metriche dell'indice STAR_ICMi. Riteniamo che lo studio delle modifiche di tali metriche possa dare un quadro conoscitivo delle dinamiche ecologiche sufficientemente completo ed utilizzabile per comprendere quali aspetti ambientali tenere in considerazione durante la progettazione gli interventi di riqualificazione.

L'analisi è stata condotta separatamente considerando prima la variabilità chimica ed idromorfologica a livello di sito e successivamente la variabilità delle caratteristiche fisiche dei microhabitat. I risultati dell'analisi con Random Forest sono illustrati in Figg. 4.6 e 4.7

Per quanto riguarda l'analisi a livello di microhabitat possiamo osservare come la metrica che risulta essere più legata alle caratteristiche dell'ambiente fisico a piccola scala sia $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$. E' infatti risaputo che le famiglie appartenenti agli ordini degli Efemerotteri Plecotteri e Tricotteri sono tra le più esigenti sia per quanto riguarda le caratteristiche chimico fisiche delle acque che per quanto riguarda le condizioni dell'habitat.

E' stata esclusa dalle analisi successive la metrica *ASPT*, in quanto risultata non significativa all'analisi con Random Forest. Questa metrica, infatti, dovrebbe consentire di determinare l'influenza dell'inquinamento da sostanza organica e di eventuali anomalie nella disponibilità di ossigeno disciolto in un fiume considerando la sensibilità delle diverse famiglie di macroinvertebrati raccolte ed è quindi per sua natura poco influenzata dalle caratteristiche locali dell'habitat.

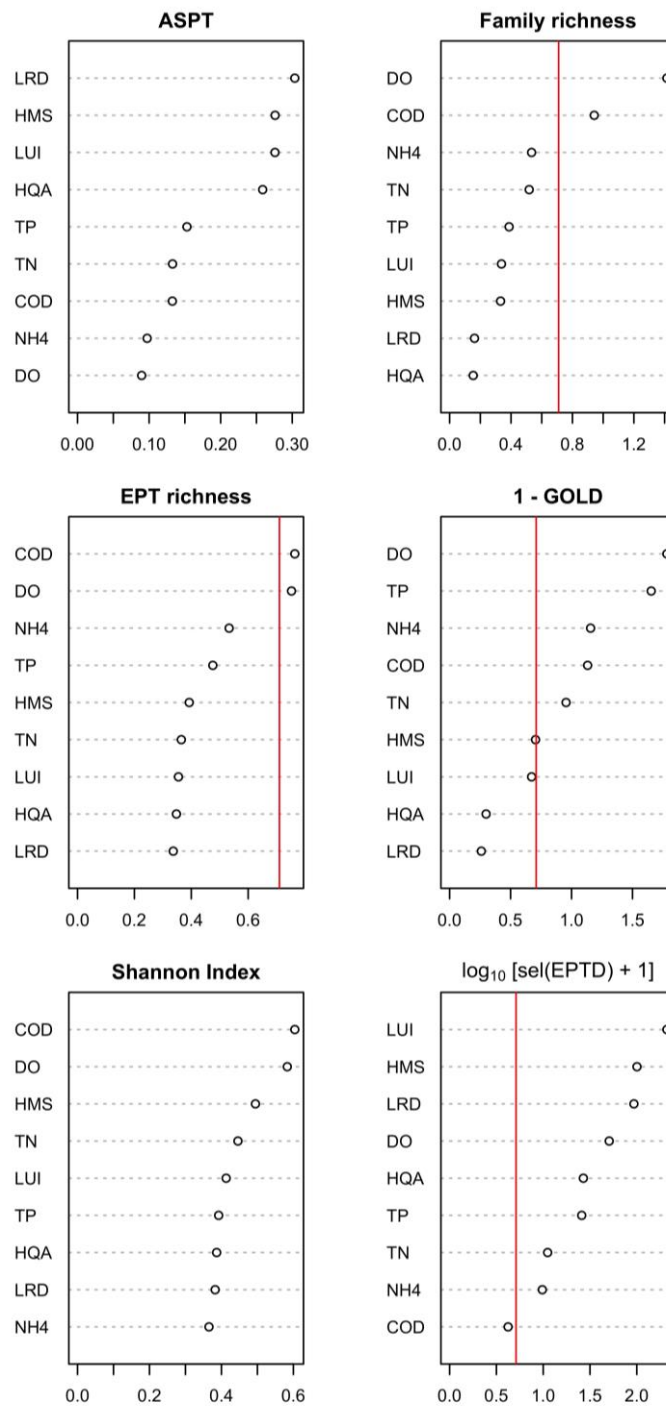


Fig. 4.6 - Risultati dell'analisi a livello di sito con il metodo Random Forest. La linea rossa indica il 30% del punteggio massimo ottenuto.

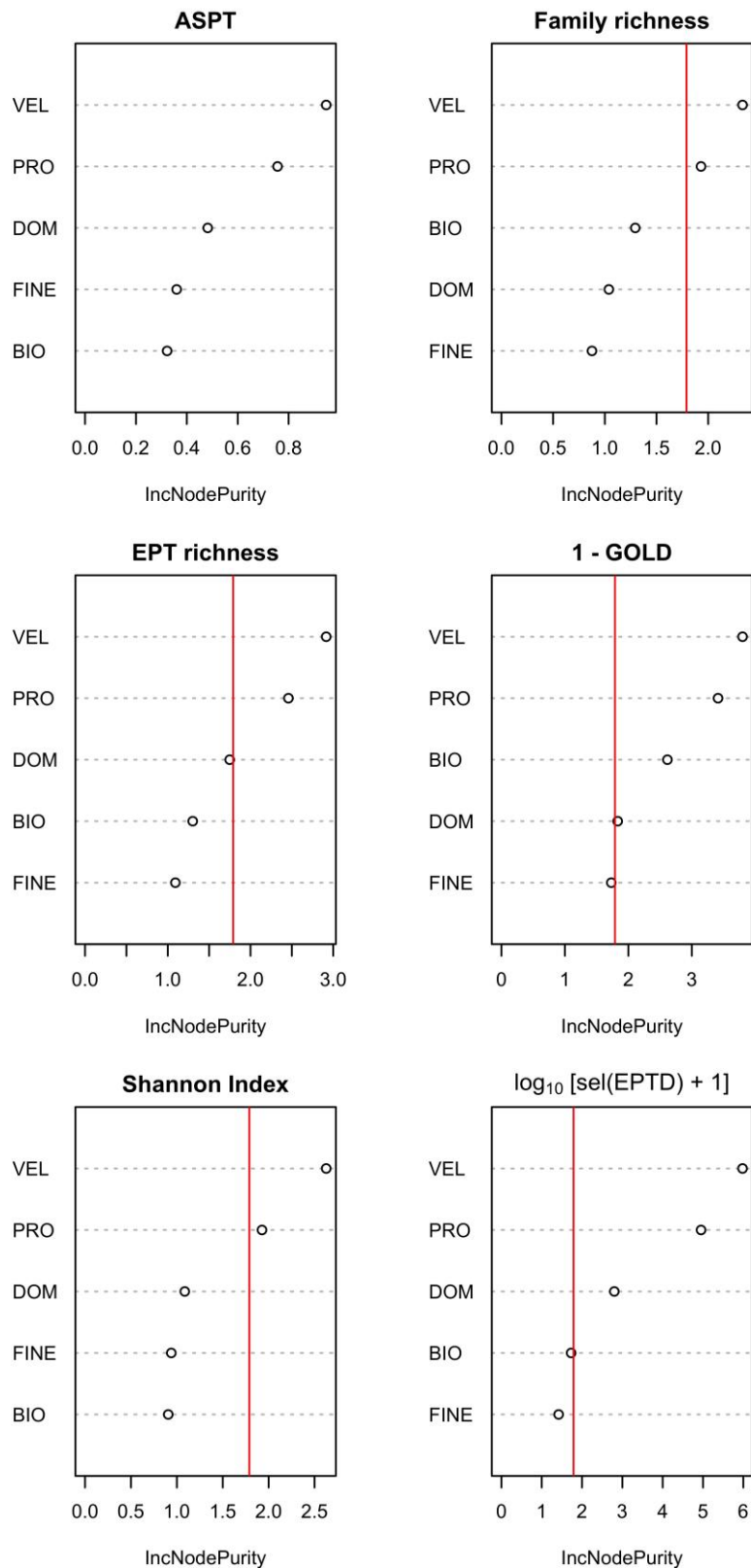


Fig. 4.7 - Risultati dell'analisi a livello di microhabitat con il metodo Random Forest. La linea rossa indica il 30% del punteggio massimo ottenuto.

4.5.3 Regressione quantile e studio degli effetti delle variabili selezionate

A seguito della selezione delle variabili mediante l'applicazione della metodologia Random Forest, vengono studiati gli effetti della variazione delle variabili ambientali sulle metriche studiate.

Per le variabili continue selezionate precedentemente è stata condotta l'analisi di regressione quantile per valutare il loro singolo effetto sulle metriche biologiche. I risultati dell'analisi di regressione quantile sono riportati in Tab.4.17.

Tab. 4.17 - Risultati dell'analisi di regressione quantile. Per ogni relazione è riportato il livello di significatività (n.s. regressione non significativa; -- regressione non valutata perché scartata dal processo di selezione)

		Metriche				
		1-GOLD	Log10(sel_EPTD+1)	EPT Richness	Family Richness	Shannon Index
Variabili	NH ₄	n.s.	n.s.	--	--	--
	TN	n.s.	n.s.	--	--	--
	TP	n.s.	n.s.	--	--	--
	COD	p<0.001	p<0.001	n.s.	p<0.001	--
	OD	p<0.05	n.s.	n.s.	n.s.	--
	VEL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	p<0.01
	PRO	n.s.	p<0.001	p<0.05	p<0.001	n.s.

In Fig. 4.8 sono riportati i grafici a dispersione tra le concentrazioni dei nutrienti (azoto e fosforo totale) e di azoto ammoniacale e le metriche 1-GOLD e Log10(sel_EPTD+1). L'analisi di regressione quantile non ha individuato relazioni statisticamente significative tra queste variabili, è infatti ragionevole pensare che i nutrienti non siano mai limitanti in questo sistema e allo stesso tempo che le concentrazioni di azoto ammoniacale sempre inferiori al mg/L non siano tali da esercitare effetti tossici o provocare impoverimenti significativi nel contenuto di ossigeno delle acque.

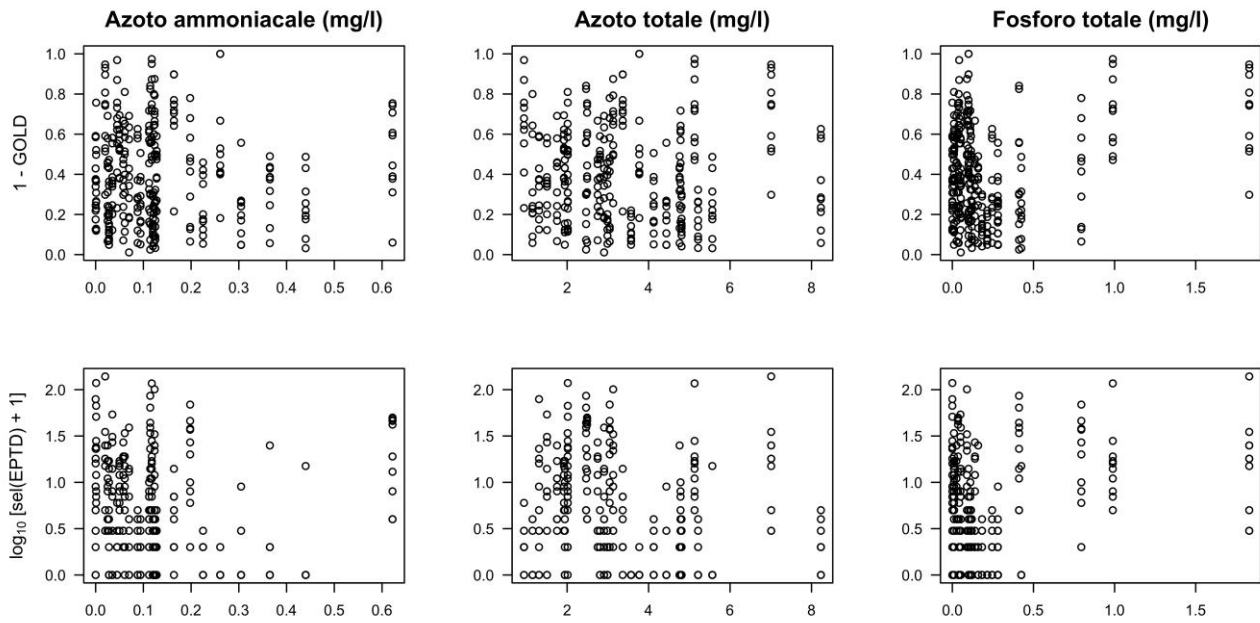


Fig. 4.8- Grafici a dispersione tra le concentrazioni dei nutrienti (azoto e fosforo totale) e di azoto ammoniacale e le metriche selezionate tramite Random Forest.

Più importanti nella descrizione della comunità macrobentonica sono risultati la disponibilità di ossigeno e il COD. All'aumentare dello scostamento dell'ossigeno disciolto dalla saturazione e soprattutto del COD gli indici selezionati tendono a diminuire, come riportato in Fig.4.9. Questo effetto limitante è risultato statisticamente significativo per quanto riguarda la percentuale di individui appartenenti a gruppi di macroinvertebrati più sensibili all'inquinamento, la ricchezza totale in famiglie e l'abbondanza di efemerotteri, plecoteri e tricoteri (Tab.4.17).

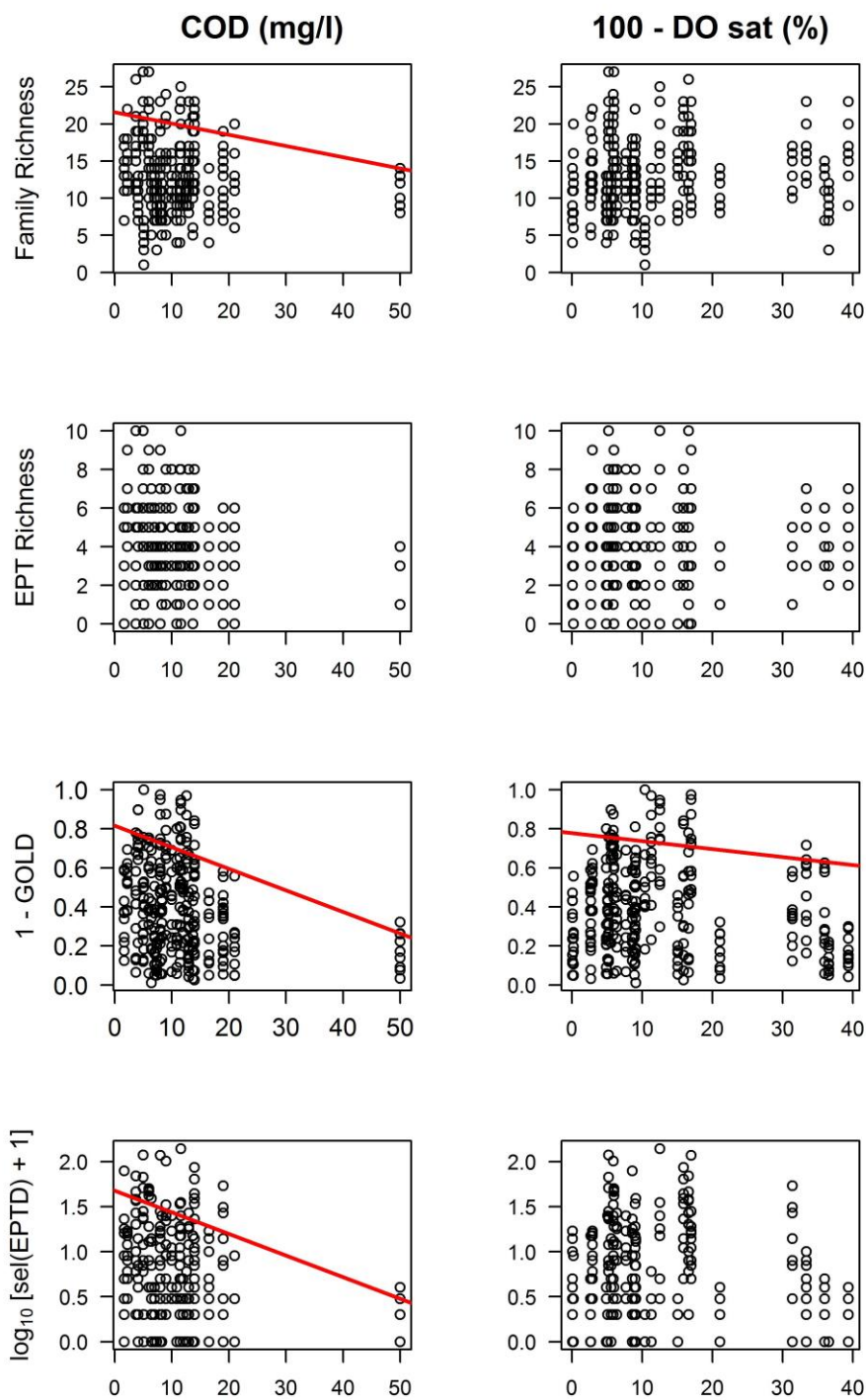


Fig. 4.9 - Grafici a dispersione tra la domanda chimica di ossigeno (COD) e le metriche selezionate tramite Random Forest. Sono sovrapposti i modelli di regressione quantile al 90-esimo percentile dove significativi.

Le caratteristiche dell'habitat fluviale e delle condizioni di utilizzo del suolo registrate attraverso l'applicazione dell'indice CARAVAGGIO sono risultate molto importanti per la descrizione delle densità delle famiglie più esigenti all'interno della comunità macroinvertebrata. In particolare si può vedere in Fig. 4.10 come la percentuale di individui appartenenti ai gruppi poco sensibili all'inquinamento sia maggiore nei siti che presentano un elevato grado di modificazione dell'habitat e un utilizzo importante del territorio circostante. Risposte simili ma più accentuate si hanno concentrando l'attenzione sulle abbondanze degli individui appartenenti alle famiglie più sensibili. È importante sottolineare come lo stato del territorio circostante e le modificazioni dell'habitat non mostrino effetti importanti sulla comunità fino a quando non raggiungono lo stato "scarso", al contrario di possono già vedere effetti della diminuita qualità e diversità degli habitat ad un livello ancora "buono".

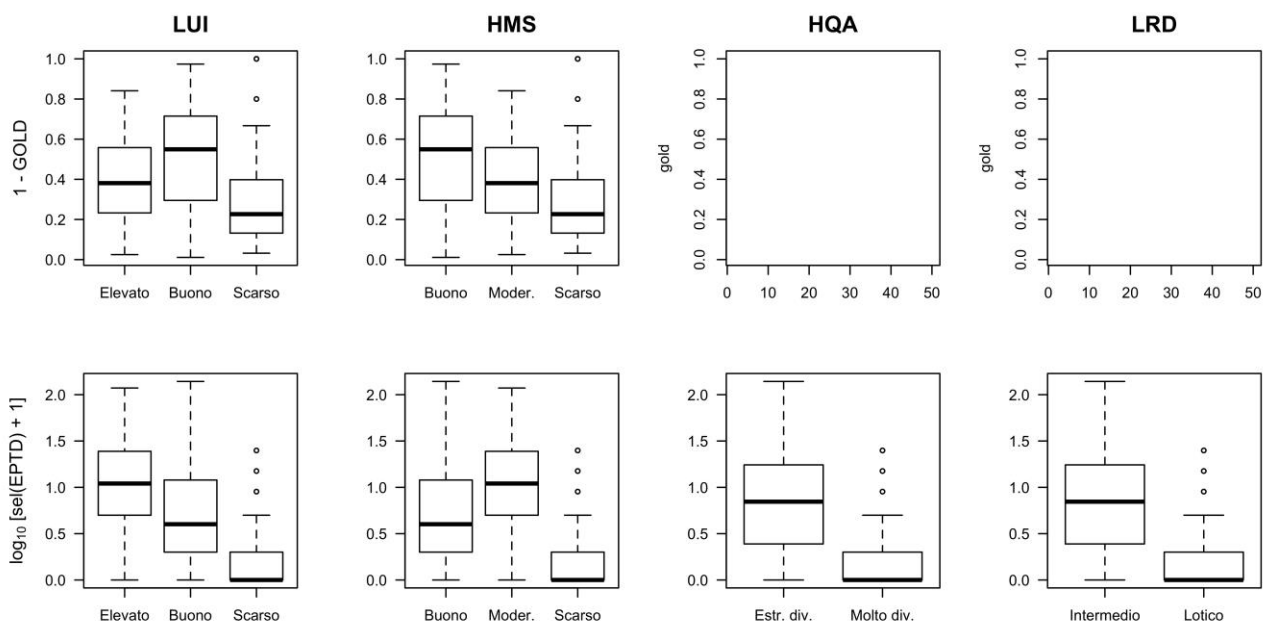


Fig. 4.10 – Box-plot tra le variabili ricavate dall'applicazione dell'indice CARAVAGGIO e le metriche selezionate tramite Random Forest.

In Fig. 4.11 e 4.12 sono mostrati gli andamenti dei valori di delle diverse metriche rispetto alle variabili a livello di microhabitat selezionate mediante l'applicazione della metodologia Random Forest. Si nota come la ricchezza in famiglie e la densità di individui sensibili siano più alti in acque a bassa profondità, in presenza di substrati biologici come macrofite e piante terrestri.

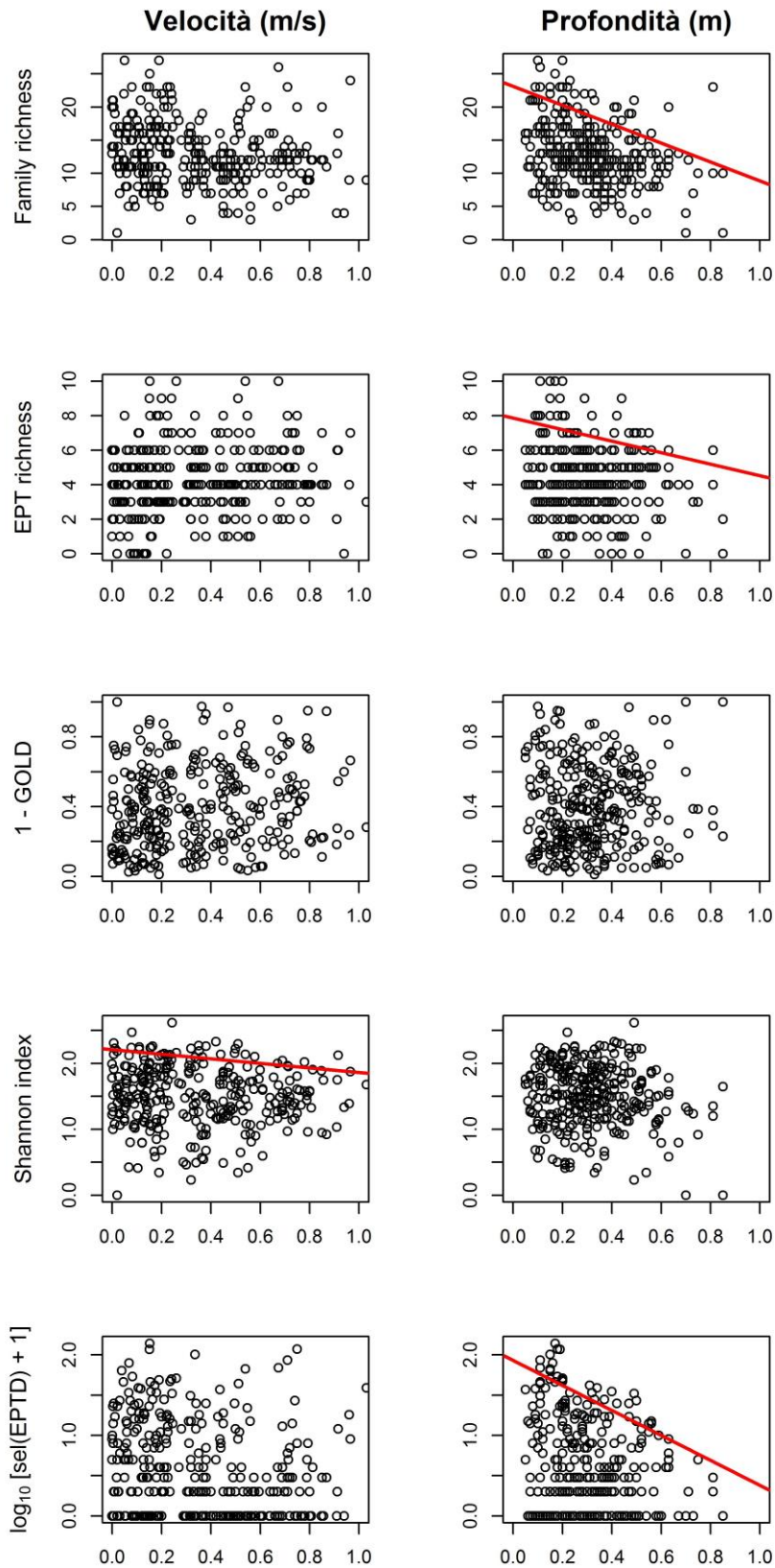


Fig. 4.11 – Grafici a dispersione tra profondità e velocità e le metriche selezionate tramite Random Forest. Sono sovrapposti i modelli di regressione quantile al 90-esimo percentile dove significativi.

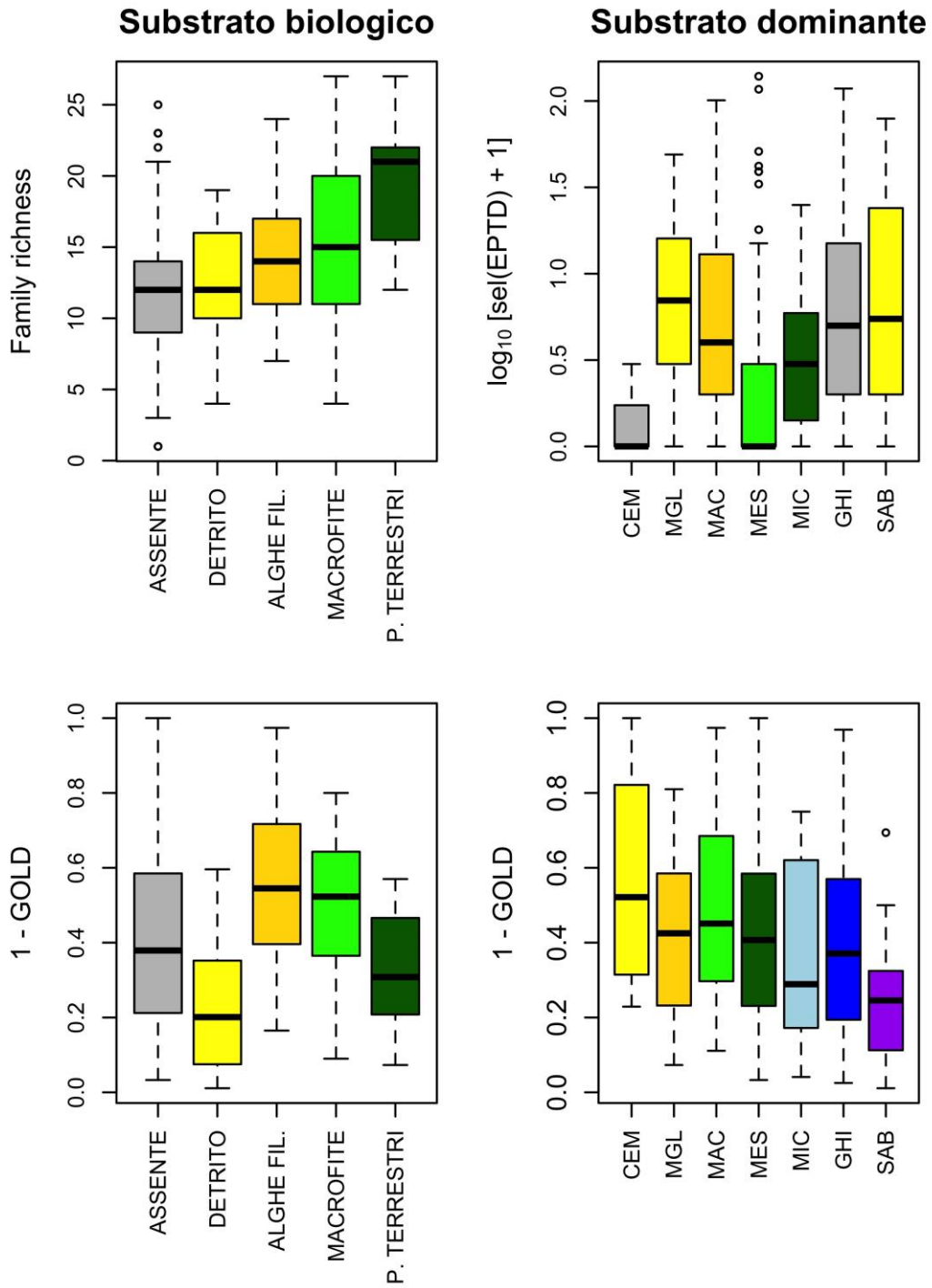


Fig. 4.12 - Box-plot tra le variabili caratteristiche del substrato e le metriche selezionate tramite Random Forest.

4.5.4 Conclusioni

La doppia metodologia applicata, il metodo Random Forest e la regressione quantile, permettono di individuare quali siano le variabili che maggiormente influenzano le comunità macroinvertebrate campionate.

Dai risultati riportati nelle pagine precedenti, emerge quanto segue:

RANDOM FOREST

- Le metriche biologiche che meglio illustrano la situazione di qualità delle comunità macroinvertebrate sono la *Family richness*, *1-GOLD* e $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$.
- La *Family richness* e *1-GOLD* sono maggiormente influenzate dalla qualità chimico-fisica delle acque e dalle caratteristiche del substrato di fondo. $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$, inoltre, è influenzata dalle caratteristiche idromorfologiche e dalla disponibilità di habitat nei diversi siti esaminati.

REGRESSIONE QUANTILE (o BOX PLOT per variabili categoriche)

- I valori di *Family richness*, come tutte le altre metriche studiate, diminuiscono all'aumentare delle concentrazioni di COD e della profondità. Microhabitat più profondi non garantiscono una ossigenazione uniforme della colonna d'acqua e, in caso di elevata richiesta di ossigeno al fine di ossidare la sostanza organica, possono andare incontro a fenomeni di ipossia negli strati più vicini al fondo con la conseguente scomparsa delle famiglie più esigenti da questo punto di vista. Dove sono presenti microhabitat ricchi di macrofite e soprattutto parti acquatiche di piante terrestri il numero di famiglie di macroinvertebrati è più alto, questo è sicuramente legato alla maggiore diversificazione dell'habitat e in parte alla maggiore ossigenazione locale garantita dalle macrofite.
- I valori di *1-GOLD* sono risultati significativamente influenzati solo dalle caratteristiche chimiche (COD e saturazione di ossigeno), questo risultato è in linea con quanto già esposto. Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri sono infatti gruppi molto tolleranti all'inquinamento e nel caso di studio risultano essere abbondanti in tutti i microhabitat, anche in quelli in cui gli altri gruppi di macroinvertebrati, più esigenti, tendono a diminuire.
- I valori di $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$ hanno un andamento simile alle metriche precedenti in riferimento alle caratteristiche chimiche e dei microhabitat ma con risposte più evidenti. Nei microhabitat con profondità maggiori di 0,5 metri l'effetto limitante della locale carenza di ossigeno comporta una diminuzione significativa di densità delle famiglie più esigenti. Questa metrica è anche influenzata dalle caratteristiche di habitat a livello di sito così come descritte dal metodo CARAVAGGIO, in particolare in Fig. 4.10 si può vedere come livelli

moderati di modificazione dell'habitat (HMS) non comportano gravi scadimenti, soprattutto quando viene mantenuta una buona qualità di questi ultimi (HQA).

I dati raccolti, così elaborati, suggeriscono innanzitutto di incrementare i microhabitat ricchi di macrofite che, oltre a creare piccole strutture di ritenzione ricche di nutrienti, possono essere utilizzate come zone di rifugio per molti macroinvertebrati.

E' inoltre auspicabile favorire la presenza di raschi, e in generale di alternanza raschi-buche, che possano così favorire lo sviluppo di taxa particolarmente esigenti, che prediligono acque veloci e poco profonde. L'incremento di tali taxa porterebbe all'aumento dei valori delle metriche, *Family richness* e $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$. La presenza di buche profonde non è di nessun beneficio per la comunità macroinvertebrata, espone l'ecosistema ad accumuli di sostanza organica fine di origine antropica che può portare a locali fenomeni di anossia e riduce il potere autodepurante del torrente.

Dalle indagini effettuate emerge che la comunità macroinvertebrata del Torrente Boesio non è influenzata dalle modificazioni dell'habitat a patto che siano mantenuti microhabitat diversificati con la presenza di substrati di varie dimensioni e di vegetazione spondale. Solamente in prossimità della foce la qualità delle acque e degli habitat scade ad un livello tale da compromettere la funzionalità della comunità macrobentonica. Al contrario, nel sito a valle del depuratore di Casalzuigno, la qualità e la diversità degli habitat sono tali da supportare una comunità funzionale anche se la qualità chimica delle acque risulta fortemente alterata rispetto alla zona delle sorgenti.

La valutazione della contaminazione da PCB nei sedimenti, presentata in sezione 2 CIP AIS per lo stesso triennio (2013-2015) mostra che il Boesio risulta essere uno dei fiumi maggiormente contaminati come già evidenziato in passato, e le concentrazioni maggiori si riscontrano nel mese di luglio. Le stesse osservazioni si possono fare anche considerando i dati normalizzati sulla percentuale di carbonio organico. I congeneri più abbondanti sono risultati i PCB-138 e PCB-153.

Per quanto riguarda la contaminazione da PBDE, si nota che le concentrazioni più alte misurate quest'anno sono state riscontrate nel campione di luglio, mentre ad aprile la concentrazione misurata è molto più bassa, pari a 14,7 ng g⁻¹ di p.s.

I valori di concentrazione di rame risultano superiori ai valori di fondo nel Boesio in ottobre. I livelli superano il valore di cb-PEC di MacDonald et al. (2000), pari a 149 mg kg⁻¹ p.s., con possibili effetti tossici sulle comunità bentoniche. Le concentrazioni di mercurio presentano valori contenuti nel mese di aprile, dove sono in linea con il valore di fondo stimato per il bacino. Valori superiori a 0,1 mg Hg kg⁻¹ p.s. si riscontrano invece nel mese di ottobre.

Il campionamento dei macroinvertebrati e dei contaminanti dei sedimenti non sono stati eseguiti nello stesso periodo e nemmeno negli stessi siti di campionamento, per questo motivo non è stato possibile studiare se esistessero relazioni significative tra contaminanti e comunità biologiche.

4.6 Valutazione dei carichi veicolati al Lago Maggiore

I campionamenti e le analisi sono stati effettuati in diverse condizioni meteorologiche e di portata, nel corso dei tre anni di lavoro, e in base ai risultati analitici è stato possibile calcolare i carichi medi annui di azoto, fosforo e COD veicolati dal Torrente Boesio al Lago Maggiore.

I carichi medi sono risultati di 581.962 kg/anno per il COD, di 141.177 kg/anno per l'azoto totale e di 4.765 kg/anno per il fosforo.

Per poter valutare in che modo gli impianti di depurazione e gli eventi di pioggia influiscano sulla generazione dei carichi inquinanti e poter quindi valutare l'opportunità di interventi relativi alle reti fognarie e agli scaricatori di piena sono state effettuate delle stime relative al contributo annuo degli impianti di depurazione e degli scaricatori di piena su scala annua per quanto riguarda il COD. Tale parametro è stato scelto in quanto la letteratura riporta numerosi dati e applicazioni di calcolo in merito e, soprattutto, perché la rimozione di tale parametro negli impianti di depurazione può essere ritenuto ragionevolmente costante, mentre la rimozione di azoto e fosforo mostra una variabilità molto maggiore a seconda del tipo di processi adottati e, per il fosforo, del dosaggio di reagenti applicato.

Carico residuo in uscita dagli impianti di depurazione

Metodologia di calcolo

Il carico in uscita dagli impianti di depurazione è stato stimato semplicemente applicando un coefficiente di rendimento costante, pari all'80%, ai carichi di COD in ingresso. Questi sono stati stimati applicando l'usuale coefficiente di carico unitario, pari a 120 g/abitante giorno al numero di abitanti attualmente serviti dai singoli impianti (Tab.4.18) in base al Piano d'Ambito della provincia di Varese del 2014.

Tab. 4.18 – Abitanti di progetto e abitanti serviti dagli impianti di depurazione presenti nel bacino del Torrente Boesio al 2014 (dati Piano d'Ambito Provincia di Varese)

Impianto	Bacino	AE progetto	AE serviti (2014)
Casalzuigno	Boesio	13.100	12.000
Laveno-Mombello	Boesio	30.000	22.000

La somma dei carichi residui di COD in uscita dagli impianti di depurazione è risultata di 135.911 kg/anno.

Scaricatori di piena delle reti fognarie

Le superfici urbanizzate, soprattutto le strade urbane, sono fonte di diverse tipologie di carichi inquinanti prodotti dal traffico veicolare e dalle emissioni che ne derivano. Il dilavamento delle medesime superfici che avviene nel corso delle precipitazioni rimuove più o meno parzialmente gli inquinanti incorporandoli nei deflussi idrici superficiali (acque meteoriche di dilavamento secondo la definizione del D.Lgs. 152/2006). Se il sistema fognario è unitario la parte di acque meteoriche che si trasforma in deflussi in fognatura si unisce, con i relativi carichi inquinanti, a tutti gli altri scarichi liquidi "neri" civili ed industriali; se invece il sistema è separato e se lo stesso è esente da allacciamenti illeciti, i deflussi meteorici, con i relativi carichi inquinanti, vengono convogliati dalla rete pluviale, mentre la fognatura nera raccoglie i normali scarichi neri.

Gli impianti di depurazione non possono accettare, se non molto limitatamente, le rilevanti portate che si formano in fognatura durante le piogge; usualmente infatti l'efficacia depurativa è garantita solo se le portate immesse nei processi biologici sono contenute in un multiplo pari a 2-2,5 delle portate nere medie di tempo asciutto.

Gli scaricatori di piena delle fognature lasciano pertanto defluire durante le piogge verso lo scarico "bianco" importanti quantità di inquinanti. Infatti le portate convogliate nei condotti contengono, oltre ai sopra citati inquinanti dilavati dalle superfici urbane, anche i materiali solidi precedentemente sedimentati nei periodi di tempo asciutto e risollepati dal fondo dei collettori, soprattutto nella prima fase dell'evento meteorico. Ne consegue che solitamente la piena in arrivo allo scolmatore è caratterizzata in una prima fase da concentrazioni degli inquinanti crescenti con la portata (prima onda nera) per l'effetto del lavaggio operato sia sulle superfici urbane sia delle fognature. Solo dopo questa azione di lavaggio le medesime concentrazioni si riducono fortemente per la diluizione prodotta dalle acque meteoriche.

Occorre poi ricordare che la tecnologia usuale degli impianti di depurazione è atta all'abbattimento dei soli inquinanti biodegradabili, mentre i composti non biodegradabili dilavati dalle aree urbane attraversano gli impianti senza sostanziali benefici.

In definitiva, se si tiene conto che solo l'uscita dei depuratori è qualitativamente controllata, ma non completamente per tutte le sostanze inquinanti, e che durante le precipitazioni entrano in funzione senza controlli tutte le altre uscite del bacino prima indicate, appare necessario procedere alla valutazione dell'inquinamento immesso da esse nel reticolo superficiale.

In proposito in molti Paesi, tra cui l'Italia, sono state organizzate da alcuni decenni sistematiche sperimentazioni per caratterizzare i deflussi meteorici urbani e per trovare nuovi sistemi di controllo

necessari per l'abbattimento delle sostanze non trattate nei normali depuratori, o che non pervengono affatto a questi dal momento che percorrono le altre uscite.

Stime preoccupanti sono ormai acclamate, anche se nelle sperimentazioni i valori delle concentrazioni delle diverse sostanze inquinanti sono molto variabili da bacino a bacino e, per lo stesso bacino, da evento a evento. Infatti la grande ampiezza degli intervalli di valori registrati dipende da molteplici e incerte cause che comprendono: l'entità e la distribuzione della presenza di inquinanti sulla superficie del bacino urbano all'inizio del fenomeno meteorico, legata anche alla durata del periodo asciutto precedente, e la variabilità idrodinamica dell'evento meteorico sulle superfici scolanti e in rete.

Particolarmente significativi sono i risultati delle ricerche svolte in Italia in numerosi bacini sperimentali da parte di differenti gruppi di ricerca universitaria (Artina e Paoletti, 1997; Milano et al., 2004; Ciaponi et al., 2005).

Un aspetto molto importante che emerge dalle registrazioni quali-quantitative è legato al fatto che il dilavamento si concentra sostanzialmente nella prima parte dell'evento meteorico: è il cosiddetto "first flush", bene evidenziato dall'evento sperimentale riportato in Fig.4.13, mentre in Fig.4.14 si osservano le curve cumulate del volume e della massa transitate nella sezione di misura. Si osserva come il trasporto degli inquinanti si concentri nella prima parte dell'evento: le curve cumulate delle masse inquinanti crescono assai più rapidamente di quella del volume di deflusso (ad esempio, nell'istante in cui è ormai transitato il 50% del volume di deflusso sono già transitati circa l'80% delle masse di SST e di COD).

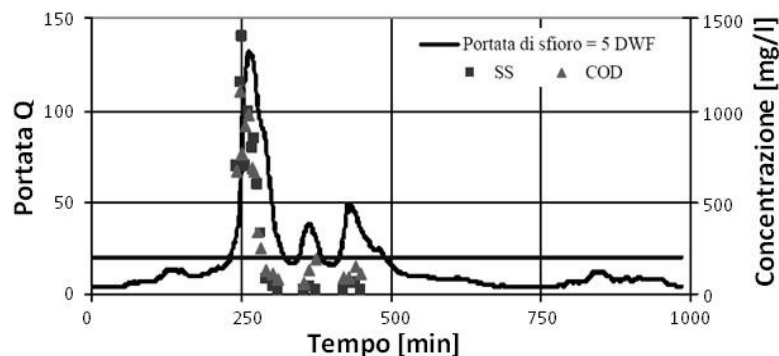


Fig. 4.13 - Idrogramma e contemporanei pollutogrammi di SS e COD durante l'evento 13 del 20/04/2001 misurato nel bacino di Cascina Scala (PV) (Ciaponi et al., 2002).

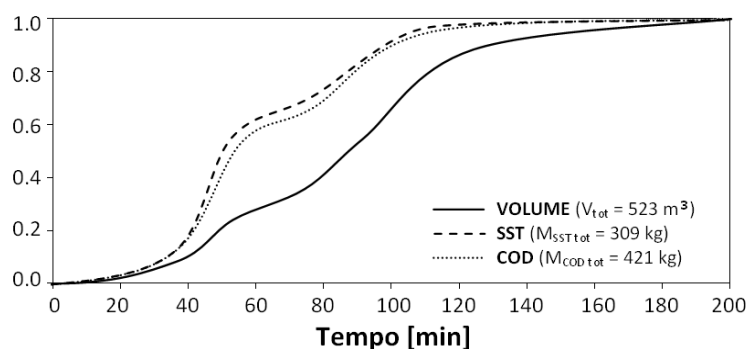


Fig. 4.14 - Cumulate adimensionali dei volumi di deflusso e delle masse di SST e COD, rapportate ai valori finali, durante l'evento 13 del 20/04/2001 misurato nel bacino di Cascina Scala (PV) (Ciaponi et al., 2002).

Statisticamente il fenomeno del “first flush” è nettamente il più frequente; nei bacini di maggiore dimensione, possono verificarsi isolati fenomeni di “last flush”, caratterizzati da un’onda di lavaggio che non sopravviene nella prima parte dell’evento ma in una fase successiva e legati a particolari combinazioni della distribuzione areale della precipitazione e della idrodinamica del bacino.

Questo fa sì che solo campionamenti specificamente predisposti riescano a fornire dati realmente significativi e che spesso, nell’ambito delle normali campagne di monitoraggio, non si giunga a quantificare il reale contributo degli eventi di pioggia al carico inquinante.

Come ulteriore conferma della rilevanza dell’inquinamento scaricato nei ricettori dagli scaricatori di piena, valgono i risultati di una ricerca effettuata ancora a Pavia sul bacino urbano afferente alla Roggia Vernavola (Todeschini e al., 2011) avente una superficie di 620 ha di cui 340 ha impermeabili. Si tratta di un vasto bacino (circa 62.000 AE) dotato di un sistema fognario unitario afferente all’impianto di depurazione centralizzato di Pavia e dotato di 25 scaricatori di piena sversanti le portate meteoriche in eccesso nella suddetta Roggia Vernavola.

Nei campionamenti effettuati in tempo asciutto la qualità ambientale del corso d’acqua è classificabile in “moderato” o “buona”, in funzione del punto di campionamento; al contrario i campionamenti di tempo piovoso, quando cioè sono attivi gli scaricatori di piena, portano a una classificazione “scarso” o “moderato”. In concomitanza quindi con gli eventi piovosi il corso d’acqua presenta un rilevante deterioramento qualitativo. Le simulazioni modellistiche effettuate su un intero anno di precipitazioni (anno 2006), a seguito di taratura sperimentale dei parametri ottenuta con le sperimentazioni di campo, hanno mostrato l’importanza dell’inquinamento scaricato sia in termini di bilancio medio annuo, sia con riferimento ai soli eventi di pioggia.

Metodologia di stima dei carichi inquinanti medi annui recapitati nei ricettori dagli scaricatori di piena

Sulla base dei dati sperimentali riportati in letteratura circa le concentrazioni dei diversi inquinanti che caratterizzano i deflussi di pioggia, è possibile applicare la procedura di calcolo indicata nella recente letteratura (Paoletti e Sanfilippo, 2005, Ciaponi et al., 2014).

La procedura calcola questi ultimi carichi recapitati al ricettore con un semplice schema di bilancio entrate-uscite basato sulle ipotesi semplificative che seguono, assunte valide ai fini della stima del bilancio medio annuo ma che tuttavia non sarebbero affatto applicabili per la riproduzione dei carichi effluenti durante un singolo evento.

In primo luogo, dati i tempi relativamente brevi dei processi di concentrazione delle acque di drenaggio sul bacino e nei condotti fognari, è normale assumere che il trasporto di inquinanti attraverso la rete sia un fenomeno conservativo. In altre parole, non ci si aspetta un sostanziale decadimento biochimico degli inquinanti nel tempo intercorso durante il collettamento fino ai punti di scarico o all'ingresso nell'impianto di depurazione.

Si ammette inoltre che i fenomeni di sedimentazione e risospensione nelle reti, anche se significativi nel corso di ogni singolo evento, siano poco influenti sul bilancio annuo delle masse di inquinante scaricate e che sia possibile calcolare le dette masse in funzione di valori costanti dei parametri rappresentativi dell'inquinamento veicolato dalle acque nere e meteoriche.

Si ammette infine che l'efficacia dell'impianto di depurazione sia rappresentata da una percentuale costante di rimozione dell'inquinante considerato.

Per la valutazione del bilancio annuo degli inquinanti scaricati da un sistema unitario, non dotato di vasche di prima pioggia, quali sono quelli presenti nel territorio interessato dal Piano di Bilancio Idrico, occorre preliminarmente far riferimento ai soli periodi di pioggia, durante i quali avvengono gli scarichi di tempo piovoso.

Detta d [giorni/anno] la durata media annua dei periodi piovosi (ricavata dalle statistiche meteo del 2015 per la provincia di Varese), la concentrazione media di un inquinante x in tali d giorni piovosi è:

$$C_x^{Comb,d} = \frac{M_x^{Foul,d} + M_x^P}{V^{Foul,d} + V^P} \quad (1)$$

essendo:

$$M_x^P = \frac{P \cdot \lambda \cdot C_x^P}{100} \cdot (1 - l)$$

la massa d'inquinante x dilavata dal volume medio annuo di pioggia P e presente in rete nei d giorni di pioggia [kg/ha];

Ne consegue che la massa annua $M_{of,x}^{Comb,d}$ scaricata dagli sfioratori senza trattamento nei d giorni di pioggia è:

$$M_{of,x}^{Comb,d} = r_x^{Comb} \cdot w_x^{Comb} \cdot (M_x^{Foul,d} + M_x^P) \quad (2)$$

essendo:

r_x^{Comb} la frazione (variabile tra 0 e 1) dell'inquinante x mediamente uscente dallo scaricatore di piena;

w_x^{Comb} la frazione (variabile tra 0 e 1) dell'inquinante x mediamente uscente dalla vasca di prima pioggia, se questa è presente, rispetto al quantitativo che vi è entrato proveniente dallo scaricatore (in caso di rete unitaria senza vasche di prima pioggia si ha $w_x^{Comb} = 1$).

Stime dei carichi di COD effluenti dagli scaricatori di piena degli agglomerati gravanti sul Torrente Boesio

Con riferimento a quanto sopra esposto, è stata effettuata la simulazione dei bilanci medi annui di COD effluenti dagli scaricatori di piena degli agglomerati urbani in esame.

Innanzitutto è stata considerata la frazione di rete mista nei comuni afferenti agli impianti di depurazione e gravanti quindi sui corsi d'acqua oggetto di studio, assumendo che la distribuzione di tale tipo di reti all'interno delle aree urbanizzate dei singoli territori comunali fosse omogenea. Non sono stati considerati gli scarichi non collettati in quanto il grado di copertura del servizio di fognatura e depurazione in provincia di Varese era del 96% nel 2014 e l'influenza degli scarichi non collettati si può quindi ritenere, complessivamente, non significativa. I dati utilizzati per la stima dei carichi derivanti dagli scaricatori di piena sono indicati in Tab.4.19 mentre in Fig.4.15 è riportata la mappatura delle aree urbanizzate afferenti ai due agglomerati.

Tab. 4.19 – Percentuale di rete mista nei comuni dei bacini del Boesio, estensione delle aree urbanizzate e numero di abitanti serviti da rete mista

Bacino	Agglomerato	Comuni	% rete mista	Aree urbanizzate servite da rete mista (ha)	Abitanti serviti da rete mista
Boesio	Casalzuigno	Cuvio	100	80	1674
		Casalzuigno	72	55	962
		Cuveglio	100	65	3428
		Orino	0	0	0
		Azzio	79	40	628
		TOTALE		240	6692
	Laveno-Mombello	Laveno-Mombello	100	3939	8901
		Cittiglio	83	146	3330
		Brenta	0	0	0
		Caravate	77	14	1988
		Gemonio	97	17	2794
		TOTALE		4116	17013



Fig. 4.15 – Mappatura delle aree urbanizzate afferenti agli impianti di Casalzuigno e Laveno-Mombello.

Valori adottati per i parametri di calcolo

Ai fini dell'applicazione delle sopra citate formule si sono considerati valori dei parametri coerenti con i dati medi dell'ampia letteratura prima citata.

In particolare:

- per la precipitazione media annua P si è assunto il valore complessivo della provincia di Varese per il 2015 (1427 mm);
- le superfici urbane interessate da ogni agglomerato sono state ricavate planimetrando le aree indicate nelle schede relative agli agglomerati del Piano d'Ambito della Provincia di Varese del 2014 e i dati di utilizzo del suolo contenuti nella banca dati DUSAF 4.0 (Regione Lombardia, 2012);
- per il numero medio annuo di giorni piovosi si è assunto per ogni agglomerato il valore di 77, relativo all'anno 2015;
- per il coefficiente λ (frazione media della superficie del bacino interessata dai processi di accumulo e dilavamento) si è assunto per tutti gli agglomerati il valore 0,05. In proposito si noti che usualmente la percentuale di area urbanizzata occupata dalla viabilità, cioè dalla superficie potenzialmente inquinabile, è dell'ordine del 20 – 30%; l'adozione del su citato 5 % è riferibile alla tipologia prevalentemente turistico-residenziale degli agglomerati interessati. Fa eccezione la città di Varese, dove le caratteristiche del territorio sono più marcatamente urbane, per la quale si è adottato per il coefficiente λ il valore 0,5;
- per il coefficiente I (frazione dell'inquinante x mediamente rimossa dalle misure non strutturali) si è assunto il valore 0 (assenza di tali misure);
- come valore rappresentativo delle concentrazioni medie nelle acque meteoriche di dilavamento si è assunto $C_x^P = 150$ mg COD/l. Si sono presi i valori di riferimento riportati in letteratura omogeneamente per tutti gli agglomerati in quanto tra l'uno e l'altro cambia certamente la frazione urbanizzata, ma l'entità del carico specifico dovrebbe essere analoga.

Per quantificare i carichi veicolati dalle acque nere si è assunto il valore standard di carico specifico prodotto dalla popolazione $G_x = 120$ g COD/abitante giorno)

Avendo considerato solo le reti fognarie miste, e tenendo in considerazione i risultati ottenuti dagli studi sperimentali, si è assunto che i manufatti scaricatori di piena, dimensionati con valori usuali del rapporto di diluizione, siano tali da inviare agli impianti di trattamento circa la metà del carico annuo in arrivo, ovvero che $r_x^{Comb} = 0,5$.

Inoltre, rilevata dal Piano d'Ambito l'assenza o l'inadeguatezza generalizzata di vasche di prima pioggia, si è ritenuto opportuno trascurare l'eventuale futura presenza delle stesse, quindi assumendo $w_x^{Comb} = 0$.

A titolo di esempio dei calcoli effettuati si riportano i risultati relativi all'agglomerato di Casalzuigno con riferimento ai carichi di COD, mentre la Tab.4.20 riassume i risultati ottenuti per i tre agglomerati.

Agglomerato di Casalzuigno

Superficie urbanizzata servita da rete mista = 240 ha; Abitanti equivalenti considerati = 6.692 AE; densità media $Dens = 27,91$ AE/ha.

- massa di COD presente nelle acque nere in rete nei d giorni di pioggia

$$M_x^{Foul,d} = \frac{Dens \cdot G_x \cdot d}{1000} \quad (\text{con } G_x = 120 \text{ g/AE giorno; } d = 77 \text{ g/anno})$$

$$= 258 \text{ kg/ha/anno} = 61.834 \text{ kg/anno.}$$

- massa di COD dilavata dal volume medio annuo di pioggia P e presente in rete nei d giorni di pioggia

$$M_x^P = \frac{P \cdot \lambda \cdot C_x^P}{100} \cdot (1-l) \quad (\text{con } P = 1427 \text{ mm/anno; } \lambda = 0,05; C_x^P = 150 \text{ mg/l; } l = 0)$$

$$= 107 \text{ kg/ha/anno} = 25.659 \text{ kg/anno;}$$

- - massa complessiva di COD effluente dagli scaricatori di piena nei d giorni di pioggia

$$M_{of,x}^{Comb,d} = r_x^{Comb} \cdot w_x^{Comb} \cdot (M_x^{Foul,d} + M_x^P) \quad (\text{con } r_x^{Comb} = 0,5; w_x^{Comb} = 0 \text{ mg/l})$$

$$= 182 \text{ kg/ha/anno} = 43.747 \text{ kg/anno.}$$

Tab. 4.20 - Sintesi dei risultati del calcolo dei carichi in uscita dagli scaricatori di piena nei due agglomerati del Torrente Boesio (Casalzuigno e Laveno-Mombello)

Agglomerato (nome depuratore)	Kg COD/anno da scaricatori di piena
Casalzuigno	43.747
Laveno-Mombello	298.836

Pur con l'imprecisione derivante dalle stime e dalle simulazioni effettuate, i dati ottenuti consentono di trarre alcune interessanti considerazioni, partendo dal presupposto che quanto osservato per il COD è evidentemente applicabile anche ai carichi di nutrienti la cui generazione segue le stesse vie.

Si osserva in Fig.4.16 che il dato fornito dai calcoli sopra descritti è confrontabile con quello ricavato dalle analisi condotte nel corso dello studio commissionato da CIP AIS. Va anzi sottolineato come il valore ricavato dai dati analitici sia relativo al punto di immissione del Boesio nel Lago Maggiore e che quindi sia lievemente inferiore a quello calcolato per effetto dell'autodepurazione che, comunque, ha luogo lungo il percorso del torrente. La buona rispondenza tra i carichi stimati per il COD e quelli valutati, per lo stesso parametro, in base ai risultati delle analisi porta a confermare il ruolo assolutamente prioritario dell'immissione dei carichi residui in uscita dagli impianti e di quelli sversati dagli scaricatori, in tempo di pioggia, rispetto ai carichi diffusi.

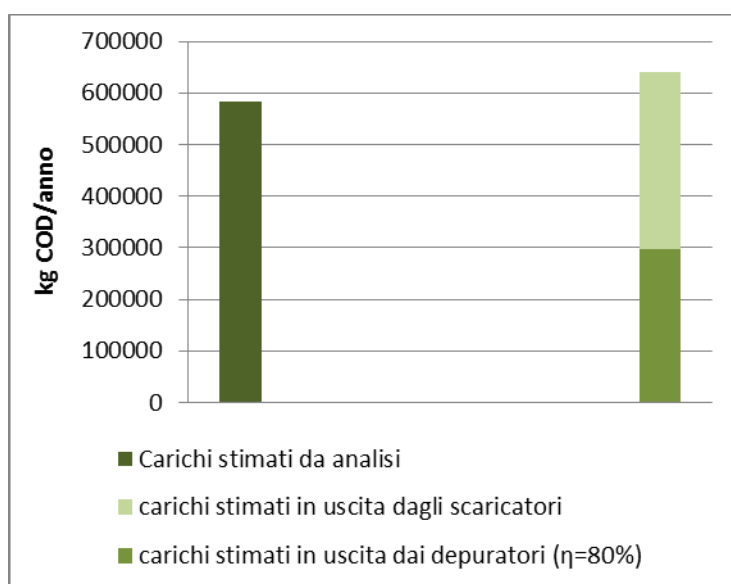


Fig. 4.16 - Confronto tra i carichi di COD veicolati dal Boesio al Lago Maggiore calcolati in base ai dati analitici ottenuti nel corso dello studio CIP AIS e in base alle simulazioni sopra descritte

In definitiva, si può dunque confermare che i carichi immessi dal Boesio nel Lago Maggiore possono essere quantificati in base ai dati analitici ottenuti, come riportato in Tab.4.21, anche per azoto e fosforo.

Tab. 4.21- Carichi inquinanti immessi annualmente nel Lago Maggiore, calcolati con i dati raccolti nella stazione 5 (Laveno – Foce).

Sito	COD	NH ₄ -N	TN	TP
	(t/anno)	(t/anno)	(t/anno)	(t/anno)
5	582	7,5	359	4,8

Si rileva infine che il carico immesso dagli scaricatori di piena in tempo di pioggia è dello stesso ordine di grandezza di quello immesso dagli impianti di depurazione, in linea con quanto riportato in letteratura. Pertanto, appare importante, al fine di conseguire un miglioramento nella qualità delle acque, che vengano effettuati interventi sulla rete atti a diminuire il contributo degli scaricatori. D'altra parte, lo stesso Piano d'Ambito prevede importanti investimenti proprio per dotare di vasche di laminazione gli scaricatori di piena e per separare i tratti di rete che tuttora sono di tipo misto. Un ulteriore miglioramento potrebbe forse derivare da un'ottimizzazione delle prestazioni degli impianti di depurazione, in merito al quale non sono tuttavia state effettuate valutazioni specifiche. Peraltro, si ricorda che il carico residuo in uscita dagli impianti di depurazione è stato calcolato assumendo cautelativamente, ma arbitrariamente, un rendimento di rimozione del COD del'80%.

5 FIUME BARDELLO

5.1 Qualità delle Acque

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle cinque stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabb.5.1÷5.3) è stato possibile definire lo stato di qualità LIMeco (elementi chimico-fisici a sostegno della determinazione dello stato ecologico complessivo), secondo la classificazione del D.M. 260/2010, i cui risultati sono riportati nelle Tabb. 5.4÷5.6. Anche in questo caso per le tabelle di riferimento per la determinazione del valore dell'indice LIMeco si rimanda al capitolo 2 (Materiali e Metodi).

Tab. 5.1- Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il fiume Bardello nel 2013

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E.coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	UFC/100ml
1	13,8 ± 8,8	6,10 ± 1,10	62,1 ± 23,4	289 ± 30	7,8 ± 0,1	10 ± 2	0,316 ± 0,369	2,369 ± 0,091	0,058 ± 0,039	33 ± 46
2	12,8 ± 8,0	9,10 ± 1,90	86,9 ± 1,3	356 ± 7	7,7 ± 0,5	8 ± 1	0,296 ± 0,237	2,061 ± 1,316	0,140 ± 0,148	2462 ± 2727
3	12,9 ± 7,9	9,90 ± 2,20	94,6 ± 3,3	367 ± 4	7,6 ± 0,7	9 ± 3	0,314 ± 0,215	1,393 ± 1,746	0,388 ± 0,499	3870 ± 3210
4	11,3 ± 8,5	10,20 ± 5,00	91,4 ± 27,4	454 ± 29	7,8 ± 0,5	6 ± 1	0,068 ± 0,014	1,537 ± 1,245	0,443 ± 0,513	500 ± 283
5	13,3 ± 7,6	10,10 ± 2,20	97,2 ± 3,7	399 ± 27	8,0 ± 0,4	7 ± 3	0,331 ± 0,249	1,631 ± 1,724	0,520 ± 0,629	4233 ± 5280

Tab. 5.2 - Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il fiume Bardello nel 2014

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E.coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	UFC/100ml
1	16,7 ± 5,7	8,28 ± 2,40	76,1 ± 37,5	284 ± 13	8,3 ± 0,4	11 ± 0	0,247 ± 0,223	2,133 ± 1,558	0,045 ± 0,039	70 ± 80
2	15,8 ± 5,7	9,10 ± 0,55	94,3 ± 6,3	326 ± 41	8,0 ± 0,5	12 ± 1	0,297 ± 0,227	1,545 ± 0,851	0,020 ± 0,010	1660 ± 2025
3	15,9 ± 5,7	9,9 ± 0,48	101,4 ± 5,8	350 ± 15	8,1 ± 0,3	10 ± 1	0,352 ± 0,102	0,970 ± 0,519	0,020 ± 0,017	2460 ± 2735
4	15 ± 6,1	10,6 ± 0,97	115,3 ± 5,3	391 ± 34	8,1 ± 0,2	10 ± 2	0,118 ± 0,071	1,011 ± 0,291	0,034 ± 0,034	948 ± 553
5	16,1 ± 5,8	8,46 ± 0,77	90,6 ± 9,4	356 ± 19	8,3 ± 0,2	9 ± 1	0,326 ± 0,138	0,967 ± 0,192	0,037 ± 0,033	3980 ± 367

Tab. 5.3 - Parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il fiume Bardello nel 2015

Sito	T	DO	DO %	Cond.	pH	COD	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TP	E.coli
	(°C)	(mg/l)		(µS/cm)		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	UFC/100ml
1	17,1 ± 6,8	9,24 ± 4,47	99,0 ± 47,9	283 ± 20	7,5 ± 0,3	10 ± 2	0,181 ± 0,088	0,052 ± 0,066	0,016 ± 0,020	185 ± 214
2	16,0 ± 5,9	9,41 ± 1,72	97,2 ± 10,9	362 ± 34	7,8 ± 0,2	10 ± 1	0,164 ± 0,121	1,120 ± 1,178	0,037 ± 0,024	1286 ± 652
3	16,3 ± 6,5	9,61 ± 1,41	98,8 ± 4,9	369 ± 16	7,7 ± 0,4	10 ± 1	0,207 ± 0,158	0,938 ± 0,994	0,045 ± 0,043	1881 ± 3383
4	15,9 ± 7,0	9,19 ± 2,06	90,4 ± 13,1	381 ± 6	8,0 ± 0,2	14 ± 6	0,153 ± 0,136	0,850 ± 1,059	0,043 ± 0,042	1873 ± 3585
5	15,2 ± 6,7	9,94 ± 2,23	100,1 ± 8,3	390 ± 22	8,0 ± 0,2	10 ± 1	0,176 ± 0,199	1,006 ± 0,928	0,051 ± 0,051	1669 ± 2926

Tab. 5.4 - Punteggi LIMeco relativi alle cinque stazioni di campionamento per l'anno 2013.

Sito	Località	Ott 13	Dic 13	Media	Classe
1	Gavirate	0,500	0,188	0,344	3
2	Besozzo	0,313	0,406	0,359	3
3	Brebbia canale	0,313	0,750	0,531	2
4	Brebbia	0,156	0,500	0,328	4
5	Brebbia foce	0,313	0,625	0,469	3

Tab. 5.5 - Punteggi LIMeco relativi alle cinque stazioni di campionamento per l'anno 2014.

Sito	Località	Apr 14	Ago 14	Ott 14	Dic 14	Media	Classe
1	Gavirate	0,281	0,375	0,594	0,188	0,359	3
2	Besozzo	0,625	0,656	0,750	0,406	0,609	2
3	Brebbia canale	0,563	0,625	0,594	0,750	0,633	2
4	Brebbia	0,531	0,563	0,438	0,500	0,508	2
5	Brebbia foce	0,625	0,500	0,281	0,625	0,508	2

Tab. 5.6 - Punteggi LIMeco relativi alle cinque stazioni di campionamento per l'anno 2015.

Sito	Località	Apr 15	Giu 15	Set 15	Dic 15	Media	Classe
1	Gavirate	0,563	0,625	0,625	0,531	0,586	2
2	Besozzo	0,313	0,875	0,531	0,406	0,531	2
3	Brebbia canale	0,500	0,813	0,625	0,438	0,594	2
4	Brebbia	0,531	0,875	0,688	0,438	0,633	2
5	Brebbia foce	0,313	1,000	0,781	0,438	0,633	2

Il giudizio LIMeco complessivo per il triennio, ottenuto analizzando la media dei punteggi ottenuti nelle diverse campagne, è riportato in Tab.5.7.

Tab. 5.7– Giudizio complessivo di qualità per la media dei valori del triennio 2013-2015, indice LIMeco.

SITO	Località	n	LIMeco	Giudizio
1	Gavirate	10	0,447	3
2	Besozzo	10	0,528	2
3	Brebbia canale	10	0,597	2
4	Brebbia	10	0,522	2
5	Brebbia foce	10	0,551	2

L'andamento dei parametri chimico-fisici e microbiologici medi è piuttosto costante lungo l'asta fluviale, come risulta anche dalla classificazione dell'indice LIMeco, che colloca la qualità delle acque del Fiume Bardello per lo più in classe "buono", con uno scadimento al livello di "moderato" nel sito 1. Il peggioramento della qualità nel sito 1 è imputabile alle elevate concentrazioni medie di azoto nitrico e fosforo totale in uscita dal Lago di Varese ma potrebbe anche in parte dipendere dallo sversamento dagli scaricatori di piena a monte dell'impianto di depurazione di Gavirate durante le piogge.

5.2 Macroinvertebrati

Le comunità macroinvertebrate sono state campionate secondo la metodologia *multihabitat proporzionale*, già descritta nei capitoli precedenti. I taxa rinvenuti e riconosciuti a livello di famiglia sono riportati in Tab.5.8.

In generale, nei quattro siti di campionamento, le famiglie appartenenti alla sottoclasse degli oligocheti, alla classe dei bivalvi e all'ordine dei ditteri sono quelle più diffuse e abbondanti. Altri taxa con un abbondante numero di individui sono le famiglie appartenenti agli ordini dei Coleotteri e dei Tricotteri (soprattutto Hydropsychidae), e i generi *Dugesia* e *Baetis*. In nessun sito di campionamento sono state rinvenute famiglie dell'ordine dei plecoteri, a cui appartengono alcuni tra i generi più sensibili alla qualità del corpo idrico.

La comunità macroinvertebrata rinvenuta nel sito 1 risulta costituita prevalentemente da taxa tolleranti, oltre a una significativa presenza di *Dreissena polymorpha*, i cui gusci tappezzano l'alveo del torrente. Il sito 1 è l'unico in cui è stata registrata la sua presenza; ciò è sicuramente legato alla vicinanza del sito al Lago di Varese, dove tale bivalve alloctono risulta abbondante e alla bassa idoneità ambientale del resto del fiume per questo organismo. Più in generale le classi dei Bivalvi e dei Gasteropodi risultano essere ben diversificate e abbondanti anche per quanto riguarda le specie autoctone.

Nonostante la scarsa diversificazione morfologica che caratterizza il sito 3, la sua comunità è caratterizzata dalla presenza di efemerotteri delle famiglie dei Baetidae e Caenidae, oltre a quattro famiglie di tricoteri. Da evidenziare l'avvistamento, in fase di attività sul campo, di esemplari di malacostraci adulti, presumibilmente appartenenti ai generi *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*, specie aliene di cui sono stati trovati individui di piccole dimensioni nei campioni provenienti sia dal sito 1 che dal sito 3. Il sito 3, inoltre, è l'unico dei siti considerati in cui non sia stata registrata la presenza di *Corbicula fluminea*, bivalve alieno e invasivo, che invece è risultato presente in tutti gli altri siti di campionamento del torrente Bardello. Questa assenza è sicuramente

imputabile al fatto che il sito di monitoraggio è caratterizzato da un alveo in calcestruzzo e l'assenza di materiale sciolto dove normalmente vengono rinvenute gli esemplari adulti di *Corbicula fluminea*.

Il sito 4 risulta essere quello con la comunità più diversificata tra i quattro siti considerati. Si registra infatti la presenza di tre famiglie di efemerotteri, otto famiglie di tricotteri e tre famiglie di coleotteri. Tale diversificazione della comunità rispecchia certamente la diversificazione dei microhabitat, sia in termini di granulometria del substrato, sia di classi di velocità della corrente. Le zone di raschio, infatti, consentono una migliore riossigenazione delle acque, permettendo così anche la presenza di taxa più esigenti.

La popolazione del sito 5 è risultata essere abbastanza semplificata, le famiglie più abbondanti appartengono agli ordini degli oligocheti; gli unici efemerotteri e tricotteri risultano appartenere rispettivamente alle famiglie Baetidae, Caenidae e Hydropsychidae, tra le più ubiquitarie e tolleranti dei due ordini.

Tab. 5.8 - Taxa rinvenuti nei siti di campionamento 1, 3, 4 e 5, con relative abbondanze medie (\pm deviazione standard), minimo e massimo.

Ordine o Classe	Famiglia	SITO 1			SITO 3			SITO 4			SITO 5		
		Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max
Efemerotteri	Leptophlebiidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0
	Baetidae	8 \pm 10	0	27	310 \pm 212	93	623	277 \pm 237	23	663	74 \pm 67	8	191
	Caenidae	2 \pm 1	0	3	3 \pm 3	0	7	21 \pm 9	8	27	119 \pm 243	6	613
Tricotteri	Hydropsychidae	60 \pm 76	0	228	227 \pm 408	6	1026	334 \pm 225	66	600	174 \pm 234	30	635
	Hydroptilidae	3 \pm 6	0	17	28 \pm 27	0	67	1 \pm 1	0	2	2 \pm 2	0	4
	Leptoceridae	20 \pm 18	0	41	33 \pm 29	0	68	15 \pm 7	4	23	4 \pm 8	0	20
	Limnephilidae	0 \pm 0	0	0	1 \pm 2	0	5	3 \pm 4	0	9	0 \pm 0	0	0
	Philopotamidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0
	Polycentropodidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	3 \pm 5	0	12
	Rhyacophilidae	14 \pm 32	0	86	0 \pm 0	0	0	11 \pm 20	0	52	1 \pm 1	0	3
	Sericomastidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	2	1 \pm 1	0	3
Coleotteri	Dytiscidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	4 \pm 5	0	12	5 \pm 5	0	10
	Elmidae	1 \pm 2	0	5	12 \pm 9	0	24	233 \pm 177	25	416	152 \pm 138	19	376
	Helodidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	2
	Hydraenidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	7 \pm 8	0	19	0 \pm 0	0	0
Ditteri	Arthericidae	1 \pm 1	0	4	0 \pm 0	0	0	3 \pm 2	0	5	2 \pm 2	0	5
	Chironomidae	435 \pm 313	205	1118	1051 \pm 796	596	2658	382 \pm 245	72	678	627 \pm 982	75	2595
	Limoniidae	2 \pm 3	0	7	2 \pm 6	0	14	8 \pm 9	0	24	6 \pm 10	0	26
	Muscidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0	1 \pm 1	0	3	1 \pm 1	0	3
	Ceratopogonidae	1 \pm 2	0	4	14 \pm 11	0	30	2 \pm 2	0	5	3 \pm 3	0	7
	Empididae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	4 \pm 8	0	19
	Psychodidae	0 \pm 0	0	0	2 \pm 2	0	6	1 \pm 1	0	2	0 \pm 0	0	0

	Simuliidae	126	±	119	0	296	118	±	186	18	496	138	±	69	30	228	119	±	254	0	633	
	Sciomyzidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	1
	Tipulidae	3	±	3	0	8	7	±	8	0	18	2	±	2	0	5	1	±	1	0	2	
	Tabanidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	1	±	2	0	6	0	±	0	0	0	
	Aeshnidae	1	±	1	0	4	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
Odonati	Lestidae	0	±	0	0	0	7	±	7	0	15	10	±	11	0	25	0	±	0	0	0	
	Calopterygidae	2	±	2	0	5	1	±	2	0	3	5	±	3	0	9	12	±	13	0	26	
	Coenagrionidae	3	±	7	0	18	0	±	0	0	0	7	±	11	0	21	1	±	2	0	4	
	Libellulidae	3	±	2	0	4	2	±	1	0	3	2	±	2	0	6	0	±	0	0	0	
	Gomphidae	1	±	1	0	2	0	±	0	0	0	7	±	7	0	19	4	±	4	0	10	
	Platycnemididae	2	±	2	0	6	0	±	0	0	0	4	±	5	0	11	6	±	8	0	22	
Eterotteri	Gerridae	5	±	9	0	24	9	±	11	0	30	1	±	2	0	5	0	±	0	0	0	
Lepidotteri	Crambidae	2	±	3	0	9	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	1	0	1	
Bivalvi (classe)	Sphaeriidae	13	±	11	0	31	10	±	7	0	20	5	±	8	0	18	9	±	14	0	28	
	Corbiculidae	72	±	87	0	256	0	±	0	0	0	18	±	13	0	36	30	±	74	0	181	
	Dreissenidae	190	±	315	1	889	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
Gasteropodi (Classe)	Bithyniidae	22	±	50	0	134	0	±	0	0	0	0	±	1	0	1	0	±	0	0	0	
	Lymnaeidae	20	±	20	0	59	2	±	4	0	7	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
	Physidae	43	±	46	7	115	76	±	49	22	129	7	±	7	1	21	9	±	15	0	36	
	Valvatidae	1	±	1	0	3	1	±	1	0	2	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
	Hydrobiidae	1	±	3	0	8	0	±	0	0	0	1	±	2	0	4	0	±	0	0	0	
	Neritidae	1	±	2	0	5	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
	Planorbidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	1	±	1	0	2	0	±	0	0	0	
Clitellata (classe)	Erpobdellidae	1	±	1	0	2	1	±	2	0	4	7	±	2	5	9	34	±	31	14	83	
	Piscicolidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	1	
	Glossiphoniidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	1	±	1	0	3	0	±	0	0	0	
	Haplotaixidae	15	±	14	0	45	1	±	2	0	4	13	±	7	2	24	1	±	1	0	3	
	Enchytraeidae	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	1	±	1	0	2	8	±	14	0	35	
	Lumbricidae	44	±	32	4	81	1	±	1	0	3	131	±	121	5	258	11	±	18	2	47	
	Lumbriculidae	19	±	9	0	29	0	±	0	0	0	11	±	15	0	38	248	±	154	0	401	
	Naididae	17	±	30	0	82	67	±	68	15	199	15	±	24	4	64	42	±	41	0	94	
	Tubificidae	22	±	12	4	42	18	±	17	0	42	98	±	70	12	167	473	±	472	36	1151	
Turbellaria (classe)	Dugesidae	117	±	247	0	669	65	±	70	0	154	21	±	26	1	59	11	±	20	0	52	
Malacostraca (classe)	Cambaridae	0	±	0	0	1	1	±	2	0	5	0	±	0	0	0	0	±	0	0	0	
	Astacidae	1	±	1	0	2	0	±	0	0	0	0	±	0	0	1	0	±	0	0	0	
	Gammaridae	5	±	10	0	28	7	±	18	0	44	1	±	1	0	3	1	±	2	0	6	
	Asellidae	62	±	42	1	100	7	±	6	0	13	9	±	8	2	24	28	±	31	5	89	
Nematoda (phylum)	Mermithidae	0	±	0	0	0	3	±	5	0	11	0	±	0	0	1	3	±	3	0	8	

I dati ottenuti dal riconoscimento a livello di famiglia dei macroinvertebrati campionati con apposito protocollo sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice STAR_ICMi. I valori di riferimento per la

normalizzazione della tipologia fluviale a cui afferisce il Fiume Bardello e i risultati dell'applicazione dell'indice sono riportati nelle Tabb.5.9 e 5.10.

Tab. 5.9– Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del fiume Bardello, nei diversi siti esaminati.

SITO	STAR_ICMi	CLASSE - STATO ECOLOGICO EQB
BARD1	0.495	3-MODERATO
BARD3	0.486	3-MODERATO
BARD4	0.696	3-MODERATO
BARD5	0.567	3-MODERATO

Tutti i siti campionati risultano in classe 3, corrispondente a uno stato ecologico “moderato”. Tale risultato è indice di una comunità macroinvertebrata poco strutturata e composta da pochi taxa prevalenti, come messo in evidenza in precedenza commentando i dati relativi alle abbondanze medie di ciascun gruppo tassonomico. Il sito 4, per quanto appartenente alla classe 3, risulta essere quello con il maggiore punteggio dell'indice STAR_ICMi. Questi risultati mettono in evidenza come la diversificazione dei microhabitat permetta una maggiore complessità nella comunità biologica, nonostante la qualità delle acque in questo punto di campionamento sia paragonabile in tutti i siti considerati (si veda il paragrafo 5.1).

5.3 Ittiofauna

Negli stessi siti utilizzati per il campionamento della fauna macroinvertebrata sono state effettuate anche indagini sull'ittiofauna tramite la tecnica dell'elettropesca, secondo il protocollo già illustrato per il Torrente Bolletta (cfr. paragrafo 2.3). La checklist delle specie rinvenute per ogni sito, insieme alle stime di densità, espressa come numero di individui per ettaro, sono riportate nelle Tabb. 5.10÷5.12. In tali tabelle non compaiono dati riguardanti il sito 3 (situato nel canale presso Brebbia) poiché in tale sito non è stato rinvenuto alcun individuo in nessuno dei campionamenti. La comunità ittica appare diversificata e numericamente consistente, costituita da specie reofile e limnofile, di cui la maggior parte poco esigente rispetto alla qualità ambientale.

Tra le specie ittiche rinvenute le più abbondanti risultano essere il cavedano, la scardola, il gobione e il ghiozzo.

Tab. 5.10 - Checklist e densità dell'ittiofauna campionata nel torrente Bardello nel 2013.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	individui	individui/ha
Sito 1	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	720	5	69,4
	<i>Barbatula barbatula</i>	Cobite barbatello		1	13,9
	<i>Cobis taenia</i>	Cobite		1	13,9
	<i>Ictalurs melas</i>	Pesce gatto		28	389,4
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		8	111,1
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		1	13,9
	<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota		4	55,6
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		87	1201,9
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		40	555,9
		Totale		175	
Sito 4	<i>Barbus plebejus</i>	Barbo	94,5	4	423,3
	<i>Gobio gobio</i>	Gobione		200	21164,0
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		1	105,8
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		115	12190,5
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		21	2176,9
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		4	423,3
		Totale		345	
Sito 5	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	224	1	44,6
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		1	44,6
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		78	3460,8
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		2	89,3
		Totale		82	

Tab. 5.11 - Checklist e densità dell'ittiofauna campionata nel torrente Bardello nel 2014.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	individui	individui/ha
Sito 1	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	510	2	39,2
	<i>Carassius carassius</i>	Carassio		3	78,4
	<i>Ictalurs melas</i>	Pesce gatto		21	549,0
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		26	627,5
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		16	490,2
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		39	803,9
	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca		16	352,9
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		64	1647,1
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		1	19,6
		Totale		188	
Sito 4	<i>Barbus plebejus</i>	Barbo	360	3	11,1
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa		1	27,8
	<i>Gobio gobio</i>	Gobione		143	5222,2
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		69	2138,9
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		23	722,2
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		2	55,6
		Totale		241	
Sito 5	<i>Gobio gobio</i>	Gobione	280	1	35,7
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		7	285,7
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		5	321,4
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		1	35,7
	<i>Salaria fluviatilis</i>	Cagnetta		2	71,4
	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca		3	107,1
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		11	428,6
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		8	321,4
		Totale		38	

Tab. 5.12 - Checklist e densità dell'ittiofauna campionata nel torrente Bardello nel 2015.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	individui	individui/ha
Sito 1	<i>Carassius carassius</i>	Carassio	510	1	19,6
	<i>Ictalurs melas</i>	Pesce gatto		11	313,7
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		21	490,2
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		14	333,3
	<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota		1	19,6
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		9	253,3
	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca		2	39,2
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		139	3000
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		7	156,9
		Totale		234	
Sito 4	<i>Gobio gobio</i>	Gobione	360	106	5500,0
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		25	1027,8
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		135	4055,6
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		4	138,9
		Totale		270	
Sito 5	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	280	1	35,7
	<i>Gobio gobio</i>	Gobione		1	35,7
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		6	285,7
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		3	142,9
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		1	35,7
	<i>Salaria fluviatilis</i>	Cagnetta		3	142,9
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola		67	2928,6
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		12	500
		Totale		94	

Dalle Tab. 5.10 ÷ 5.12 è possibile notare la presenza di più di una specie esotica, come il persico sole, il lucioperca, il persico trota, la carpa e il barbo, queste ultime ormai considerate parte delle popolazioni autoctone. Tra le specie esotiche emerge anche la presenza del pesce siluro (*Silurus glanis*), che durante i campionamenti è stato rinvenuto nel sito 5 e nel sito 1, dove ne sono stati catturati diversi esemplari di varie dimensioni (da 18 cm a 124 cm di lunghezza). La presenza del siluro è ormai accertata nelle acque dei laghi e dei fiumi lombardi. Il siluro è un pesce d'acqua dolce originario dell'Europa orientale, appartenente alla famiglia dei Siluridae, che in Italia si è molto diffuso inizialmente nei bacini del Po e dell'Adige, più recentemente anche nei bacini dell'Arno e del Tevere. È una specie bentonica, che non disdegna anche acque di bassa profondità. Il pesce siluro è tra i maggiori predatori delle acque interne e si nutre di pesci vivi e morti, anfibi, invertebrati e quant'altro possa trovare sul fondo. Nello specifico, durante la fase

giovanile la sua alimentazione è composta da invertebrati di fondale, mentre nella fase adulta si alimenta di pesci quali anguille e ciprinidi. A causa delle sue elevate dimensioni è alla sommità della catena alimentare. La sua presenza provoca un impoverimento dell'ecosistema, in termini di biomassa e di biodiversità. È stata effettuata l'analisi del contenuto stomacale di alcuni esemplari di medie dimensioni e le specie maggiormente predate sono risultate essere il carassio e la scardola, sono stati rinvenuti anche diversi esemplari di *Procambarus clarkii*. La presenza costante di individui di siluro nelle stazioni 1 e 5 unite all'assenza costante nel tratto intermedio del fiume Bardello fa pensare che non vi sia una popolazione residente ma dei continui fenomeni di colonizzazione a partire dai due ambienti lacustri distanti poche centinaia di metri dalle stazioni di campionamento. Questo tipo di evidenze, unite alle caratteristiche idrologiche e idrauliche del tratto intermedio del fiume Bardello rendono evidente che questo non può fungere da corridoio ecologico per il pesce siluro.

5.4 Valutazione dello stato ecologico

La valutazione dello stato ecologico del fiume Bardello nei diversi siti di campionamento è stata effettuata secondo quanto previsto dal D.M. 260/2010, come già descritto al capitolo 2 (Materiali e Metodi).

La media dei risultati ottenuti nel triennio evidenzia una situazione intermedia tra il buono ed il moderato per quanto riguarda la qualità chimico fisica delle acque ed una situazione moderata per quanto riguarda lo stato della comunità macroinvertebrata con la presenza di numerose specie alloctone.

Tab. 5.13 - Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul Fiume Bardello.

	BARD1 Gavirate	BARD3 Brescia	BARD4 Canale Brabbia	BARD5 Foce
<i>Elementi biologici</i>				
Macroinvertebrati	MODERATO	MODERATO	MODERATO	MODERATO
<i>Elementi chimico-fisici</i>				
LIMeco	MODERATO	BUONO	BUONO	BUONO
Stato Ecologico	MODERATO	MODERATO	MODERATO	MODERATO

5.5 Caratteristiche idromorfologiche e qualità dell'habitat

Sul Fiume Bardello sono state eseguite quattro applicazioni del metodo CARAVAGGIO. I siti sono stati scelti sulla base dei campionamenti eseguiti in precedenza per i macroinvertebrati come riportato in Fig.5.1. Le stazioni quindi ricadono a livello del Lago di Varese (BARD1) del Canale Brabbia (BARD3), del tratto in Deflusso Minimo Vitale del Canale Brabbia (BARD4) e in prossimità della foce nel Lago Maggiore (BARD5).

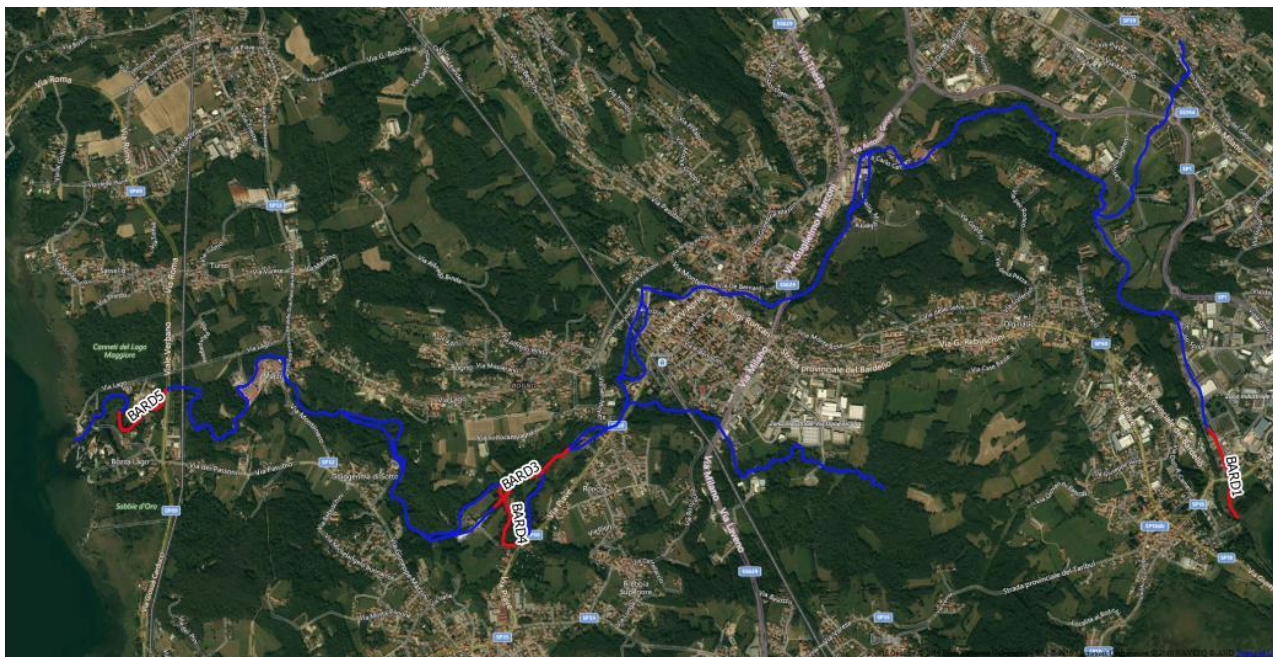


Fig. 5.1 - Localizzazione dei siti di applicazione dell'indice CARAVAGGIO nel bacino del Fiume Bardello.

HQA

Gli habitat del torrente Bardello rientrano nella classe “mediamente diversificato” per 3 dei 4 siti studiati. In particolare, il sito BARD5, il sito BARD3 e il sito BARD4 presentano rispettivamente valori di 38, 49 e 50; collocandosi così nell'intervallo di 38-50 che delimita tale classe. Il sito posto alla foce, BARD5, invece, si pone nella classe “molto diversificato” (HQA 51-60), in quanto raggiunge il punteggio di Indice HQA di 56 (Tab. 5.14).

Per quanto riguarda la classificazione dello stato ecologico, per il Bardello sono stati utilizzati i limiti di classe per “Piccoli fiumi di pianura”, in quanto esso ricade nella categoria 06SS1. I siti di Foce, Brebbia e Canale Brabbia presentano uno stato ecologico elevato, con punteggi rispettivamente pari a 56, 50 e Canale Brabbia 49, superiori alla soglia di 42 (Tab. 5.15, Fig. 5.2).

Il sito BARD5 presenta 4 raschi e 4 pozze. Lungo il tratto esaminato sono stati evidenziati depositi alluvionali erosi, erosione locale della sponda (soprattutto a livello del piede), la presenza di una barra longitudinale vegetata e depositi di sabbia. La vegetazione sulla sponda e sulla sommità è

composta da alberi disposti in maniera continua e semi-continua. In alveo sono presenti notevoli quantità di rami sporgenti, parti vive di radici sommerse e numerosi detriti legnosi. E' stata inoltre osservata la presenza di alberi inclinati e caduti in alveo.

Nel sito posto nel tratto in DMV nel comune di Brebbia sono presenti 10 raschi e 10 pozze, 7 barre di meandro non vegetate, 4 barre laterali non vegetate, 2 coppie di barre alternate, 3 barre trasversali, una barra longitudinale e una barra concava creata dalla presenza di un'opera artificiale. Sono anche presenti depositi di sabbia senza vegetazione. La vegetazione, a livello di sponde e sommità, è composta da alberi con copertura semi-continua sia in sponda destra che sinistra. L'ombreggiatura dell'alveo è estesa, e si nota la presenza di rami sporgenti, grosse radici esposte sulla riva, presenza di detriti legnosi e di alberi inclinati o caduti in alveo.

Il sito Canale Brabbia presenta un raschio, una pozza e una barra trasversale. È inoltre presente un'isola matura. La vegetazione arborea è composta da alberi disposti a gruppi irregolari ed è presente in maniera estesa solamente sulla sommità destra. Sponda destra, sponda e sommità sinistra sono invece coperti da prati e pascoli. Qui la presenza i rami sporgenti, di detriti legnosi e di alberi caduti in alveo è scarsa.

Il sito BARD1, presenta un valore inferiore (38), ricadendo quindi nello stato ecologico "buono". Tale sito presenta tre raschi e due pozze (di cui un raschio e una pozza dati dalla presenza di un'opera artificiale), erosione locale della sponda e la presenza di depositi alluvionali erosi. La vegetazione arborea sulla sponda e sulla sommità è scarsa, formata prevalentemente da arbusti e cespugli. Sulla sommità destra sono presenti prati e pascoli. Sono presenti radici esposte sulla riva, rami sporgenti e detriti legnosi.

Nelle quattro stazioni è presente molto detrito organico a livello dell'alveo bagnato, rappresentato sia da CPOM e da FPOM; sono inoltre presenti macrofite sommerse a foglia allungata e alghe filamentose con una copertura molto estesa in modo particolare nel sito BARD1, BARD3 e BARD4.

Tab. 5.14 - Livelli di diversificazione del Fiume Bardello, secondo l'indice HQA.

SITO	VALORE HQA	LIVELLO DIVERSIFICAZIONE HABITAT
BARD1	38	Mediamente diversificato
BARD3	49	Mediamente diversificato
BARD4	50	Mediamente diversificato
BARD5	56	Molto diversificato

Tab. 5.15 - Stato ecologico del Fiume Bardello, secondo l'indice HQA.

SITO	VALORE HQA	STATO ECOLOGICO
BARD1	38	BUONO
BARD3	49	ELEVATO
BARD4	50	ELEVATO
BARD5	56	ELEVATO

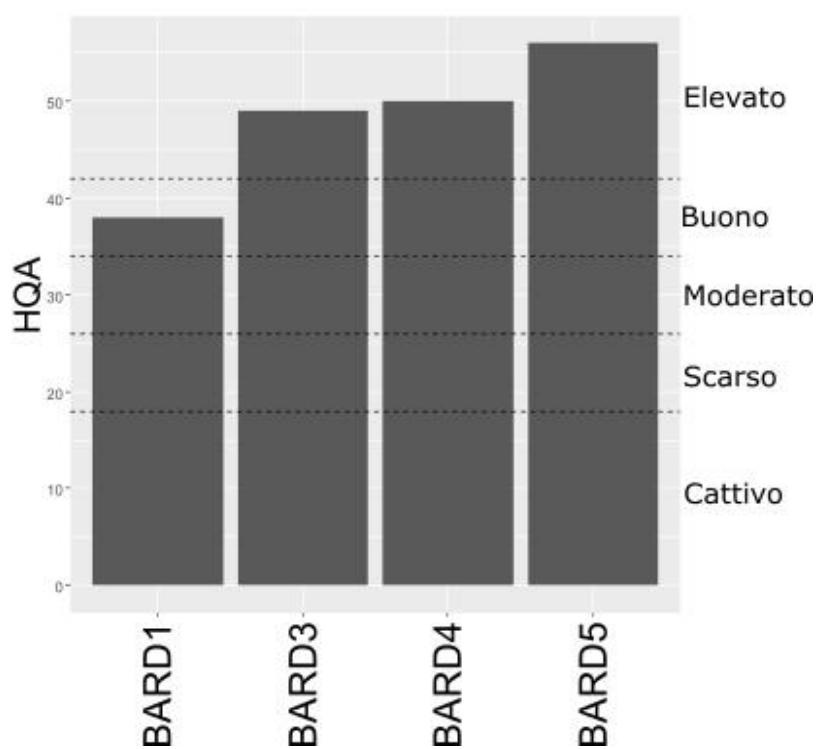


Fig. 5.2 - Valori di HQA e limiti di classe dei quattro siti del T. Bardello

HMS

Secondo l'indice HMS, solamente il sito situato alla foce (BARD5) presenta un buono stato ecologico, con un punteggio di 10. Le altre stazioni hanno stato ecologico inferiore (Tab.5.16, Fig.5.3).

Alla foce, le sponde risultano essere quasi tutte non modificate, tranne in alcuni brevi tratti in cui la sponda risulta essere risezionata (riprofilata), sia sulla destra che sulla sinistra; un piccolo tratto in sponda sinistra è rinforzato. Non sono presenti strutture artificiali, quali ponti, briglie, scarichi ecc.

Le stazioni Brebbia (BARD4) e Lago di Varese (BARD1) presentano entrambe il valore 27 che le colloca in uno stato ecologico "moderato". Questi due tratti hanno entrambi profili delle sponde risezionati e rinforzati in maniera estensiva. In particolare il sito Brebbia presenta la maggior parte della sponda sia sinistra che destra rinforzata per tutta la sua altezza, e in alcuni tratti con rinforzo al solo piede. Qui sono presenti due ponti, un guado e due scarichi. Anche nel sito Lago di Varese la sponda è tutta rinforzata, in alcuni tratti solo al piede. In questa stazione sono presenti 4 ponti, 6 scarichi e una briglia. Infine, la stazione Canale Brabbia (BARD3), presentando un valore elevato dell'Indice HMS (49), si colloca nello stato ecologico "scarso". Praticamente quasi tutto il tratto risulta avere sponde risezionate e rinforzate; inoltre in 8 transetti anche l'alveo risulta rinforzato. Le strutture artificiali sono rappresentate da un ponte e un guado.

Tab. 5.16 - Stato ecologico del T. Bardello, secondo l'indice HMS.

SITO	VALORE HMS	STATO ECOLOGICO
BARD1	27	MODERATO
BARD3	49	SCARSO
BARD4	27	MODERATO
BARD5	10	BUONO

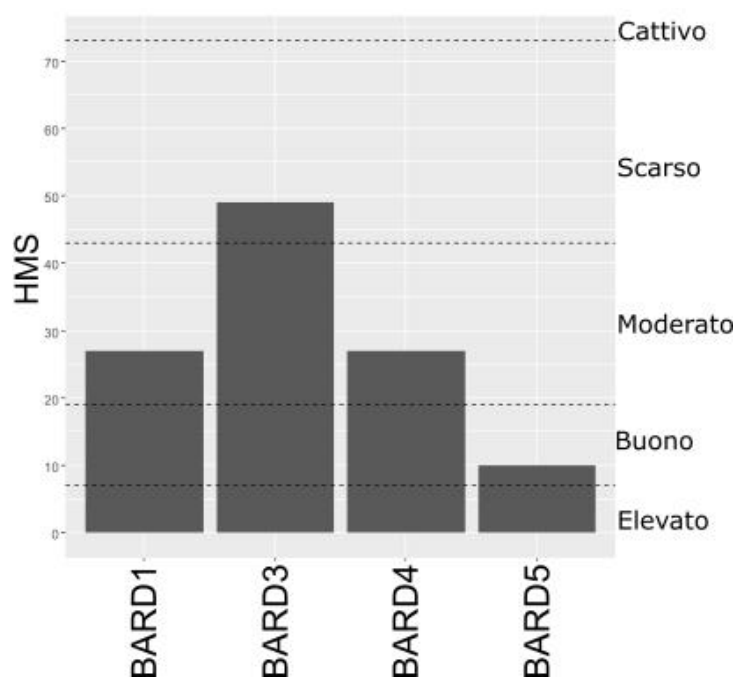


Fig. 5.3 - Valori di HMS e limiti di classe dei quattro siti del T. Bardello

LRD

Per quanto riguarda l'indice LRD, tutti e quattro i tratti esaminati presentano carattere lentico (Tab.5.17, Fig.5.4). In particolare, i tre siti BARD1, BARD4 E BARD5 risultano essere "molto lentici", con punteggi rispettivamente di 43, 42 e 45, compresi quindi tra 30 e 50, che li collocano tra gli estremi della classe.

Il Canale Brabbia risulta classificato come "lentico", ma il un punteggio dell'Indice è di 29,99, molto vicino al limite di 30 che separa la categoria "lentico" da quella del "molto lentico".

Tab. 5.17 - Caratterizzazione lentico/lotico del T. Bardello, secondo l'indice LRD.

SITO	VALORE LRD	CARATTERE LENTICO/LOTICO
BARD1	42	Molto lentico
BARD3	29,99	Lentico
BARD4	45,61	Molto lentico
BARD5	43	Molto lentico

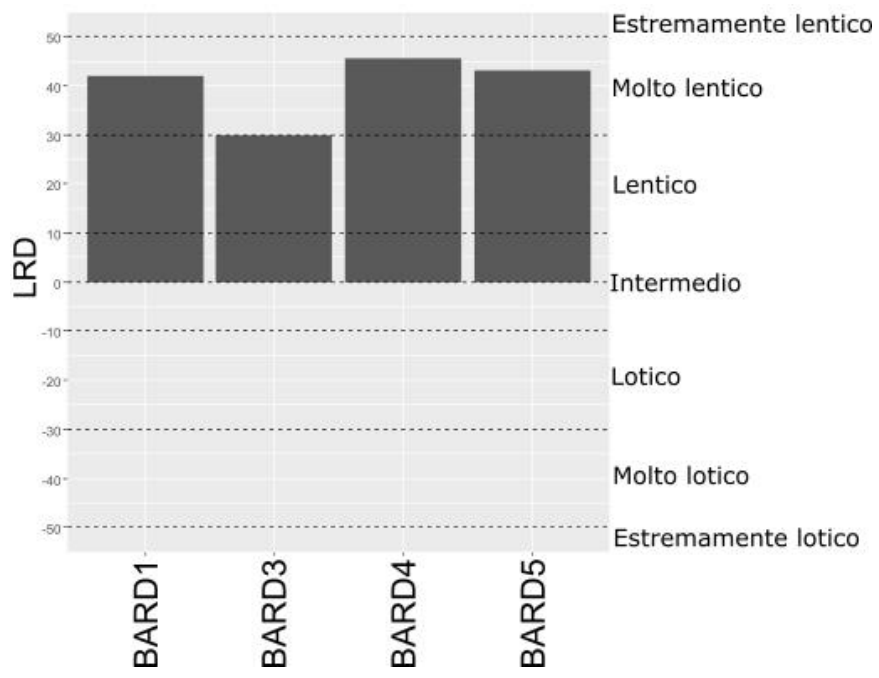


Fig. 5.4 - Valori di LRD e limiti di classe dei quattro siti del T. Bardello.

LUI

L'uso del territorio adiacente a questo corso d'acqua sembra non influire negativamente sulla qualità del corso d'acqua. In base all'Indice LUI, tre siti (BARD3, BARD4 e BARD5) presentano infatti uno stato ecologico "buono" (Tab.5.18, Fig. 5.5).

Le sponde della stazione BARD5, situata vicino alla foce, sono ricoperte principalmente da boschi di latifoglie, cui si aggiunge qualche arbusto e cespuglio. Oltre la sommità della sponda si trovano prati e pascoli, e sulla sinistra anche una zona umida. È presente solamente una strada semplice che corre lungo un piccolo tratto della sommità sinistra.

Nella stazione BARD3, relativa al canale Brabbia, si trovano principalmente prati e pascoli, in entrambe le sponde. Oltre la sommità della sponda destra è presente invece bosco di latifoglie. Non sono presenti strade importanti, ma solamente due strade bianche che corrono per quasi tutta la sommità sinistra e per un solo tratto nella destra.

La stazione BARD4 presenta bosco di latifoglie solo sulla sommità destra; la sinistra e le due sponde sono costituite prevalentemente da parti e pascoli, arbusti e cespugli. Sulla sommità sinistra sono presenti, inoltre, una strada semplice, che percorre la maggior parte del tratto esaminato, ed un piccolo tratto di strada bianca. Anche sulla sommità destra è presente un breve tratto di strada bianca.

La stazione del Lago di Varese, BARD1, si trova nella classe qualitativa inferiore: infatti, con un punteggio di 14,55, risulta avere uno stato qualitativo "moderato".

Le sponde, sia di destra che di sinistra, sono ricoperte quasi esclusivamente da arbusti e cespugli. Ad incidere in maniera significativa sull'elevato valore di questo Indice è la presenza del depuratore posto sulla sommità di sponda destra, dove sono inoltre presenti una strada semplice e una strada bianca. Anche la sommità sinistra risulta particolarmente antropizzata, con la presenza estesa di una zona industriale, di aree urbane, e di una strada semplice. Sono presenti inoltre aree adibite a parchi e giardini.

Tab. 5.18 - Stato ecologico del T. Bardello, secondo l'indice LUI

SITO	VALORE LUI	STATO ECOLOGICO
BARD1	14,56	MODERATO
BARD3	3,28	BUONO
BARD4	2,55	BUONO
BARD5	4,28	BUONO

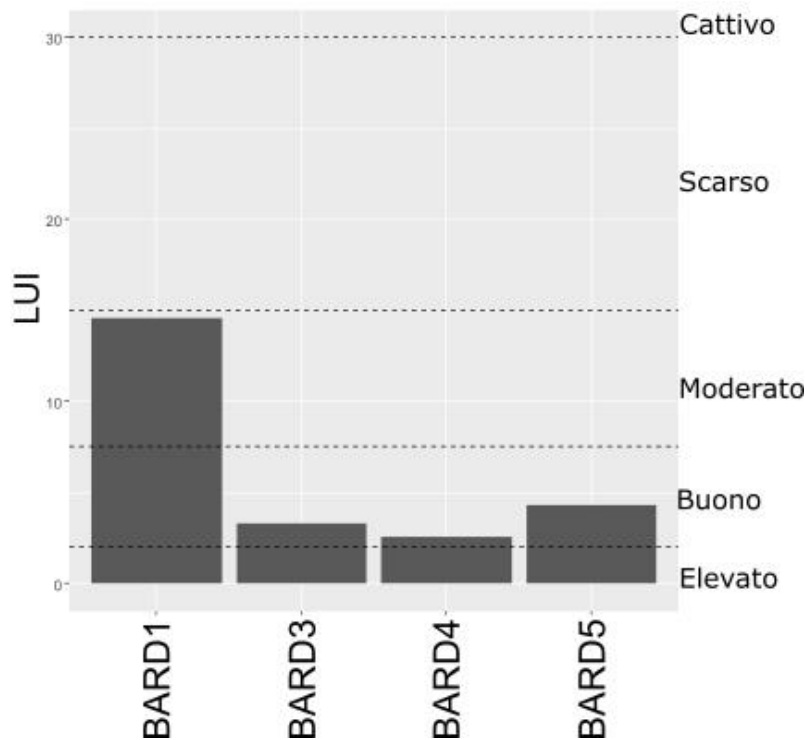


Fig. 5.5 - Valori di LUI e limiti di classe dei quattro siti del T. Bardello.

5.6 Relazioni tra pressioni multiple e comunità biologiche

5.6.1 Il dataset utilizzato

Il dataset utilizzato è composto da 240 campioni di macroinvertebrati raccolti sul fiume Bardello nel triennio 2013 – 2015. Gli organismi appartenenti ad ogni campione raccolto sono stati riconosciuti a livello di famiglia, per ogni sottocampione (0,10 m²) sono state calcolate le sei metriche dell'indice STAR_ICMi. Le caratteristiche della comunità sono state quindi abbinare alle variabili ambientali misurate a livello di microhabitat e a livello di sito. Le unità di misure e le classi utilizzate per ciascuna variabile sono indicate in Tab. 5.19.

Tab. 5.19 - Variabili ambientali descrittive.

Scala	Tipo	Codice	Descrizione
Microhabitat	Continue	VEL	Velocità della corrente (m/s)
		PRO	Profondità dell'acqua (m)
		FINE	Substrati fini (%)
	Categoriche	DOM	Substrato dominante (cemento, megalithal, macrolithal, mesolithal, microlithal, ghiaia, sabbia)
		BIO	Substrato biologico (assente, detrito vegetale, gusci, alghe filamentose, macrofite, piante terrestri)
Sito	Continue	T	Temperatura (°C)
		COND	Conducibilità (µS/cm)
		OD	OD %
		pH	pH
		COD	COD (mg/l)
		NH4	Azoto ammoniacale (mg/l)
		TN	Azoto totale (mg/l)
		TP	Fosforo totale (mg/l)
		UFC	Coliformi totali (UFC/100 ml)
	Categoriche	HQA	Habitat Quality Assessment (Classe)
		HMS	Habitat Modification Score (Classe)
		LUI	Land Use Index (Classe)
		LRD	Lentic Lotic River Descriptor (Classe)

5.6.2 Applicazione del modello Random Forest e selezione delle variabili

E' stato quindi utilizzato il metodo Random Forest per individuare quali fossero, tra le variabili ambientali a disposizione, quelle maggiormente responsabili dello scadimento delle metriche dell'indice STAR_ICMi. Riteniamo che lo studio delle modifiche di tali metriche possa dare un quadro conoscitivo delle dinamiche ecologiche sufficientemente completo ed utilizzabile per comprendere quali aspetti ambientali tenere in considerazione durante la progettazione gli interventi di riqualificazione.

L'analisi è stata condotta separatamente considerando prima la variabilità chimica ed idromorfologica a livello di sito e successivamente la variabilità delle caratteristiche fisiche dei microhabitat. I risultati dell'analisi con Random Forest sono illustrati nelle Figg. 5.6 e 5.7.

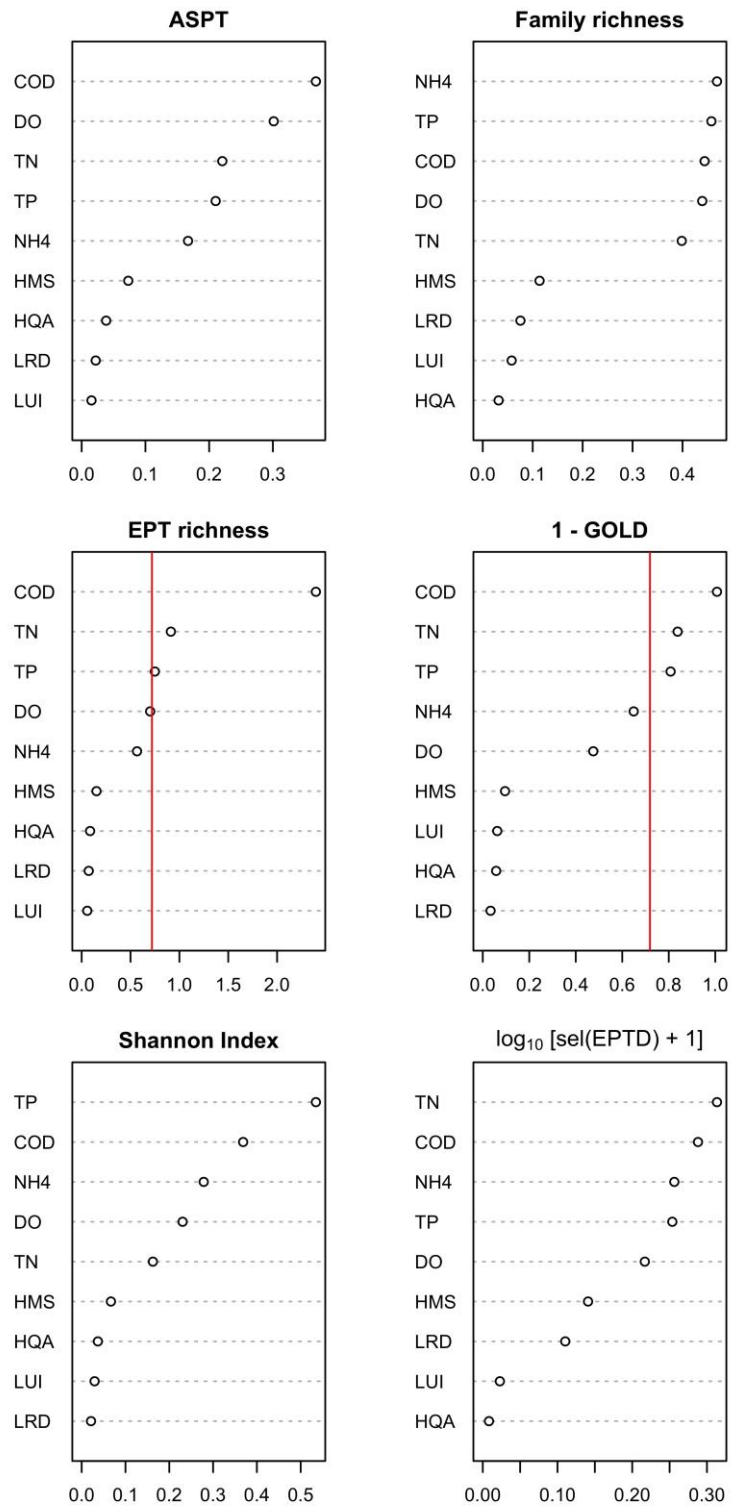


Fig. 5.6 - Risultati dell'analisi a livello di sito con il metodo Random Forest. La linea rossa indica il 30% del punteggio massimo ottenuto.

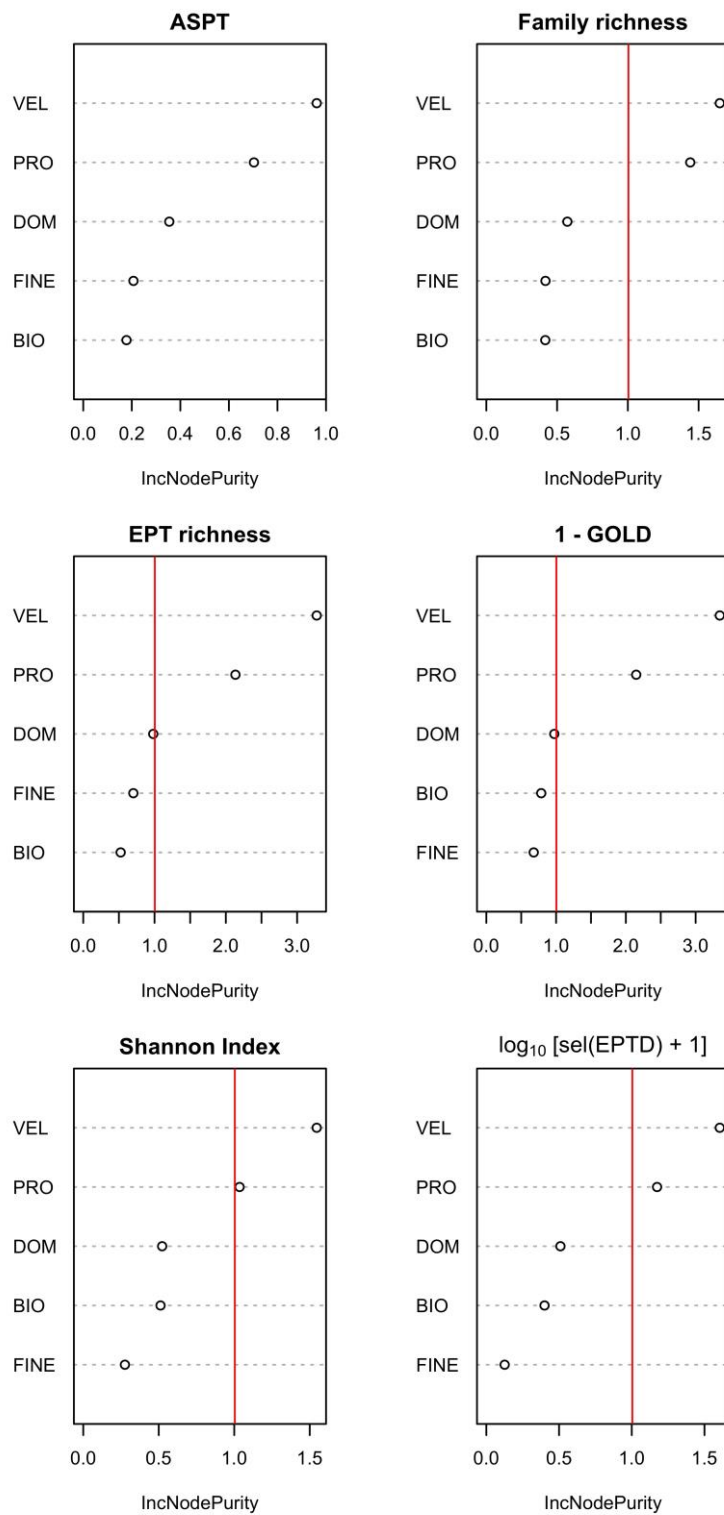


Fig. 5.7 - Risultati dell'analisi a livello di microhabitat con il metodo Random Forest. La linea rossa indica il 30% del punteggio massimo ottenuto.

L'analisi a livello di sito mostra come le metriche maggiormente sensibili alle variazioni chimiche e morfologiche siano EPT richness e 1 – GOLD. Sono state eliminate dalle analisi successive le metriche ASPT, Family richness, Shannon In dex e $Log_{10}(sel_EPTD+1)$ in quanto nessuna variabile testata per queste metriche supera la soglia del 30% del punteggio più alto ottenuto dalla metrica migliore.

Per quanto riguarda l'analisi a livello di microhabitat possiamo osservare come ancora le metriche che risultano essere più legate alle caratteristiche dell'ambiente fisico a piccola scala siano EPT richness e 1 – GOLD.

Anche in questo caso abbiamo escluso dalle analisi successive la metrica ASPT, questa metrica dovrebbe consentire di determinare l'influenza dell'inquinamento da sostanza organica e di eventuali anomalie nella disponibilità di ossigeno disciolto in un fiume considerando la sensibilità delle diverse famiglie di macroinvertebrati raccolte ed è quindi per sua natura poco influenzata dalle caratteristiche locali dell'habitat.

5.6.3 Regressione quantile e studio degli effetti delle variabili selezionate

A seguito della selezione delle variabili mediante l'applicazione della metodologia Random Forest, vengono studiati gli effetti della variazione delle variabili ambientali sulle metriche studiate. Per le variabili continue selezionate precedentemente è stata condotta l'analisi di regressione quantile per valutare il loro singolo effetto sulle metriche biologiche. I risultati dell'analisi di regressione quantile sono riportati in Tab.5.20.

Tab. 5.20 - Risultati dell'analisi di regressione quantile. Per ogni relazione è riportato il livello di significatività (n.s. regressione non significativa; -- regressione non valutata perché scartata dal processo di selezione)

		Metriche				
		1-GOLD	$Log_{10}(sel_EPTD+1)$	EPT Richness	Family Richness	Shannon Index
Variabili	NH ₄	n.s.	n.s.	--	--	--
	TN	p < 0,05	p < 0,01	--	--	--
	TP	n.s.	p < 0,05	--	--	--
	COD	p < 0,0001	--	n.s.	--	--
	OD	n.s.	--	n.s.	--	--
	VEL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	PRO	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

In Fig. 5.8 sono riportati i grafici a dispersione tra le concentrazioni dei nutrienti (azoto e fosforo totale) e di azoto ammoniacale e le metriche 1-GOLD e $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$. L'analisi di regressione quantile ha individuato relazioni statisticamente significative tra queste variabili. L'aumento della concentrazione di azoto totale si riflette in un significativo abbassamento dei valori delle metriche 1 – GOLD e $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$. Anche aumentate concentrazioni di fosforo totale si riflettono nell'abbassamento della metrica $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$.

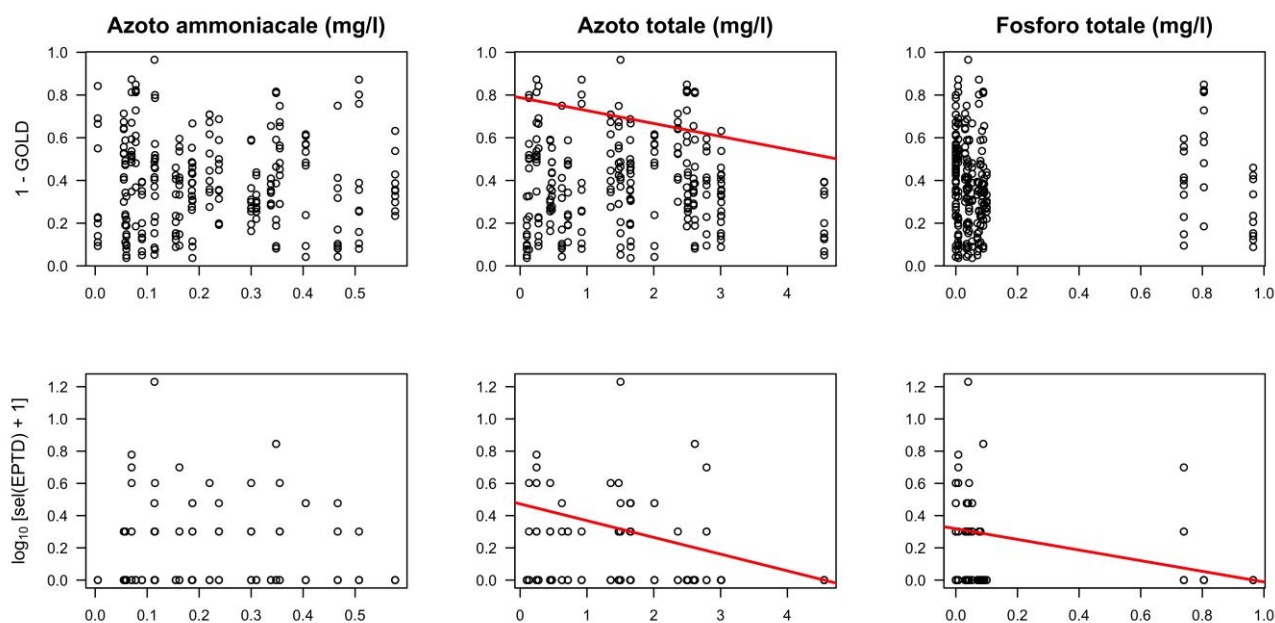


Fig. 5.8 - Grafici a dispersione tra le concentrazioni dei nutrienti (azoto e fosforo totale) e di azoto ammoniacale e le metriche selezionate tramite Random Forest. Sono sovrapposti i modelli di regressione quantile al 90-esimo percentile dove significativi.

In Fig. 5.9 sono mostrati i grafici a dispersione tra la disponibilità di ossigeno e il COD e le metriche EPT richness e 1-GOLD. All'aumentare dello scostamento dell'ossigeno disciolto dalla saturazione e soprattutto del COD gli indici selezionati tendono a diminuire. Questo effetto limitante è risultato statisticamente (Tab.5.20) significativo solo per quanto riguarda la metrica 1 – GOLD. Al diminuire del valore della metrica, aumentano gli individui appartenenti agli ordini di Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri, organismi ubiquitari e tolleranti a diminuite concentrazioni di ossigeno nell'acqua.

In Fig. 5.90 sono mostrati gli andamenti dei valori di delle diverse metriche rispetto alle variabili a livello di microhabitat selezionate mediante l'applicazione della metodologia Random Forest. Si noti come tutte le metriche non siano risultate statisticamente differenti sui gradienti rappresentati dai valori delle variabili testate.

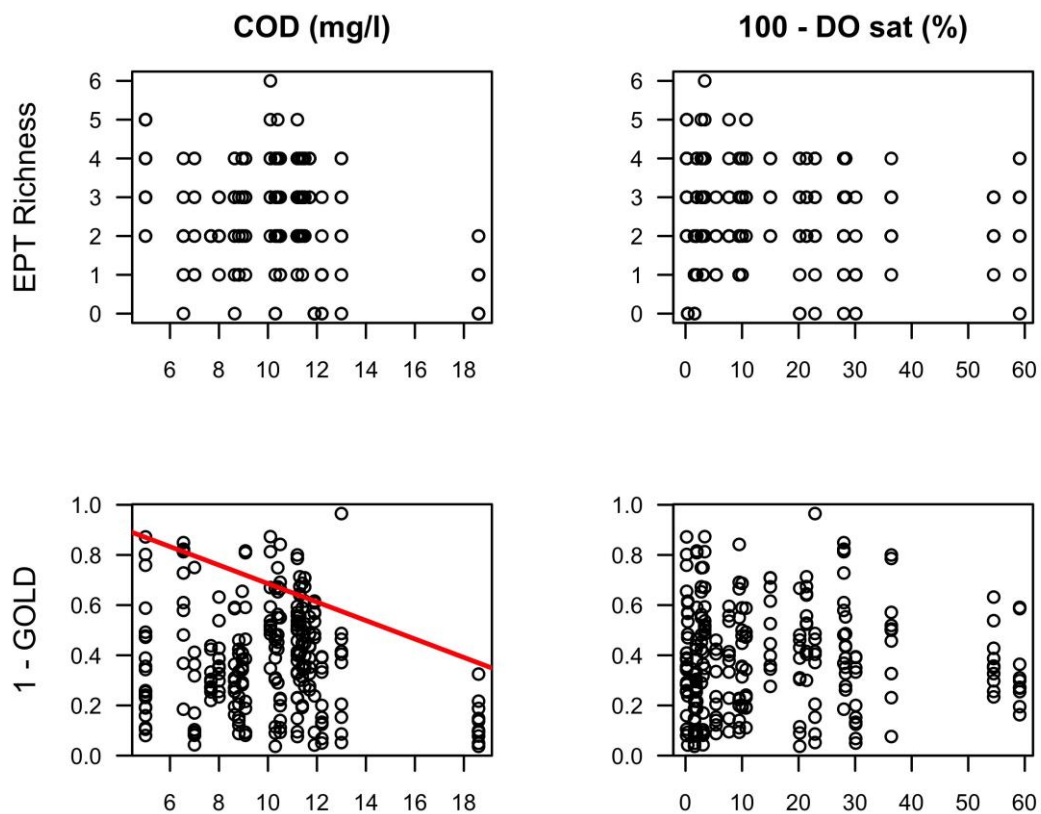


Fig. 5.10 – Grafici a dispersione tra la domanda chimica di ossigeno (COD) e le metriche selezionate tramite Random Forest. Sono sovrapposti i modelli di regressione quantile al 90-esimo percentile dove significativi.

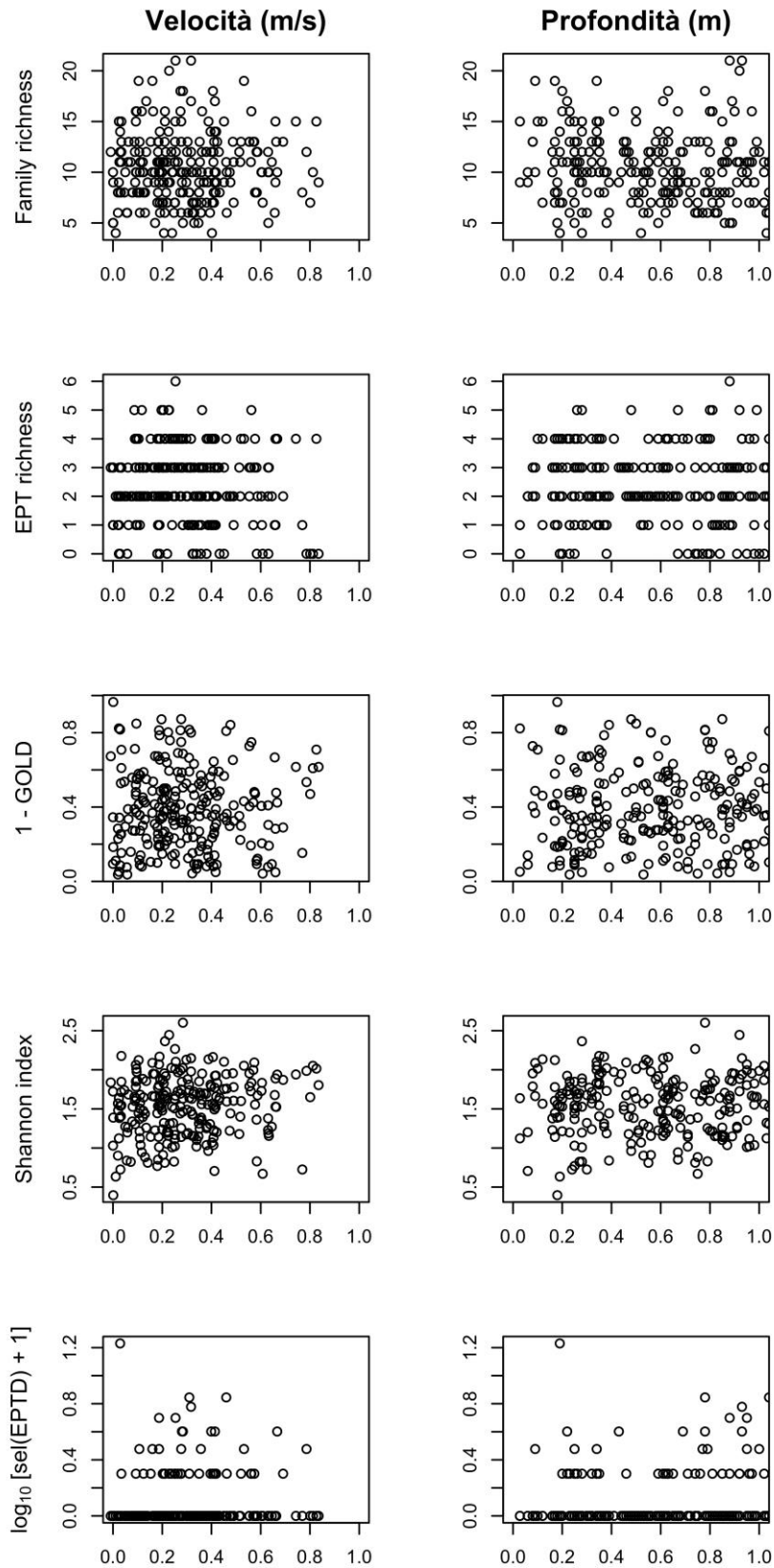


Fig. 5.11– Grafici a dispersione tra profondità e velocità e le metriche selezionate tramite Random Forest. Sono sovrapposti i modelli di regressione quantile al 90-esimo percentile dove significativi.

5.6.4 Conclusioni

La doppia metodologia applicata, il metodo Random Forest e la regressione quantile, permettono di individuare quali siano le variabili che maggiormente influenzano le comunità macroinvertebrate campionate. Dai risultati riportati nelle pagine precedenti, emerge quanto segue:

RANDOM FOREST

- Le metriche biologiche che meglio illustrano la situazione di qualità delle comunità macroinvertebrate sul fiume Bardello sono *1-GOLD*, $\text{Log}_{10}(\text{se_EPTD}+1)$ e EPT richness.

REGRESSIONE QUANTILE

- I valori di *1-GOLD* sono risultati significativamente influenzati solo dalle caratteristiche chimiche (COD e concentrazione di azoto totale); questo risultato è in linea con quanto già esposto. Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri sono gruppi molto tolleranti all'inquinamento e nel caso di studio risultano essere abbondanti in tutti i microhabitat, anche in quelli in cui gli altri gruppi di macroinvertebrati, più esigenti, tendono a diminuire.
- I valori di $\text{Log}_{10}(\text{se_EPTD}+1)$ hanno un andamento simile a *1-GOLD* in riferimento alle caratteristiche chimiche. Ad aumentate concentrazione di nutrienti, tendono a diminuire gli individui appartenenti a famiglie particolarmente sensibili come Efemeroteri, Plecotteri e Tricotteri.

Al contrario del fiume Boesio, dove sono stati evidenziati chiaramente gli andamenti e i gradienti sull'asta fluviale, sul fiume Bardello sono difficilmente rinvenibili gradienti delle variabili studiate. Questo significa che per la sua natura, morfologia e chimica delle acque, le caratteristiche studiate rimangono pressoché invariate su tutta l'asta fluviale, a partire dal Lago di Varese fino alla foce sul Lago Maggiore.

La scarsità di condizioni diversificate all'interno dell'asta fluviale non permette di identificare con certezza situazioni di sviluppo potenziale delle comunità macroinvertebrate. Vengono quindi a mancare siti, o semplicemente mesohabitat, con caratteristiche spiccatamente differenti del resto dell'asta fluviale che permettano di studiare popolazioni macroinvertebrate che siano riuscite a colonizzare ambienti diversificati.

La mancanza di queste condizioni rende difficoltoso stilare proposte di intervento per migliorare la condizione della comunità macroinvertebrata del fiume. Sicuramente meriterebbe un approfondimento lo studio delle specie aliene invasive quali *Corbicula fluminea*, *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*, la cui presenza potrebbe essere causa di scadimenti della qualità della comunità invertebrata. Allo stato attuale, i dati raccolti per queste specie non sono sufficienti per trarre conclusioni debitamente fondate.

La valutazione della contaminazione da PCB nei sedimenti, presentata in sezione 2 CIP AIS per lo stesso triennio mostra che il Bardello presenta le concentrazioni maggiori nel mese aprile. Le stesse osservazioni si possono fare anche considerando i dati normalizzati sulla percentuale di carbonio organico. I congeneri più abbondanti sono risultati i PCB-138 e PCB-153.

Le concentrazioni di mercurio mostrano valori superiori a 0,1 mg Hg kg⁻¹ p.s. nel mese di aprile.

Anche in questo caso il campionamento dei macroinvertebrati e dei contaminanti nei sedimenti non sono stati eseguiti nello stesso periodo e nemmeno negli stessi siti di campionamento, per questo motivo non è stato possibile studiare se esistessero relazioni significative tra contaminanti e comunità biologiche.

5.7 Valutazione dei carichi veicolati al Lago Maggiore

I campionamenti e le analisi sono stati effettuati in diverse condizioni meteorologiche e di portata, nel corso dei tre anni di lavoro, e in base ai risultati analitici è stato possibile calcolare i carichi medi annui di azoto, fosforo e COD veicolati dal Fiume Bardello al Lago Maggiore.

Alla stazione di Gavirate, a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione, i carichi sono stati stimati in 709.261 kg COD/anno, 107.431 kg TN/anno e in 2.219 kg TP/anno e alla stazione di Foce, all'immissione del Bardello nel Lago Maggiore, in 805.427 kg COD/anno, 123.041 kg TN/anno e in 9.443 kg TP/anno.

Tutti i carichi calcolati tendono ad aumentare a foce, rispetto alla stazione adiacente al Lago di Varese (Sito 1), in particolar modo i carichi di fosforo e azoto nitrico, a riprova degli apporti che il Bardello riceve lungo il suo corso, in particolare dall'impianto di depurazione di Gavirate.

Carico residuo in uscita dagli impianti di depurazione

Il carico in uscita dall'impianto di Gavirate è stato stimato semplicemente applicando un coefficiente di rendimento costante, pari all'80%, ai carichi di COD in ingresso. Questi sono stati stimati applicando l'usuale coefficiente di carico unitario, pari a 120 g/abitante giorno, al numero di abitanti attualmente serviti dall'impianto (Tab.5.21) in base al Piano d'Ambito della provincia di Varese del 2014.

Tab. 5.21 – Abitanti di progetto e abitanti serviti dall'impianto di depurazione di Gavirate al 2014
(dati Piano d'Ambito Provincia di Varese)

Impianto	Bacino	AE progetto	AE serviti (2014)
Gavirate	Bardello	110.000	75.000

I carichi residui di COD in uscita dall'impianto di depurazione sono risultati di 657.000 kg/anno

Stime dei carichi di COD effluenti dagli scaricatori di piena degli agglomerati gravanti sul Fiume Bardello

È stata effettuata la simulazione dei bilanci medi annui di COD effluenti dagli scaricatori di piena con la stessa metodologia utilizzata per il Torrente Boesio e descritta al paragrafo 4.6.

Come per il Boesio, è stata considerata la frazione di rete mista nei comuni afferenti all'impianto di depurazione e gravante quindi sul corso del fiume Bardello, assumendo che la distribuzione di tale tipo di reti all'interno delle aree urbanizzate dei singoli territori comunali fosse omogenea. Non sono stati considerati gli scarichi non collettati in quanto il grado di copertura del servizio di fognatura e depurazione in provincia di Varese era del 96% nel 2014 e l'influenza degli scarichi non collettati si può quindi ritenere, complessivamente, non significativa. I dati utilizzati per la stima dei carichi derivanti dagli scaricatori di piena sono indicati in Tab.5.22 e in Fig.5.12 mentre in Tab.5.23 è riportata la sintesi dei risultati del calcolo.

La valutazione dei carichi deve essere effettuata tenendo conto che la stazione di Gavirate si trova a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione che influisce invece sulle concentrazioni rilevabili più a valle (stazione Foce) e quindi sui carichi effettivamente immessi nel Lago Maggiore. Si possono invece attribuire alla prima stazione (Gavirate) i carichi derivanti dagli scaricatori di piena, la cui stima fornisce valori nettamente inferiori a quelli calcolati in base ai dati analitici, ma anche, come già si è detto, al carico in uscita dal Lago di Varese (Fig.5.13).

La Fig.5.13 mostra che il valore finale del carico immesso nel Lago Maggiore è solo lievemente superiore al carico presente in alveo a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto, a conferma di un'intensa autodepurazione. Si ribadisce comunque che il carico residuo in uscita dall'impianto di Gavirate potrebbe essere sovrastimato in quanto derivante dall'assunzione di un'efficienza di rimozione del COD dell'80%. Appare invece basso il carico attribuito dalle stime agli scaricatori di piena rispetto a quello calcolato in base al dato analitico. Questo farebbe supporre l'esistenza di altre immissioni a monte della stazione Gavirate, ma potrebbe anche dipendere, semplicemente, dalle caratteristiche del fiume in uscita dal Lago di Varese. Non è da escludersi un apporto di tipo diffuso, anche se, data la ridotta dimensione della porzione di territorio interessata, la sua entità difficilmente potrà essere significativa.

In ogni caso, ferma restando l'opportunità degli interventi previsti per la separazione delle reti e la realizzazione delle vasche di prima pioggia, si può affermare che, per il Bardello, gli eventi piovosi non determinano scenari particolarmente critici.

Tab. 5.22– Percentuale di rete mista nei comuni del bacino del Fiume Bardello, estensione delle aree urbanizzate e numero di abitanti serviti da rete mista

Bacino	Agglomerato	Comuni	% rete mista	ha urbanizzati serviti da rete mista	Abitanti serviti da rete mista
Bardello	Gavirate	Gemonio	28	54	1304
		Azzate	0	0	0
		Barasso	8	5	126
		Bardello	51	72	1733
		Biandronno	29	44	628
		Bodio Lomnago	93	2	919
		Brunello	51	79	1580
		Buguggiate	100	19	2666
		Casale Litta	16	25	615
		Casciago	58	30	473
		Cazzago Brabbia	4	4	45
		Comabbio	0	0	0
		Comerio	49	29	1526
		Daverio	28	20	274
		Galliate Lombardo	26	97	2426
		Gavirate	41	21	447
		Inarzo	0	0	0
		Luvinate	41	40	760
		Mercallo	79	159	2008
		Ternate	47	53	1158
		Varano Borghi	97	1081	26144
		Varese*	16	14	210
Vergiate**	28	1847	45043		
		TOTALE		54	1304

* Solo il 30% circa dei reflui di Varese è collettato all'impianto di Gavirate

** popolazione della sola frazione Corgeno, allacciata all'impianto di Gavirate

6 Conclusioni

6.1 Bolletta

Le indagini condotte nel periodo 2013-2015 hanno dimostrato che la qualità delle acque è classificabile in Stato Ecologico “buono” nel ramo di monte, “moderato” nella Roggia Molinara e “moderato” alla confluenza dei due rami. Alla foce lo stato di qualità risulta essere “scarso”, soprattutto per effetto dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione di Cuasso al Monte.

Anche per quanto riguarda le caratteristiche dell'habitat, il sito di Foce è sempre il peggiore dei tre, con il valore peggiore dell'indice HMS (Habitat Modification Score).

In base alle analisi effettuate e alle portate immesse nel Ceresio, i carichi annui veicolati dal Bolletta di COD, N totale e P totale sono risultati rispettivamente pari a 269, 100 e 10 t/anno per il 2015 e 98, 37 e 4 t/anno come media per il triennio 2013-15. Il carico di fosforo totale si attesta su valori confrontabili con quelli determinati negli anni precedenti nell'ambito degli studi promossi dal CIPAIS, tenuto conto delle normali fluttuazioni annue, mentre i carichi di azoto totale ed ammoniacale sembrano in diminuzione nell'ultimo anno, come si osserva in Fig.6.1

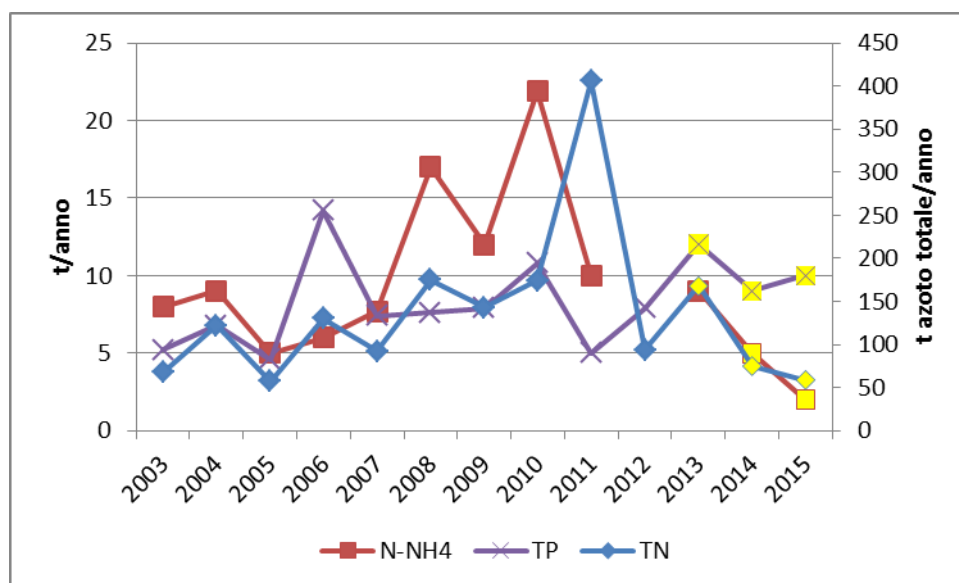


Fig. 6.1 – Carichi (t/anno) di azoto ammoniacale e totale e di fosforo totale immessi dal Bolletta nel Ceresio secondo le stime CIPAIS (dal 2003 al 2012) e secondo le stime del presente studio (dal 2013 al 2015, indicatore giallo).

L'andamento idrologico ha comunque, ovviamente, una forte influenza sull'entità dei carichi che sono comunque dovuti per la maggior parte all'immissione degli effluenti degli impianti di depurazione e in misura molto minore alle altre fonti.

Considerando i contributi specifici dei singoli sottobacini, la Roggia Molinara apporta la maggior parte del carico trofico e di COD, anche per quanto riguarda le fonti diverse dagli effluenti degli impianti di depurazione (carichi diffusi, immissioni dagli scaricatori di piena).

Gli interventi a livello di rete fognaria previsti dal Piano d'Ambito sembrano adeguati allo scopo di ridurre i carichi immessi nel Ceresio nonché al miglioramento delle condizioni del Bolletta.

Ulteriori miglioramenti si potrebbero ottenere mediante interventi di rinaturalizzazione volti a mitigare le alterazioni morfologiche presenti lungo tutta l'asta del torrente e in particolare nel tratto terminale

6.2 Boesio

Nell'asta principale del Boesio la qualità delle acque è risultata essere da «buona» a «sufficiente» nell'asta principale. Uno stato di qualità "elevata" è stato riscontrato, per contro, nel Torrente S.Giulio, affluente del Boesio.

Nell'asta principale, a monte del depuratore di Laveno-Mombello (e, appunto, per il Torrente S. Giulio), lo stato della comunità macroinvertebrata è «buono», mentre scade a «Sufficiente» nei pressi della foce.

E' interessante osservare che nella stazione di Brenta, a valle dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione di Casalzuigno (BOE2), la comunità macroinvertebrata si trova in stato "buono" nonostante lo scadimento dei macroindicatori grazie alla buona morfologia del tratto che assicura sempre una buona ossigenazione delle acque e la presenza di una buona diversificazione degli habitat.

Il carico complessivamente immesso nel Lago Maggiore appare confrontabile con quello calcolato per a partire dal 2003 (tenuto conto delle variazioni annue) per l'azoto ammoniacale e totale, mentre si attesta su valori più bassi (confrontabili solo con il dato del 2010) per il fosforo totale. I carichi stimati dal presente studio per il 2013 e il 2014 sono risultati superiori a quelli indicati nelle pubblicazioni del CIP AIS dal 2003 al 2012, mentre si sono attestati su valori confrontabili con quelli precedenti nel 2015 (Fig. 6.2).

Il contributo degli scaricatori di piena è confrontabile con quello immesso con gli effluenti degli impianti di depurazione. Pertanto, appare importante che vengano effettuati interventi sulla rete atti a diminuire il contributo degli scaricatori. Lo stesso Piano d'Ambito prevede importanti investimenti proprio per dotare di vasche di laminazione gli scaricatori di piena e per separare i tratti di rete che tuttora sono di tipo misto.

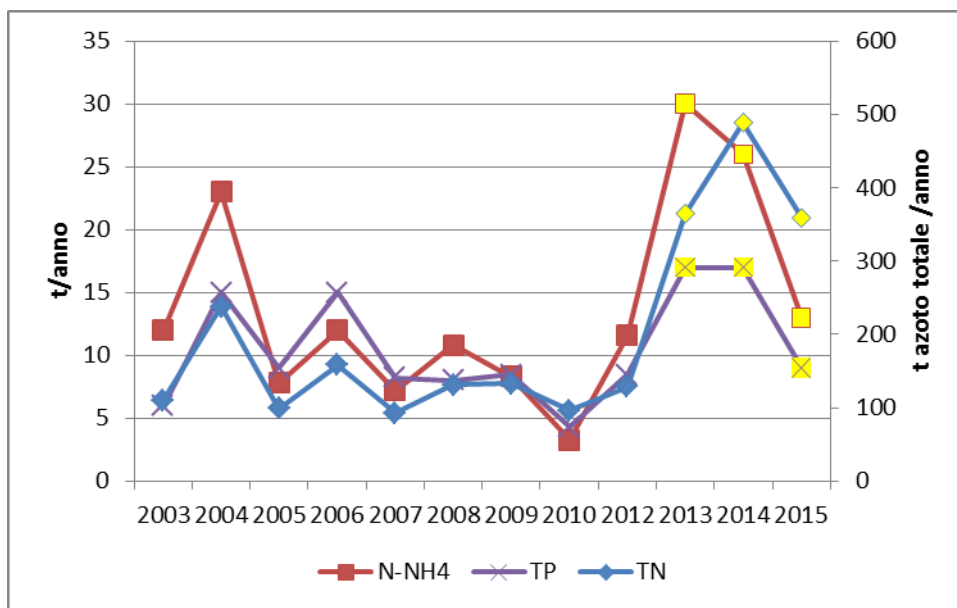


Fig. 6.2 - Carichi (t/anno) di azoto ammoniacale e totale e di fosforo totale immessi dal Boesio nel Lago Maggiore secondo le stime CIPAIS (dal 2003 al 2012) e secondo le stime del presente studio (dal 2013 al 2015, indicatore giallo)

Ulteriori benefici potrebbero derivare da interventi di rinaturalizzazione mirati soprattutto ad incrementare i microhabitat ricchi di **macrofite** che, oltre a creare piccole strutture di ritenzione, ricche di nutrienti, possono essere utilizzate come zone di rifugio per molti macroinvertebrati e a ricreare la presenza di raschi e l'alternanza raschi-buche che consentano lo sviluppo di taxa particolarmente esigenti, adatti ad acque veloci e poco profonde.

6.3 Bardello

Nonostante le elevate concentrazioni di azoto e fosforo in uscita dal lago di Varese, la qualità delle acque risulta generalmente «buona». La scarsa differenziazione dei diversi ambienti permette tuttavia solo lo sviluppo di una comunità macroinvertebrata poco funzionale, destrutturata e di conseguenza abbastanza ubiquitaria (stato «moderato» lungo tutta l'asta).

Le caratteristiche del Bardello non ne compromettono la funzionalità come corridoio ecologico, benchè il substrato limiti di fatto il numero e soprattutto la tipologia dei taxa presenti. Le maggiori differenze tra in sito e l'altro sono infatti legate alla presenza-assenza di specie alloctone quali: *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*.

I dati raccolti sulle popolazioni alloctone non sono sufficienti per la comprensione delle relazioni tra queste e le popolazioni di macroinvertebrati native, ma sono certamente un punto di partenza per approfondire le ricerche.

Anche per il Bardello si osserva un picco dei carichi nel 2013 ed una successiva diminuzione nel 2015 con valori confrontabili con quelli relativi agli anni precedenti per l'azoto ammoniacale e totale e valori inferiori a tutti quelli riportati a partire dal 2003 per il fosforo (Fig. 6.3). Il contributo degli scaricatori sembra essere modesto rispetto al totale

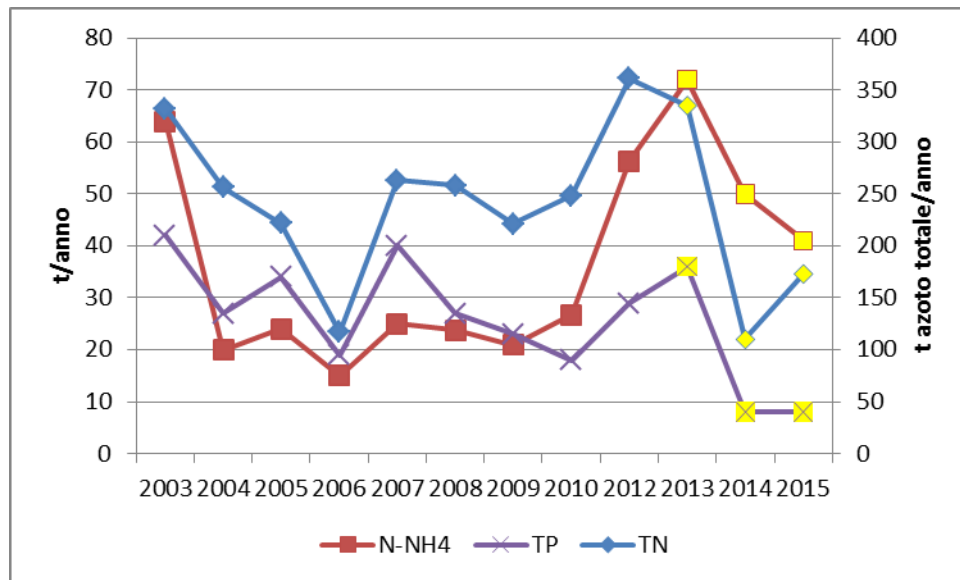


Fig. 6.3 - Carichi (t/anno) di azoto ammoniacale e totale e di fosforo totale immessi dal Bardello nel Lago Maggiore secondo le stime CIP AIS (dal 2003 al 2012) e secondo le stime del presente studio (dal 2013 al 2015, indicatore giallo)

Il valore finale del carico immesso nel Lago Maggiore è solo lievemente superiore al carico presente in alveo a monte dell'immissione dell'effluente dell'impianto, a conferma di un'intensa autodepurazione

7 Bibliografia

AA.VV. (2001). Carta delle Vocazioni Ittiche della Provincia di Varese. <http://www.provincia.va.it/code/13044/Carta-delle-vocazioni-ittiche>

APAT-MATTM (2009). Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua, 2007: pag. 29. In Manuale "Metodi biologici per le acque; parte I". Rapporto APAT XX/2007

Artina, S., Paoletti, A. (1997). Criteri di progettazione, in "Sistemi di Fognatura. Manuale di Progettazione.", AA.VV, Centro Studi Deflussi Urbani - Hoepli, Milano, pp. 15-68, ISBN 88-203-2442-3

Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning* 45(1): 5-32

Buffagni, A., Kemp, J.L. (2002). Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European rivers. *J. Limnol.*, 61: 199-214.

Buffagni, A., Erba, S., Ciampittiello, M. (2005). Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): Principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Istituto di Ricerca Sulle Acque – CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*, 2: 32-46.

Buffagni, A., Erba, S., Pagnotta, R. (2008). Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/EC (WFD): il sistema di classificazione MacrOper per il monitoraggio operativo. IRSA-CNR, *Notiziario dei Metodi Analitici*, Numero speciale 2008: 24-46.

Cade, B.S., J.W. Terrell, and R.L. Schroeder (1999). Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology* 80(1): 311-323.

CEN EN 13946 (2014). Water quality - Guidance for the routine sampling and preparation of benthic diatoms from rivers and lakes.

CEN EN 14407 (2014). Water quality - Guidance for the identification and enumeration of benthic diatom samples from rivers and lakes

Ciaponi, C., Mutti, M., Papiri, S. (2002). A conceptual model for the estimation of loadographs in sewer networks during meteorological events, *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments*, 2nd International Conference, 24-28 June 2002, Capri (Italy), Becciu G. et al. (a cura di), p. 208 cd, CSDU, Milano, 2002

Ciaponi, C., Papiri, S., Sanfilippo, U., Todeschini, S. (a cura di) (2014): *Acque di prima pioggia nei sistemi di fognatura. Manuale di progettazione*. Hoepli - Centro Studi Idraulica Urbana

Ciaponi, C., Papiri, S., Todeschini, S. (2005). *Vasche di prima pioggia: analisi critica di possibili modalità di svuotamento* – Atti del I Convegno Nazionale di Idraulica Urbana: Acqua e Città, Sorrento (NA, Italia), 28-30 settembre 2005

CNR-ISE (2007). *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.): 132 pp.

Di Pasquale, D., Buffagni, A. (2006). Il software CARAVAGGIOsoft: uno strumento per l'archiviazione e la gestione di dati di idromorfologia e habitat fluviali. Istituto di Ricerca Sulle Acque – CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*, 12: 20-30.

European Community (2000). Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, 327: 1-72.

Ferrario, L. (2009). *Quantificazione e caratterizzazione dei carichi di nutrienti in entrata al lago di Lugano (Svizzera – Italia)*. Tesi di laurea discussa all'Università degli Studi dell'Insubria, Facoltà di Scienze MM, FF e NN.

Fornaroli, R., R. Cabrini, L. Sartori, F. Marazzi, D. Vracevic, V. Mezzanotte, M. Annala, S. Canobbio (2015). Predicting the constraint effect of environmental characteristics on macroinvertebrate density and diversity using quantile regression mixed model. *Hydrobiologia* 742:153-167

Hale, R., Coleman, R., Pettigrove, V, Swearer, S.E. (2015). Identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of applied ecology*, 52(4): 928-939.

Henderson, F.M. (1966). Open Channel flow. Macmillan Co., New York, NY, USA.

Koenker, R. and Bassett, G. (1978). Regression quantiles. *Econometrica* 46: 33–50.

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 20–31.

Mancini, L., Sollazzo, C. (2009): Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. Rapporti ISTISAN 09/19, 37 pp.

Milano, V., Pagliara, S., Dellacasa, F. (2004): Dati sperimentali sulla quantità e la qualità dei deflussi urbani nel bacino di Picchianti (LI) nel triennio 2000-2002, Edizioni ETS, Pisa.

Paoletti, A., Sanfilippo, U. (2005). Procedura di stima dei carichi inquinanti medi annui recapitati nei ricettori dai sistemi fognario-depurativi in funzione delle misure strutturali e non strutturali di controllo, in: La tutela idraulica e ambientale dei territori antropizzati, a cura di Paoletti A., Piro P., Sanfilippo U. Atti dei seminari di Parma (5-6 febbraio 2004) e Cosenza (13-15 dicembre 2004), Ed. CSDU, Milano.

Todeschini, S., Papiri, S., Sconfietti, R. (2011). Impact assessment of urban wetweather sewer discharges on the Vernarola river (Northern Italy). *Civil Engineering Environmental System*, 28, 209-229

US EPA (1987). The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNICAS: Documentation and User Manual, EPA 600/3-87/007. US Environmental Protection Agency, Athens, Ga, USA.

Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P. II (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):706-723.