



CONSORZIO DEL TICINO

PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE DEL DMV SUL FIUME TICINO SUBLACUALE

Rapporto finale

ALLEGATO 2

Metodologie di studio



Febbraio 2016

G · R · A · I · A



GESTIONE E RICERCA AMBIENTALE
FOTICK AGGREG



CONSORZIO DEL TICINO

PROGETTO DI SPERIMENTAZIONE DEL DMV SUL FIUME TICINO SUBLACUALE

ALLEGATO 2 *Metodologie di studio*

Febbraio 2016

COORDINAMENTO

DORIANA BELLANI (*CONSORZIO DEL TICINO*)

PROF. GIUSEPPE CROSA (*UNIVERSITÀ DELL'INSUBRIA*)

DR. GAETANO GENTILI (*GRAIA SRL*)

AUTORI

DR. ANDREA ROMANÒ

DR.SSA FRANCESCA SALMASO

DR. ANDREA BUCCHINI

DR.SSA STEFANIA COMPARE



INDICE

1	PREMESSA	2
2	METODOLOGIE APPLICATE	3
2.1	ANALISI DELLO STATO CHIMICO E BIOLOGICO	3
2.2	DESCRIZIONE DELL'HABITAT FLUVIALE	6
2.3	APPLICAZIONE DEGLI INDICI DEL D.M. 260/2010	17
2.4	APPLICAZIONE DI METODI DI ANALISI AGGIUNTIVI.....	21
2.5	MODELLO DELLE PORTATE	24
3	CONFRONTO CRITICO TRA METODI DI ANALISI DEI MACROINVERTEBRATI.....	26
3.1	CONFRONTO TRA LA METODICA IBE E LA METODICA MULTI HABITAT-MACROPER	26
3.2	SCELTA DEI MICROHABITAT	29
3.3	MODALITÀ DI SORTING	32
4	BIBLIOGRAFIA.....	35
4.1	RIFERIMENTI NORMATIVI	36
4.2	SITI WEB CONSULTATI	36

1 PREMESSA

In questo allegato si riportano, per singolo indicatore, le metodologie di indagine che sono state impiegate ai fini del monitoraggio degli effetti ecologici dei DMV rilasciati, sia per ciò che concerne le attività di raccolta dei dati in campo, sia per le successive fasi di analisi.

Le metodiche di campionamento utilizzate sono scaricabili dai siti:

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-parte-i> e <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne> sotto le voci:

- Protocollo per il campionamento dei parametri fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici nei corsi d'acqua superficiali;
- Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua;
- Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili;
- Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici.

Per tutti gli aspetti non direttamente trattati dalla documentazione citata, è stato fatto riferimento a quanto concordato con i Dipartimenti ARPA coinvolti e a quanto indicato dalla *Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) Guidance Document No 7 Monitoring under the Water Framework Directive*.

Le attività di monitoraggio dei corpi idrici, in questi anni, sono state progressivamente aggiornate, riguardo alla pubblicazione di nuove normative e/o linee guida che hanno, nel tempo, definito le modalità di valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici. Ad esempio, dopo due anni dall'avvio della sperimentazione, il 7 febbraio 2011, è stato pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale il Decreto 8 novembre 2010, n. 260 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Il decreto introduce i criteri aggiornati per il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei e sostituisce integralmente l'allegato I alla parte III del D.Lgs. 152/06, modificando in particolare il punto "Classificazione e presentazione dello stato ecologico", per renderlo conforme agli obblighi comunitari, attraverso l'inserimento di criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici. Tale decreto definisce degli indici con cui formulare un giudizio di qualità su un tratto di corso d'acqua in base al confronto con una situazione (teorica o reale) di riferimento, che rappresenta le condizioni della comunità studiata, in assenza di particolari perturbazioni di origine antropica.

Nei prossimi capitoli saranno descritti gli indici previsti dal Decreto sopra indicato. Il presente documento è parte integrante del rapporto finale riassuntivo dei due trienni della sperimentazione sul DMV rilasciato nel Fiume Ticino sublacuale.

2 METODOLOGIE APPLICATE

2.1 ANALISI DELLO STATO CHIMICO E BIOLOGICO

In questo capitolo sono riportate le metodologie d'indagine che sono state impiegate ai fini del monitoraggio degli effetti ecologici dei DMV rilasciati, sia per ciò che concerne le attività di raccolta dei dati in campo sia per le fasi di analisi.

2.1.1 ANALISI DEI PARAMETRI CHIMICI E FISICI DELLE ACQUE

L'analisi dei parametri chimici e fisici è stata eseguita con cadenza mensile, con alcune eccezioni, riportate per ogni tratto di studio all'interno dei capitoli riguardanti i risultati.

Per il campionamento, il trasporto e la conservazione dei campioni di acqua, sono state seguite le indicazioni metodologiche presenti nel documento *Metodi Biologici per le acque superficiali interne* prodotto da ISPRA e consultabile sul sito internet:

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne>

Le analisi chimiche sono state eseguite, per tutto il periodo d'indagine, dal laboratorio di Graia.

In laboratorio le metodiche analitiche utilizzate sono spettrofotometriche, mediante utilizzo di spettrofotometro marca HACH-LANGHE modello DR3800 con kit di analisi preconfezionati in cuvette "test in tube".

Figura 2-1. Spettrofotometro Hach Lange DR3800



Le metodiche corrispondono a quelle previste da APAT-IRSA/CNR, 2003.

- **Fosforo totale:** *IRSA 4110 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003) metodo A2.* Principio: preliminare trasformazione di tutti i composti del fosforo, organici e inorganici, a orto fosfati mediante idrolisi; successivamente gli ioni fosfati formano in soluzione acida con ioni molibdato e antimonio un complesso antimonil-fosfomolibdato che con acido ascorbico si riconduce in blu fosfomolibdato (limite strumentale 0,010 mg/l).
- **Azoto totale:** *IRSA 4060 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003).* Principio: l'azoto in associazione organica e inorganica è ossidato in nitrato dissociandolo con i perossidi solfato. Gli ioni nitrato reagiscono in soluzione solforica e fosforica col 2.6-dimetilfenolo dando il nitro fenolo (limite strumentale 1.0 mg/l).
- **Azoto ammoniacale:** *IRSA 4030 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003) metodo A1.* Principio: gli ioni ammonio reagiscono a un pH 12,6 con ioni di ipoclorito e di salicilato, in presenza di nitro prussiato sodico quale catalizzatore, dando il blu indo fenolo (limite strumentale 0,015 mg/l).
- **Azoto nitrico:** *IRSA 4040 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003) metodo A1.* Principio: ioni nitrato reagiscono in soluzione di acido solforico-fosforico con 2.6-dimetilfenolo dando 4-nitro-2.6-dimetilfenolo (limite strumentale 0,23 mg/l).
- **BOD₅.** Principio: determinazione della domanda biochimica di ossigeno in 5 giorni con inibizione attraverso 5 mg/l di Alliltiurea. L'ossigeno disciolto forma in soluzione alcalina, con un derivato pirocatecolico e in presenza di Fe²⁺, un colorante rosso.
- **COD:** *IRSA 5130 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003).* Principio: reazione con soluzione di acido solforico e dicromato potassico più solfato di argento quale catalizzatore. I cloruri sono mascherati col solfato di mercurio. La colorazione gialla del Cr⁶⁺ è letta fotometricamente (limite strumentale 5 mg/l).

2.1.2 MONITORAGGIO DELLE DIATOME E BENTONICHE

Il monitoraggio delle diatomee bentoniche è stato condotto due volte l'anno, all'inizio e alla fine della stagione estiva, unicamente nel primo triennio. Le eccezioni a questa frequenza, legate a specificità di alcuni tratti di monitoraggio e concordate in sede di Tavolo Tecnico, sono riportate all'interno dei capitoli che si riferiscono ai risultati dei singoli tratti d'indagine.

Per il campionamento, la conservazione e l'analisi dei campioni di diatomee, sono state seguite le indicazioni metodologiche presenti nel documento *Metodi Biologici per le acque superficiali interne* prodotto da ISPRA e consultabile sul sito internet:

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne>

2.1.3 MONITORAGGIO DELLE MACROFITE ACQUATICHE

Il monitoraggio delle macrofite acquatiche è stato condotto con frequenza annuale, durante la seconda parte dell'estate, unicamente nel primo triennio di sperimentazione. Le eccezioni a questa frequenza, legate alle condizioni idrauliche-idrologiche in alcuni tratti e in alcuni periodi sono riportate all'interno dei capitoli riguardanti i risultati dei singoli tratti d'indagine.

Per il campionamento, la conservazione e l'analisi dei campioni di macrofite, sono state seguite le indicazioni metodologiche presenti nel documento *Metodi Biologici per le acque superficiali interne* prodotto da ISPRA e consultabile sul sito internet:

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne>

2.1.4 MONITORAGGIO DEI MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Il monitoraggio dei macroinvertebrati bentonici è stato condotto con frequenza stagionale. Le eccezioni a questa frequenza, concordate in sede di Tavolo Tecnico, sono riportate all'interno dei capitoli relativi ai risultati dei singoli tratti di indagine.

Per il campionamento, la conservazione e l'analisi dei campioni di macroinvertebrati bentonici, sono state seguite le indicazioni metodologiche presenti nel documento *Metodi Biologici per le acque superficiali interne* prodotto da ISPRA e consultabile sul sito internet:

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne>.

2.1.5 MONITORAGGIO DELLA FAUNA ITTICA

Il monitoraggio della fauna ittica è stato condotto con frequenza diversa nei vari tratti in funzione degli obiettivi, della completezza dell'informazione raccolta, dell'eterogeneità dell'ambiente e delle condizioni operative.

Per il campionamento della popolazione ittica sono state seguite le indicazioni metodologiche presenti nel documento *Metodi Biologici per le acque superficiali interne* prodotto da ISPRA e consultabile sul sito internet:

<http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/metodi-biologici-acque/fiumi-fauna.pdf>.

2.2 DESCRIZIONE DELL'HABITAT FLUVIALE

Lo studio dell'habitat fluviale nel suo complesso è stato svolto mediante l'applicazione delle metodologie di seguito descritte.

2.2.1 INDICE DI FUNZIONALITÀ FLUVIALE (IFF)

L'Indice di Funzionalità Fluviale – IFF – (AA. VV., 2003; 2007) rappresenta un'evoluzione della scheda RCE-2 messa a punto da Siligardi & Maiolini (1993), rappresentante a sua volta un adattamento alla realtà dei corsi d'acqua alpini e prealpini dello RCE (*Riparian, Channel and Enviromental Inventory*), elaborato da Petersen nel 1982.

L'IFF, ulteriormente aggiornato nella sua ultima versione del 2007, analogamente ai suoi "progenitori", valuta le caratteristiche dell'habitat fluviale e ripario ed è stato concepito per esprimere la qualità dell'ecosistema fluviale in termini di livello di "funzionalità idrobiologica" del corso d'acqua. La scheda si compone di 14 domande che appartengono a 4 diverse categorie, sulla base degli aspetti che prendono in esame. Nel loro complesso queste domande consentono di indagare tutte le principali componenti dell'ecosistema fluviale, sia abiotiche che biotiche, per ciascuna delle quali vengono fornite 4 possibili risposte cui sono associati altrettanti punteggi. Una volta risposto alle domande, dalla somma dei singoli punteggi attribuiti si otterrà il punteggio finale per ciascuna sponda, al quale corrisponderà una classe di funzionalità fluviale.

La compilazione della scheda deve essere riservata a operatori di provata esperienza nel campo dell'ecologia fluviale: infatti, benché sia apparentemente di facile applicazione, il metodo presuppone adeguata preparazione scientifica, nonché capacità di osservazione e di ragionamento da parte del rilevatore.

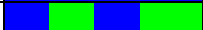
Tabella 2-1 Scheda IFF.

Domanda	Sponda		
	dx		sx
1- Stato del territorio circostante			
Assenza di antropizzazione	25		25
Compresenza di aree naturali e usi antropici del territorio	20		20
Colture stagionali e/o permanenti; urbanizzazione rada	5		5
Aree urbanizzate	1		1
2- Vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria			
Compresenza di formazioni riparie complementari funzionali	40		40
Presenza di una sola o di una serie semplificata di formazioni riparie	25		25
Assenza di formazioni riparie ma presenza di formazioni comunque funzionali	10		10
Assenza di formazioni a funzionalità significativa	1		1
2bis- Vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria			
Compresenza di formazioni riparie complementari funzionali	20		20
Presenza di una sola o di una serie semplificata di formazioni riparie	10		10
Assenza di formazioni riparie ma presenza di formazioni comunque funzionali	5		5
Assenza di formazioni a funzionalità significativa	1		1
3- Ampiezza delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale			

Domanda	Sponda		
	dx		sx
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali maggiore di 30 m	15		15
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali compresa tra 30 e 10 m	10		10
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali compresa tra 10 e 2 m	5		5
Assenza di formazioni funzionali	1		1
4- Continuità delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale			
Sviluppo delle formazioni funzionali senza interruzioni	15		15
Sviluppo delle formazioni funzionali con interruzioni	10		10
Sviluppo delle formazioni funzionali con interruzioni frequenti o solo erbacea continua e consolidata o solo arbusteti a dominanza di esotiche e infestanti	5		5
Suolo nudo, popolamenti vegetali radi	1		1
5- Condizioni idriche dell'alveo			
Regime perenne con portate indisturbate e larghezza dell'alveo > 1/3 dell'alveo di morbida		20	
Fluttuazioni di portata indotte di lungo periodo con ampiezza dell'alveo bagnato < 1/3 dell'alveo di morbida o variazione del solo tirante idraulico		10	
Disturbi di portata frequenti o secche naturali stagionali non prolungate o portate costanti indotte		5	
Disturbi di portata intensi, molto frequenti o improvvisi o secche prolungate indotte per azione antropica		1	
6- Efficienza di esondazione			
Tratto non arginato, alveo di piena ordinaria superiore al triplo dell'alveo di morbida		25	
Alveo di piena ordinaria largo tra 2 e 3 volte l'alveo di morbida (o, se arginato, superiore al triplo)		15	
Alveo di piena ordinaria largo tra 1 e 2 volte l'alveo di morbida (o, se arginato, largo 2 – 3 volte)		5	
Tratti di valle a V con forte acclività dei versanti e tratti arginati con alveo di piena ordinaria < di 2 volte l'alveo di morbida		1	
7- Strutture di ritenzione degli apporti trofici			
Alveo con massi e/o vecchi tronchi stabilmente incassati (o presenza di fasce di canneto o idrofite)		25	
Massi e/o rami con depositi di materia organica (o canneto o idrofite rade e poco estese)		15	
Strutture di ritenzione libere e mobili con le piene (o assenza di canneto e idrofite)		5	
Alveo di sedimenti sabbiosi o sagomature artificiali lisce a corrente uniforme		1	
8- Erosione delle rive			
Poco evidente e non rilevante o solamente nelle curve	20		20
Presente sui rettilinei e/o modesta incisione verticale	15		15
Frequente con scavo delle rive e delle radici e/o evidente incisione verticale	5		5
Molto evidente con rive scavate e franate o presenza di interventi artificiali	1		1
9- Sezione trasversale			
Alveo integro con alta diversità morfologica		20	
Presenza di lievi interventi artificiali ma con discreta diversità morfologica		15	
Presenza di interventi artificiali o con scarsa diversità morfologica		5	
Artificiale o diversità morfologica quasi nulla		1	
10- Idoneità ittica			
Elevata		25	
Buona o discreta		20	
Poco sufficiente		5	
Assente o scarsa		1	
11- Idromorfologia			
Elementi idromorfologici distinti con successione regolare		20	
Elementi idromorfologici distinti con successione irregolare		15	
Elementi idromorfologici indistinti o preponderanza di un solo tipo		5	
Elementi idromorfologici non distinguibili		1	
12- Componente vegetale in alveo bagnato			
Periphyton sottile scarsa copertura di macrofite tolleranti		15	
Film perfitico tridimensionale apprezzabile e scarsa copertura di macrofite tolleranti		10	
Periphyton discreto o (se con significativa copertura di macrofite tolleranti) da assente a discreto		5	
Periphyton spesso e/o elevata copertura di macrofite tolleranti		1	
13- Detrito			
Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi		15	
Frammenti vegetali fibrosi e polposi		10	

Domanda	Sponda		
	dx		sx
Frammenti polposi		5	
Detrito anaerobico		1	
14- Comunità macrobentonica			
Ben struttura e diversificata, adeguata alla tipologia fluviale		20	
Sufficientemente diversificata, ma con struttura alterata rispetto a quanto atteso		10	
Poco equilibrata e diversificata con prevalenza di <i>taxa</i> tolleranti all'inquinamento		5	
Assenza di una comunità strutturata; pochi <i>taxa</i> , tutti piuttosto tolleranti all'inquinamento		1	

Tabella 2-2: Livelli di funzionalità dell'IFF

Valore di IFF	Livello di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore
261-300	I	Ottimo	
251-260	I-II	Ottimo - buono	
201-250	II	Buono	
181-200	II-III	Buono - mediocre	
121-180	III	Mediocre	
101-120	III-IV	Mediocre – scadente	
61-100	IV	Scadente	
51-60	IV-V	Scadente – pessimo	
14-50	V	Pessimo	

2.2.2 RILEVAMENTO DELLE UNITÀ DI MESOHABITAT FLUVIALE

Le caratteristiche morfologiche e idrauliche di un torrente sono elementi importanti per la possibilità di colonizzazione da parte delle comunità biologiche e, in particolare, della fauna ittica, il cui svolgimento dell'intero ciclo vitale (alimentazione, accrescimento, riproduzione) richiede la presenza di diverse tipologie di habitat fluviale. Dal punto di vista dell'ecologia fluviale, è particolarmente interessante lo studio della morfologia di un corso d'acqua a livello di *mesohabitat*, cioè su una scala spaziale nell'ordine della decina di metri e con una durata temporale dell'ordine della decina di anni; gli elementi di mesohabitat, detti anche "unità morfologiche", sono riconducibili alle seguenti tipologie fondamentali (White, 1973; Bisson *et al.*, 1982; Marcus *et al.*, 1990; Mc Cain *et al.*, 1990):

- **pool:** raggruppa le tipologie caratterizzate da velocità di corrente moderata, acque relativamente profonde, fondo costituito da sedimento fine;
- **riffle:** indica tratti con corrente veloce, acqua poco profonda e substrati grossolani e duri;
- **run:** tratti con corrente veloce, flusso laminare, acqua poco o mediamente profonda e substrati grossolani e duri;
- **step pool:** rapide disposte a scalinata, dove piccole pozze, poco profonde e posizionate dietro gruppi di massi, si susseguono alternativamente a corti tratti a pendenza più accentuata che vanno a formare delle piccole cascatelle;

- ***cascade***: si riferisce a tutti quei tratti che non possono ospitare stabilmente pesci, in quanto la velocità di corrente è eccessiva o la profondità d'acqua troppo scarsa; si tratta in genere di tratti con elevata pendenza, vere e proprie cascate o schiene di roccia viva, che spesso sono associati a discontinuità dell'alveo non superabili dai pesci.

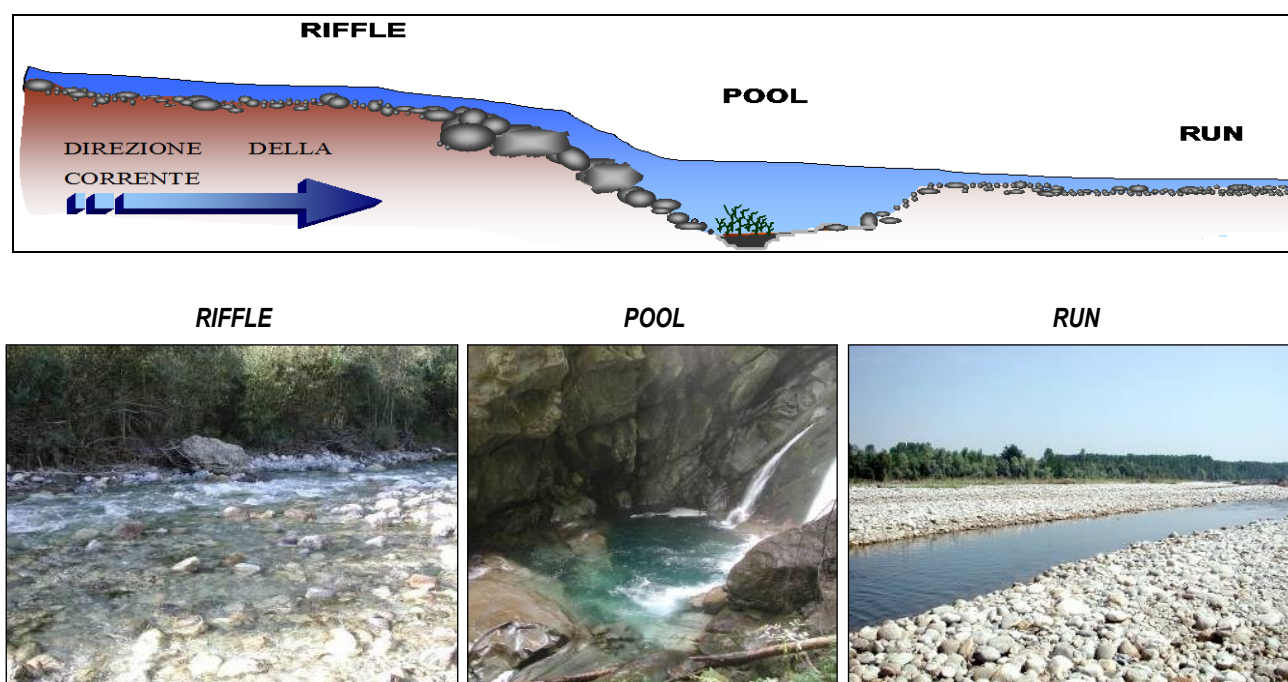
I *riffle* hanno caratteristiche idraulico - morfologiche (acque veloci e ossigenate, substrato grossolano che è ricco di interstizi e offre un'ampia superficie per la crescita del periphyton) particolarmente idonee alla colonizzazione da parte dei macroinvertebrati bentonici e sono pertanto aree preferenziali per l'attività alimentare dei pesci, della cui dieta il macrobenthos è componente fondamentale. Essi rivestono, inoltre, una notevole importanza per l'attività riproduttiva di numerose specie ittiche (p.e. trote e temoli), le cui uova vengono deposte in substrati ghiaiosi e necessitano di un buon ricambio d'acqua; in tali aree si possono verificare temporanei addensamenti di individui adulti maturi nel periodo riproduttivo. Il valore biologico "assoluto" di un *riffle* dipenderà dalle sue caratteristiche: un tratto con fondo ciottoloso sarà meno favorevole alla riproduzione, ma potrà offrire più rifugi e maggiore disponibilità di macroinvertebrati, rispetto a uno con fondo ghiaioso, più adatto invece alla frega.

Le *pool* forniscono rifugio dai predatori aerei e terrestri ai pesci di taglia maggiore, in particolare a quelli che fanno uso di tane come gli individui adulti di trota, che non trovano ripari idonei nelle acque basse dei *riffle*. In corsi d'acqua soggetti a notevoli riduzioni di portata, la presenza di *pool* con un sufficiente volume d'acqua di riserva è fondamentale per garantire la sopravvivenza della fauna ittica nei periodi di magra, durante i quali le tipologie come i *riffle* possono essere soggette ad asciutte. Anche per le *pool* le diverse caratteristiche che le definiscono, quali la profondità massima e la presenza di rifugi, saranno determinanti nel definire il valore biologico che esse rivestono; è ovvio che una *pool* molto profonda sarà più importante per la sopravvivenza dei pesci rispetto ad una *pool* più bassa. Alcune *pool*, inoltre, terminano con una zona di acque veloci e poco profonde, mostrando una conformazione tale da consentire la riproduzione delle trote, grazie alla possibilità di ospitare al contempo i riproduttori e la zona di frega.

Sulla base di quanto esposto appare evidente che un habitat fluviale ottimale dovrà essere caratterizzato da un elevato grado di diversità idraulico - morfologica al suo interno: sarà necessaria la presenza di zone a *riffle* dove sia possibile svolgere l'attività alimentare e la deposizione delle uova, ma anche di *pool* ad esse contigue e collegate (dal punto di vista della percorribilità ittica), dove gli adulti possano trovare rifugio. La presenza di *cascade* può essere un fattore limitante per lo sviluppo della fauna ittica in un tratto di corso d'acqua, se ne determinano un'eccessiva frammentazione dal punto di vista della percorribilità ittica (specialmente se s'interpongono tra aree di frega e aree abitate dai riproduttori) o qualora ne rappresentino una

vasta superficie, che di fatto non è disponibile alla colonizzazione da parte dei pesci. Operativamente la mappatura del mesohabitat è avvenuta identificando le singole unità morfologiche e misurandone lunghezza e larghezza media, tramite telemetro o corda metrata. La composizione del mesohabitat è espressa in termini di percentuale di superficie rappresentata per ciascuna tipologia di unità morfologica. Nei casi in cui non sia possibile percorrere il corso d'acqua, si potrà fornire una stima descrittiva della presenza delle diverse tipologie, con un report fotografico a supporto di quanto riportato.

Figura 2-2: schematizzazione delle principali tipologie di unità morfologiche di mesohabitat – riffle, pool e run



2.2.3 RILIEVI TOPOGRAFICI E IDRAULICO – MORFOLOGICI PER LA MODELLAZIONE DELL'HABITAT FLUVIALE

Attività di rilievo

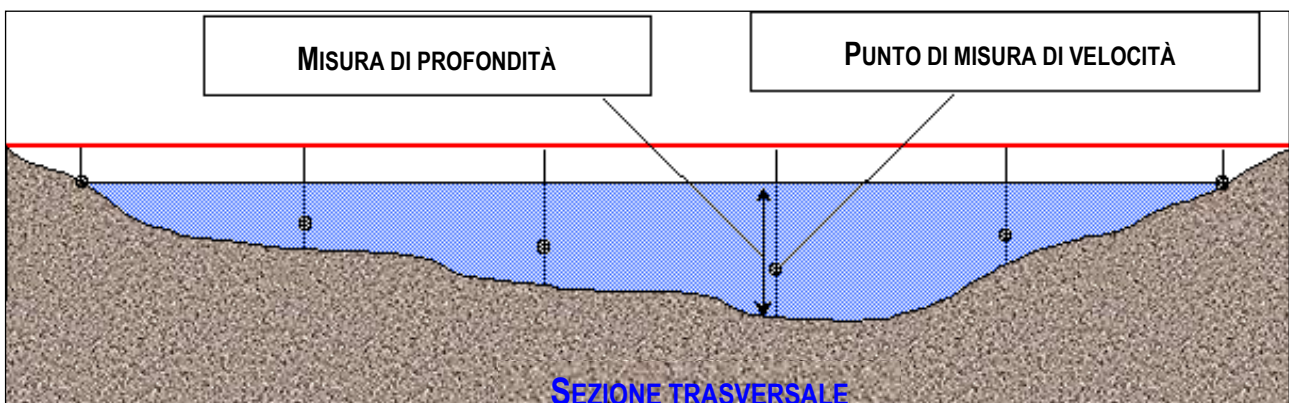
Per ciascun tratto di indagine è stato individuato un segmento con una lunghezza sufficiente a rappresentare adeguatamente la composizione del mesohabitat presente. Nel segmento è stato successivamente individuato un numero variabile di sezioni adeguato ad ottenere una rappresentazione topografica sufficientemente dettagliata dell'alveo. Ogni sezione è caratterizzata dai punti di interfaccia asciutto/bagnato, ossia tra il pelo libero dell'acqua e l'alveo e da un numero variabile di punti/verticali necessari per descrivere la morfologia del letto fluviale. Attraverso l'utilizzo di strumentazione topografica GPS e/o stazione totale per ogni verticale della sezione sono

state rilevate le coordinate (x, y e z) e, tramite analisi visiva, è stata identificata la tipologia di substrato sulla base delle classi riportate nella tabella seguente. La misura della portata è stata eseguita in contemporanea al rilievo topografico attraverso l'utilizzo del dispositivo StreamPro ADCP, costituito da sensori acustici ad effetto Doppler montati su apposito natante. Tale sensore emette a intervalli regolari un fascio di ultrasuoni e rileva il segnale riflesso dalle particelle solide in sospensione, la cui velocità, assunta uguale alla velocità della corrente in quel punto, viene calcolata sfruttando l'effetto Doppler. Lo strumento, trascinato da una sponda è in grado di rilevare la portata defluente e il profilo di fondo lungo il percorso effettuato dal natante.

Figura 2-3 Dispositivo StreamPro ADCP (a sx) e misura della portata (a dx).



Figura 2-4 Punti di misura della velocità e della profondità dell'acqua.



I parametri idraulici sono stati elaborati attraverso il software HEC-RAS (U.S. Army Corps of Engineers' River Analysis System). HEC-RAS è un software elaborato dal Corp's Civil Works Hydrologic Engineering Research and Development Program. La prima versione di HEC-RAS (1.1) è

stata realizzata nel 1995, l'ultima versione (4.1), del gennaio 2010, è quella attualmente in uso. Il modulo idraulico permette di effettuare il calcolo 1-D del deflusso a pelo libero in condizioni di moto permanente o vario e di passaggi attraverso lo stato critico. L'equazione utilizzata è quella di conservazione dell'energia risolta tramite lo Standard Step Method (USACE, 2010).

I principali dati di input sono:

- Geometria del tratto: sezioni trasversali e distanze tra le sezioni.
- Portata fluente.
- Scabrezza.
- Condizioni al contorno (di monte e/o valle).

Il modello è stato applicato in condizioni di moto permanente e portata misurata, utilizzando la geometria del rilievo ed un unico valore di scabrezza per ogni sezione. La scabrezza è stata tarata, al variare della portata, in modo da minimizzare le differenze tra le quote di pelo libero simulate e misurate. Come condizione al contorno, di monte e di valle, è stata impostata l'altezza di moto uniforme, calcolata direttamente dal codice a partire dal valore di pendenza inserito dall'utilizzatore. Il valore di pendenza introdotto è pari alla pendenza media di fondo alveo del tratto di studio.

Modellazione monodimensionale

Ai fini della modellazione dell'habitat disponibile per la fauna ittica è stato applicato il software CASiMiR-Fish (*Computer Aided Simulation System for Instream Flow Requirements* – Schneider *et al.*, 2010). CASiMiR-Fish è un software sviluppato dall'Università di Stoccarda. Il programma permette di quantificare la disponibilità di habitat per una determinata specie ittica, o suo stadio vitale, e di rappresentare graficamente lo stato idraulico – morfologico di un tratto fluviale in funzione della portata fluente. Le informazioni di *input* per questo modello sono:

- dati topografici: profili delle sezioni trasversali, distanze tra le sezioni per entrambe le sponde e in diagonale;
- dati idraulici: quote del pelo libero per ogni sezione per ogni portata di calibrazione;
- informazioni sul substrato: distribuzione del substrato di fondo lungo le sezioni trasversali, con classificazione degli elementi secondo le classi numeriche riportate nella tabella seguente;
- curve di preferenza della specie ittica: sono gli indici che mettono in relazione le preferenze ambientali della specie ittica studiata con i valori di tirante, velocità e substrato.

Tabella 2-3 Classi di substrato utilizzate da CASiMiR-Fish.

Codice CASIMIR	Definizione		Dimensioni
0	Org. matter, detritus	Materia organica e detrito	-
1	Silt, clay, loam	Fango, argilla	-
2	Sand	Sabbia	< 2 mm
3	Fine gravel	Ghiaia piccola	2-6 mm
4	Medium gravel	Ghiaia media	6-20 mm
5	Large gravel	Ghiaia grande	20-60 mm
6	Small stones	Ciottoli piccoli	60 - 120 mm
7	Large stones	Ciottoli grandi	120 - 200 mm
8	Boulders	Massi	> 200 mm
9	Rock	Roccia	-

Il modello interpola le sezioni rilevate secondo una risoluzione spaziale definita dall'operatore, sia in direzione verticale (quota, z) che in direzione orizzontale (distanza tra le sezioni, y). La distanza tra due sezioni successive deve essere inferiore a y (il modello crea "n" sezioni interpolate equidistanti) e la differenza di quota tra due punti successivi della sezione (sia essa reale o interpolata) deve essere inferiore a z (il modello crea n punti caratterizzati da differenze di quota costante ed inferiore a z). A partire dal tirante idrico e dai parametri d'interpolazione il programma calcola la velocità da assegnare ad ogni cella di calcolo. Con il modello CASiMiR è stato valutato l'indice di preferenza delle specie ittiche considerate per l'habitat che si crea al variare delle diverse portate misurate sulla base delle curve di preferenza. L'indice di preferenza "complessivo" C_i è dato dal prodotto dell'indice di preferenza di h , di v e del substrato. Gli indici di preferenza vengono calcolati per ogni cella, per caratterizzare l'intero tratto viene calcolato l'indice APD (Area Disponibile Ponderata):

$$ADP = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \cdot C_i}{L_{tot}} \quad [\text{m}^2/\text{km}]$$

dove:

- A_i è l'area superficiale della i -esima cella [m^2],
- C_i è l'indice di preferenza "complessivo" della i -esima cella [-],
- L_{tot} è la lunghezza totale del tratto [km].

Modellazione bidimensionale

La valutazione dell'andamento dell'habitat fluviale con approccio bidimensionale è stata effettuata tramite il modello di simulazione numerica bidimensionale River2D, sviluppato dall'Università di Alberta (Canada).

Il modello risolve tre equazioni non lineari alle differenze finite: le equazioni del moto nelle direzioni x e y e l'equazione di continuità. Le tre equazioni vengono risolte in ciascun nodo della griglia di calcolo mediante la formulazione *upwind* conservativa di Petrov-Galerkin (Ghanem et al. 1996). Questa formulazione assicura stabilità di calcolo sia per correnti subcritiche o supercritiche che nel caso di passaggio attraverso lo stato critico. Le ipotesi su cui si basano le tre equazioni del modello sono: distribuzione idrostatica della pressione, velocità in orizzontale costante lungo le verticali, forza di Coriolis e quella del vento. Inoltre, la pendenza del fondo alveo nella direzione del moto deve essere inferiore al 10% (Steffler, 2002).

La griglia di calcolo è costituita da elementi triangolari, idealmente equilateri, costruiti a partire dai punti del rilievo topografico del tratto di studio.

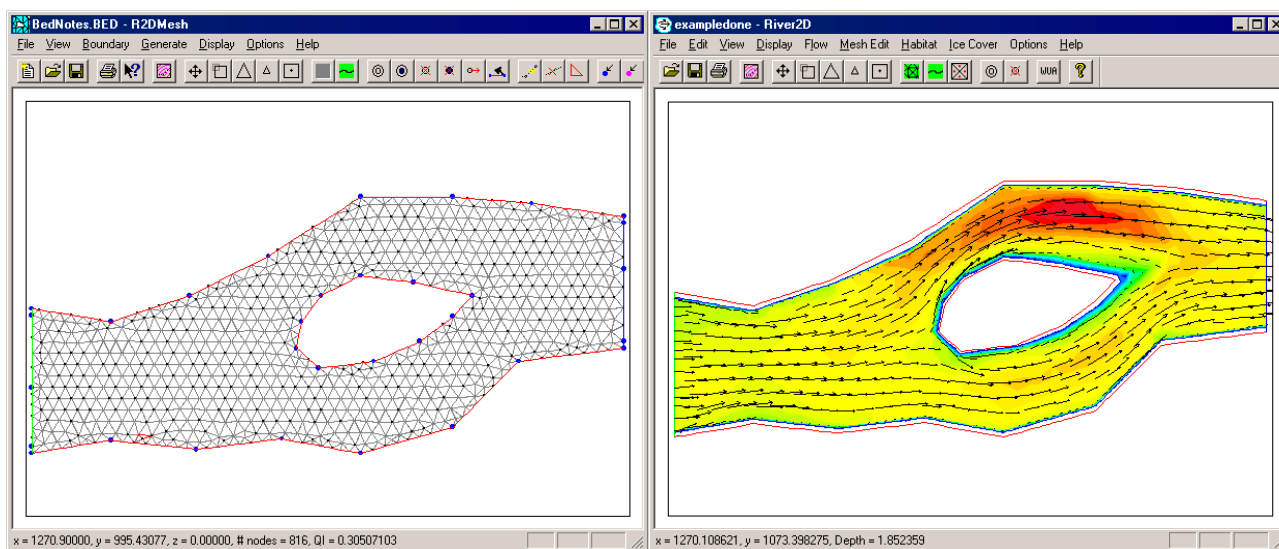
Le condizioni al bordo del dominio sono definite assegnando condizioni di "inflow" (portata), "outflow" (quota del tirante idrico oppure scala di deflusso) e "no-flow".

Ad ogni punto della griglia è associato un coefficiente di scabrezza legato al coefficiente "n" di Manning e al raggio idraulico. La taratura del modello viene effettuata modificando il valore di tale coefficiente.

Il software è dotato di un'interfaccia grafica che permette di visualizzare le principali grandezze idrauliche di calcolo utilizzando scale cromatiche oppure vettori.

Le grandezze idrauliche ottenute dalla simulazione idrodinamica e la caratterizzazione di campo del substrato vengono utilizzate per la determinazione dell'indice WUA (acronimo anglosassone del termine "Area Disponibile Ponderata"). L'indice WUA è relativo alla specie target di cui vengono inserite le curve di preferenza; tale indice permette di capire quanto le condizioni idrodinamiche e morfologiche che determinano l'habitat siano adeguate allo sviluppo della specie di riferimento.

Figura 2-5 Esempi di griglia di punti e risultato della modellazione idraulica con River2D.



Curve di preferenza delle condizioni idraulico morfologiche per il barbo comune (*Barbus plebejus*)

L'approccio ideale alla modellizzazione dell'*habitat* fluviale per una determinata specie ittica prevede, ove possibile, la determinazione sperimentale delle preferenze idrauliche e morfologiche di tale specie nell'ambito di studio. L'Allegato 1 del DDG 4893 del 7/6/2013, al punto 6 ITTIOFAUNA – SPECIE TARGET, indica come specie di interesse per il Ticino il barbo comune e il pigo, chiedendo anche di riconsiderare la possibilità di utilizzare anche la trota marmorata e il temolo. L'esito dei censimenti ittici ha chiaramente dimostrato l'assenza di popolazioni di Salmonidi nel tratto di studio; ne consegue l'impossibilità sostanziale di predisporre delle apposite curve di preferenza sito-specifiche per la trota marmorata e il temolo e la scarsa utilità di valutare lo stato dell'*habitat* potenziale per due specie assenti.

Per quanto riguarda il pigo, la modesta densità di esemplari e le attitudini degli adulti a frequentare zone profonde non hanno consentito di reperire un adeguato numero di individui per poter sviluppare delle curve di preferenza; la difficoltà incontrata è testimoniata anche dall'assenza in letteratura di criteri di utilizzo o idoneità dell'*habitat* per tale specie.

Nel caso del barbo comune, i censimenti tramite pesca elettrica nelle zone guadabili hanno consentito di catturare un discreto numero di individui, ma tutti appartenenti alla classe dei giovani dell'anno, caratterizzata da esigenze di *habitat* idraulico molto più limitate rispetto agli adulti, sia in termini di ridotti tiranti idraulici che di velocità relativamente modeste. Gli esemplari adulti sono stati censiti tramite osservazione subacquea o pesca elettrica da imbarcazione, in condizioni operative che non consentivano di definire con adeguata precisione l'*habitat* effettivamente utilizzato. Per questa specie però sono disponibili curve di preferenza di letteratura ed, in particolare, un *set* di dati relativo sia alle classi giovanili che a quelle adulte, sviluppato nel Fiume Serio in Provincia di Bergamo. Tali curve sono state sviluppate nel 2007 nell'ambito dell'attività "Governo dell'acqua in Lombardia verso gli standard europei: definizione e validazione tecnico-scientifica delle azioni prioritarie previste dal Piano di bacino idrografico" su incarico di IRER. In considerazione della vicinanza territoriale degli ambienti, si ritiene che possano essere quelle che meglio possano approssimare le preferenze di *habitat* dei barbi del Ticino, pur rendendosi necessario un approccio critico al loro impiego. In particolare, sia le curve della velocità che quelle della profondità presentano tratti molto ripidi, in cui a variazioni relativamente contenute del parametro idraulico corrispondono variazioni molto sensibili dell'indice di preferenza.

E' plausibile che le effettive preferenze siano rappresentate da transizioni più graduali tra i valori di idoneità minima e massima e viceversa, soprattutto nel Ticino che offre un mosaico di ambienti più

eterogeneo rispetto a quello del Serio. Ne consegue che, nella simulazione dell'Area Disponibile Ponderata, si possono verificare brusche variazioni di *habitat*, a fronte modesti cambiamenti di portata, dovute al fatto che questi ultimi determinano spostamenti dei parametri idraulici nelle zone di maggiore pendenza delle curve di preferenza.

Figura 2-6 Curve di preferenza per il barbo comune rispetto al parametro "velocità di corrente".

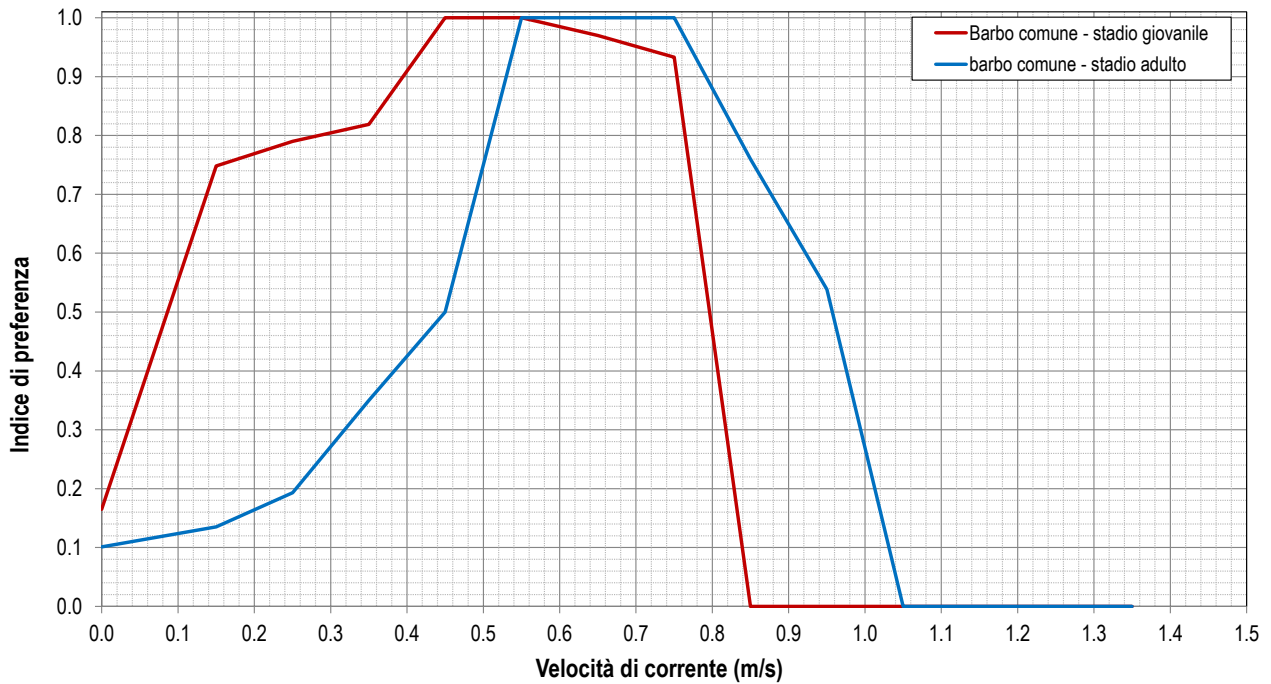


Figura 2-7 Curve di preferenza per il barbo comune rispetto al parametro "profondità".

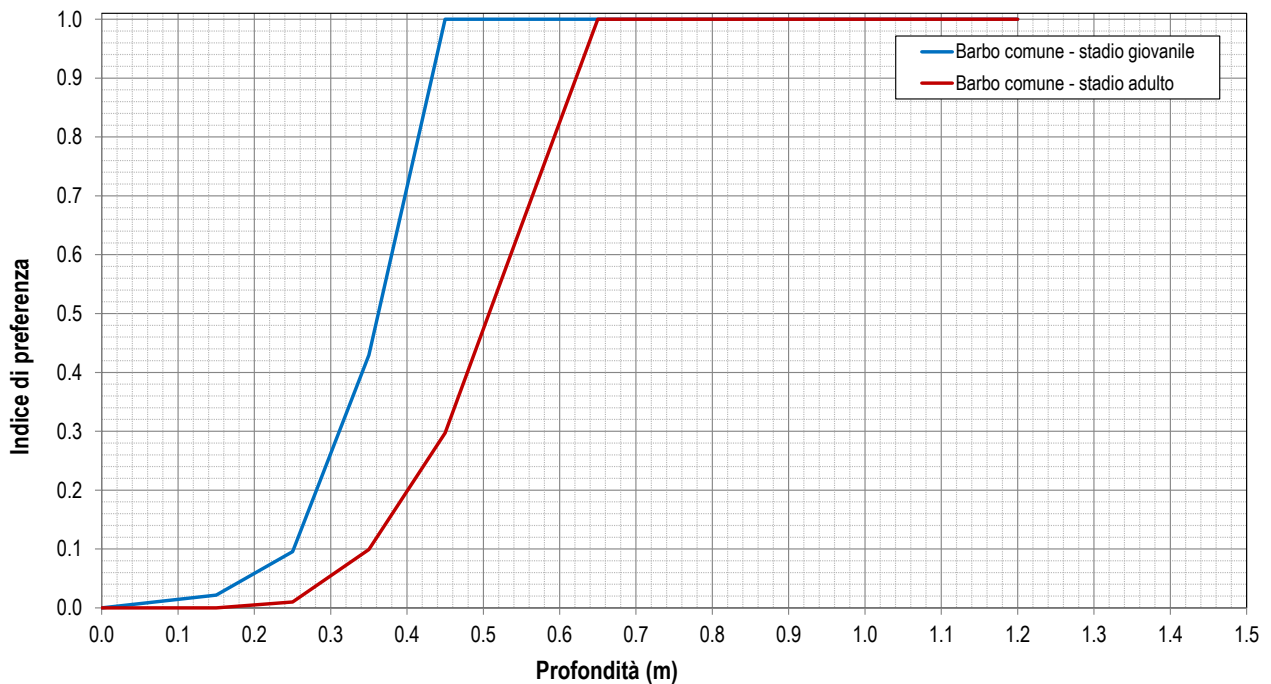
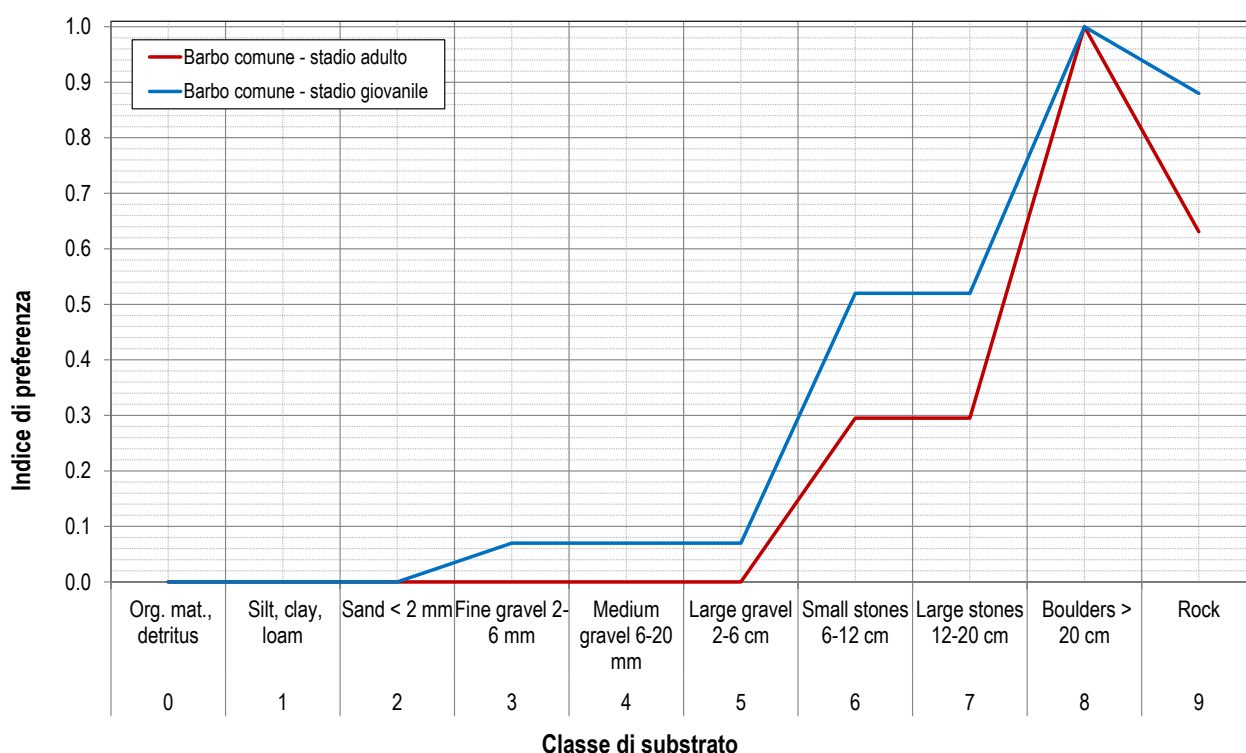


Figura 2-8 Curve di preferenza per il barbo comune rispetto al parametro "substrato".



2.3 APPLICAZIONE DEGLI INDICI DEL D.M. 260/2010

In questo capitolo sono riassunti gli indici di qualità ecologica previsti dal D.M.260/2010 e le specifiche per la loro applicazione nell'ambito del Fiume Ticino.

I valori di riferimento adottati per il calcolo del rapporto di qualità ecologica (RQE) degli indici sono relativi alla tipizzazione fluviale fornita da ARPA Lombardia.

2.3.1 INDICE LIM_{eco}

L'Indice di Qualità LIM_{eco} permette di classificare le acque sulla base dei valori riguardanti il grado di saturazione dell'ossigeno disciolto e le concentrazioni di azoto ammoniacale e nitrico e di fosforo totale. I valori di riferimento utilizzati per la definizione dello stato di qualità in base ai valori dell'indice LIM_{eco} sono riassunti in Tabella 2-4.

Tabella 2-4 Limiti di classe per la definizione dello stato di qualità secondo l'indice LIM_{eco}

Giudizio	Limiti classe
Elevato	≥ 0.66
Buono	0.50 - 0.65
Sufficiente	0.33 - 0.49
Scarso	0.17 - 0.32
Cattivo	< 0.17

2.3.2 INDICE ICMi

L'indice ICMi (Indice Multimetrico di Intercalibrazione) permette la classificazione dello stato ecologico di un corso d'acqua in base alla comunità di diatomee bentoniche rinvenuta. Tale indice è calcolato sulla base della sensibilità agli inquinanti organici e alla trofia (tramite la combinazione degli indici IPS e TI) delle specie, tra quelle rinvenute, appartenenti a una lista appositamente creata per il calcolo dell'indice.

I valori di riferimento utilizzati per il Fiume Ticino, desunti dal D.M.260/2010, sono quelli riguardanti l'area geografica "Centrale", macrotipo fluviale "C", i cui limiti di classe sono rappresentati nella tabella seguente.

Tabella 2-5 Limiti di classe per la definizione dello stato ecologico secondo l'indice ICMi

Giudizio	Limiti classe
Elevato	≥ 0.84
Buono	0.65 - 0.83
Sufficiente	0.55 - 0.64
Scarso	0.26 - 0.54
Cattivo	< 0.26

2.3.3 INDICE STAR_ICMi

L'indice STAR_ICMi (indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione) permette la classificazione dello stato di un corso d'acqua in base alla comunità di macroinvertebrati bentonici rinvenuta. Tale indice è calcolato sulla base di sei diverse metriche, riassunte nel seguente schema:

Tabella 2-6 Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito

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	$\log_{10}(\text{Sel_EPTD} + 1)$	$\log_{10}$ (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae +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; Böhmer 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; Böhmer et al., 2004.	0.083

L'indice ASPT è stato sviluppato per monitorare gli effetti dell'inquinamento di natura organica. Esso considera una lista di 85 famiglie di organismi macrobentonici, cui assegna un punteggio da 1

(per organismi tolleranti) a 10 (per organismi sensibili) in base al loro livello di sensibilità agli inquinanti organici. Il punteggio finale è dato dalla somma dei prodotti del punteggio, relativo a ogni famiglia presente, moltiplicato per l'abbondanza con cui è stata rinvenuta la famiglia stessa, diviso il numero totale delle famiglie campionate: più alto è il punteggio, migliore è la qualità dell'acqua del fiume.

L'indice $\log_{10}(\text{Sel_EPTD}+1)$ (d'ora in avanti sinteticamente chiamato EPTD) valuta invece l'abbondanza di alcuni *taxa* di Plecotteri, Efemerotteri, Tricotteri e Ditteri, la cui presenza e quantità sono considerate indici di buona qualità ambientale.

L'Indice 1-GOLD (d'ora in avanti sinteticamente chiamato GOLD) si basa invece sull'abbondanza relativa di Gasteropodi, Oligocheti, Ditteri, che nel complesso sono ritenuti indicatori di scarsa qualità ambientale; maggiore è la loro proporzione nel campione e minore è il valore di questo indice.

Il numero di famiglie e il numero di famiglie EPT si riferiscono rispettivamente al numero di famiglie complessivo del campione e al numero di famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri; il primo è pertanto indicatore della ricchezza complessiva della comunità macrobentonica, il secondo è riferito più nello specifico ai gruppi considerati più esigenti in termini di qualità ambientale. In entrambi i casi, maggiore è il valore e maggiore è considerata la qualità del sito monitorato.

L'indice di diversità di Shannon-Wiener (d'ora in avanti sinteticamente chiamato indice di Shannon) valuta la proporzione di organismi che appartengono a ciascuno dei *taxa* che costituiscono la comunità. Il risultato è tanto più elevato tanto più essa si presenta diversificata (numero elevato di *taxa*) e bilanciata (assenza di *taxa* numericamente dominanti sugli altri), con un valore che va da 0 a infinito (in genere si colloca tra 1.5 e 3.5). Si basa, infatti, sul presupposto che un sito integro ospita un'elevata ricchezza faunistica, senza *taxa* numericamente dominanti.

I valori di riferimento utilizzati per il Fiume Ticino sono quelli relativi all'area geografica "Centrale", macrotipo fluviale "C", desunti dal D.M.260/2010 nella tabella relativa ai tipi fluviali non inclusi nelle tabelle di dettaglio, per i quali, quindi, non siano disponibili valori di riferimento specifici. I rispettivi limiti di classe sono rappresentati in Tabella 2-7.

Tabella 2-7 Limiti di classe per la definizione dello stato di qualità secondo l'indice STAR_ICMi

Giudizio	Limiti classe
Elevato	≥ 0.96
Buono	0.72 – 0.95
Sufficiente	0.48 – 0.71
Scarso	0.24 – 0.47
Cattivo	< 0.24

I valori dell'indice STAR_ICMi e delle sei metriche che lo costituiscono sono stati calcolati attraverso l'utilizzo del software MacOper versione 1.0.5, creato *ad hoc* per restituire i valori dell'indice partendo dalla densità d'individui catturati (a livello di famiglia) per 1 m².

Prima che il software fosse reso disponibile, i dati acquisiti erano elaborati attraverso l'impiego di un foglio di calcolo che combinava fra loro le diverse metriche così come da disposizioni del D.M. 260/2010 e in base alle indicazioni fornite da ARPA Lombardia.

2.3.4 INDICE IBMR

I dati che si riferiscono alle macrofite permettono il calcolo dell'indice IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Riviere). Tale indice è calcolato sulla base della copertura (coefficiente K_i), del coefficiente di stenoecia (E_i) e del coefficiente di sensibilità (Cs_i) delle specie, tra quelle rinvenute, appartenenti ad una lista appositamente creata per il calcolo dell'indice. I valori di riferimento utilizzati per il Fiume Ticino, desunti dal D.M.260/2010, sono quelli che si riferiscono all'area geografica *Centrale*, macrotipo *Cc*, i cui limiti di classe sono rappresentati nella tabella seguente.

Tabella 2-8 Limiti di classe per la definizione dello stato di qualità secondo l'indice IBMR.

Giudizio	Limiti classe
Elevato	≥ 0.90
Buono	0.8 – 0.9
Sufficiente	0.65 – 0.8
Scarso	0.5 – 0.65
Cattivo	< 0.5

2.3.5 INDICE ISECI

I dati raccolti permettono il calcolo dell'indice ISECI (Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche). Tale indice si calcola sulla base della presenza e della condizione biologica delle specie autoctone, degli endemismi, nonché della presenza di specie alloctone o di ibridi. Nel periodo di sperimentazione sono state già evidenziate più volte le criticità che rendono tale indice, in attesa di opportune modifiche, non idoneo all'utilizzo nell'ambito della sperimentazione, come confermato anche all'interno del D.D.G. n° 3816 dell'8 maggio 2014; per questo motivo all'interno del presente rapporto quest'indice non sarà applicato. I risultati dei censimenti ittici saranno pertanto valutati tenendo conto delle specie catturate e dello stato delle relative popolazioni in termini di abbondanza e struttura, nonché tramite l'utilizzo di modelli di simulazione dell'habitat (CASIMIR e River2D).

2.4 APPLICAZIONE DI METODI DI ANALISI AGGIUNTIVI

In questo capitolo si presentano altri metodi di analisi, applicati per una più approfondita caratterizzazione ecologica delle cenosi considerate. Di seguito si riportano le formule, le definizioni e la chiave interpretativa di alcuni indici ecologici applicati alle comunità diatomica e macrobentonica censite nei tratti di fiume monitorati.

2.4.1 INDICE DI SHANNON – WIENER

L'Indice di Shannon–Wiener (Shannon and Weaver, 1948) è un indice di diversità usato per definire l'eterogeneità nella struttura di una comunità biologica. È definito secondo la seguente formula:

$$H' = - \sum_{j=1}^s p_j \log_e p_j$$

Dove:

- p_j è la proporzione della j -esima specie ($\sum_j p_j = 1$)
- S è il numero delle specie

H assume valori crescenti all'aumentare della ricchezza di specie e dell'uniformità dell'abbondanza relativa delle diverse specie.

Varia tra un minimo di 0 ed un massimo pari a $\ln S$: tende a 0 quanto più la ripartizione entro la comunità è sbilanciata a favore di una specie; la massima diversità si ha invece nel caso teorico in cui tutte le specie siano rappresentate dallo stesso numero di individui.

2.4.2 INDICE DI EVENNESS

L'Indice di Evenness (Mulder *et al.*, 2004) è un indice di uniformità usato per definire il grado di omogeneità nella distribuzione dell'abbondanza tra i diversi taxa di una comunità.

Dall'indice di Shannon-Wiener (H), la Evenness può essere definita secondo la formula:

$$J = \frac{H}{H_{\max}} \quad \text{oppure} \quad J = \frac{H - H_{\min}}{H_{\max} - H_{\min}}$$

Dove:

- H è il valore dell'indice di Shannon-Wiener

- $H_{\max}$ è il valore massimo dell'indice di Shannon-Wiener per quella data comunità (pari a $\ln S$)

Si ottiene così un indice il cui valore è compreso fra 0 e 1, e che misura la diversità normalizzata su una scala prefissata (0-1) consentendo di effettuare più agevolmente confronti tra campioni differenti.

2.4.3 INDICE NNS

L'indice NNS (*Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella*) (Bahls, 1993) è usato per stimare il disturbo fisico sulla comunità diatomica legato a fattori responsabili della sedimentazione-risospensione delle particelle solide. È definito secondo la seguente formula:

$$\frac{N_{Navicula} + N_{Nitzschia} + N_{Surirella}}{N_{Tot.}} \times 100$$

Dove:

- N è il numero di valve.

Si ottiene così la percentuale di specie definite "mobili" nel campione, rispetto al totale delle specie rilevate; il grado di prevalenza di questi *taxa* (appartenenti ai tre generi *Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella*), si basa sul principio che questi aumentino, sia come numero di *taxa* sia come numero d'individui, a seguito di azioni (sedimentazione, erosione, risospensione) di origine naturale o antropica che li favoriscono a scapito dei *taxa* meno mobili. Così, tanto maggiore è la loro percentuale rispetto alla comunità nel suo complesso, tanto più l'habitat ha subito un disturbo elevato. In termini quantitativi, si può ricondurre il giudizio espresso dall'indice a 4 macroclassi, riportate nella tabella seguente.

Tabella 2-9 Classificazione secondo l'indice NNS (Bahls, 1993) per i corsi d'acqua planiziali.

Score	Rating	Siltation index
1	heavy siltation increase	> 80%
2	moderate siltation increase	70 - 80%
3	small siltation increase	60 - 69%
4	no siltation increase	< 60%

2.4.4 INDICE DI BRAY-CURTIS

L'indice di Bray-Curtis (Bray and Curtis, 1957) è stato utilizzato per valutare la dissimilarità tra coppie di campioni relativi a diverse comunità biologiche. Si tratta di un indice di dissimilarità che permette di confrontare la struttura di due comunità biologiche (in termini di *taxa* rinvenuti e della

loro abbondanza) e assume valori compresi tra 0 – che indica due comunità identiche – e 1 – che indica due comunità completamente differenti.

È definito secondo la seguente formula:

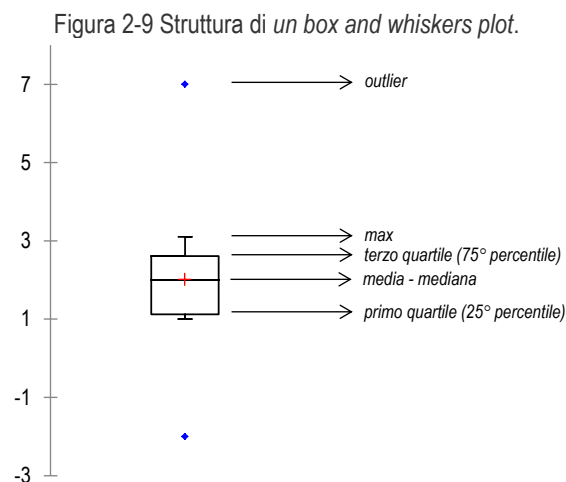
$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^s |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (x_{ij} + x_{ik})}$$

Dove:

- x è l'abbondanza dei taxa presenti nei campioni j e k
- s è il numero di taxa rinvenuti nei campioni j e k .

2.4.5 RAPPRESENTAZIONE DEI DATI TRAMITE "BOX AND WHISKERS PLOTS"

I grafici *box and whiskers plot* permettono di rappresentare la variabilità di un set di dati, racchiudendo all'interno del *box* i valori compresi tra il primo e il terzo quartile, mentre i *whiskers* (baffi) rappresentano i valori minimo e massimo che si distanziano dal 1°/3° quartile non più di 1.5 volte la distanza che intercorre tra il primo e il terzo quartile stessi. I pallini rappresentano invece i valori minimo e massimo assoluti. Sono considerati *outliers* (valori anomali) se si distanziano dal valore minimo/massimo più di 1.5 volte la distanza che intercorre tra il primo e il terzo quartile (quindi pallini che ricadono al di sotto/sopra dei baffi). Infine, la linea nera all'interno del box rappresenta la mediana, mentre la croce rossa rappresenta la media.



2.5 MODELLO DELLE PORTATE

Nel secondo triennio di sperimentazione è stato introdotto il cosiddetto "Modello delle portate".

Durante il primo triennio le portate medie giornaliere erano calcolate tramite un bilancio tra le portate erogate dal lago e quelle derivate presso le opere presenti nel tratto d'indagine. È emersa poi l'esigenza di avere dati più affidabili, che tenessero conto anche degli apporti derivanti dal subalveo e che avessero misure di riscontro.

Con tale finalità e sulla base dei dati disponibili, è stato predisposto il modello delle portate, come richiesto dal Tavolo Tecnico; esso è basato principalmente su:

- dati forniti da idrometri presenti sul corso d'acqua nel tratto di interesse;
- dati di portata derivata forniti dagli Utenti;
- stima del contributo di falda;
- dati di portata rilasciata (DMV);
- dati riguardanti misure spot effettuate in diverse sezioni con finalità di verifica della bontà del modello.

Tutti i dati di portata, utilizzati all'interno del Rapporto finale e dei suoi Allegati (compresi quelli che si riferiscono al primo triennio), sono stati calcolati tramite il modello.

Tale strumento ha l'obiettivo di definire gli andamenti giornalieri delle portate anche col fine di evidenziare possibili relazioni con gli andamenti dei dati chimico-fisici e biologici, in particolare per quelle stazioni di monitoraggio situate lontano da idrometri con scale di portata.

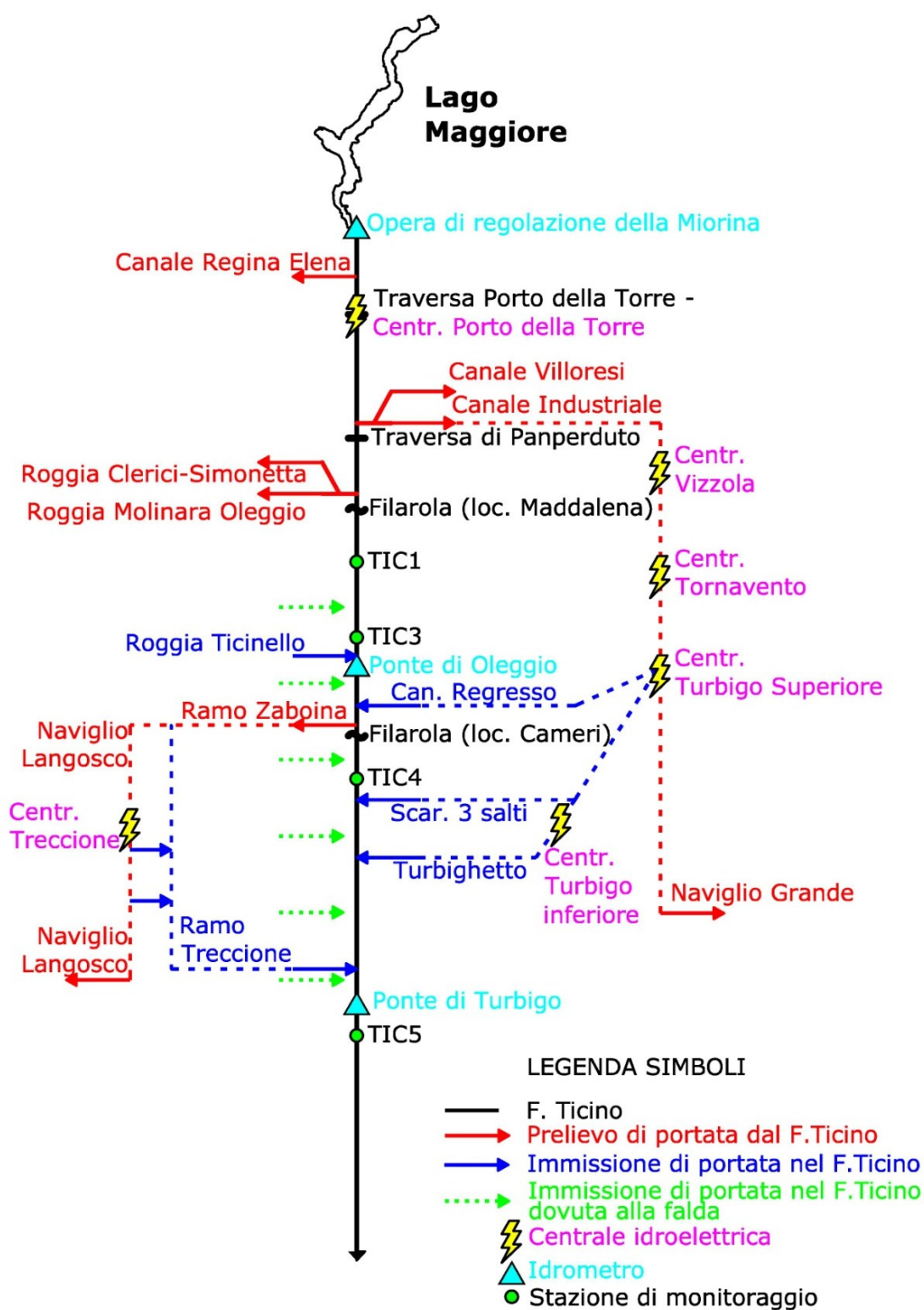
Per i calcoli sono stati utilizzati dati di partenza:

- caratterizzati da diversi gradi di incertezza;
- provenienti da diverse fonti (Consorzio e Utenti);
- generati con diversi scopi.

Questo fa sì che i dati prodotti siano soggetti a un grado di errore, che tuttavia li rende adatti a definire l'andamento delle portate e la presenza o meno del DMV. Nel corso della sperimentazione il grado di precisione si è via via affinato con la messa in funzione di nuovi idrometri.

Per quanto riguarda la costruzione del modello, schematizzata nell'immagine che segue, la sua taratura e i dati da esso forniti si rimanda a tutto quanto già fornito e disponibile sul sito Quicr.

Figura 2-10 Schema idraulico del Fiume Ticino tra il lago Maggiore e il ponte di Turbigo.



3 CONFRONTO CRITICO TRA METODI DI ANALISI DEI MACROINVERTEBRATI

Nel corso della sperimentazione è emersa, in più casi, la necessità di chiarire gli effetti di alcune scelte riguardanti dettagli delle metodiche di campionamento e analisi dei campioni di invertebrati sul risultato finale delle indagini, in termini di comunità rilevata e, conseguentemente, di giudizio sullo stato ecologico definito tramite l'indice STAR_ICMi. In particolare sono emersi i seguenti quesiti:

1. È possibile comparare i risultati del sistema di monitoraggio IBE (Indice Biotico Esteso), in uso fino al 2009, con quelli del sistema Multihabitat-MacOper, in uso dopo il 2009 (e quindi quelli precedenti e consecutivi all'applicazione del DMV)?
2. Nel sistema Multihabitat-MacOper, la scelta dei microhabitat da campionare può influire significativamente sul risultato dell'indagine?
3. Sempre nel sistema Multihabitat-MacOper, una volta effettuato il campionamento, la modalità di *sorting* può influire significativamente sul risultato dell'indagine?

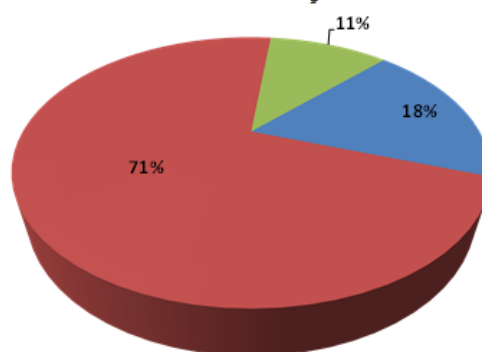
Questo capitolo riassume i risultati di questi confronti, oltre ad alcune considerazioni critiche.

3.1 CONFRONTO TRA LA METODICA IBE E LA METODICA MULTI HABITAT-MACOPER

Durante la prima parte del triennio, ai campionamenti tramite la metodica quantitativa Multi habitat (previsti dal piano di lavoro), sono stati affiancati campionamenti tramite la "vecchia metodica" IBE (Ghetti, 1995; Ghetti, 1997). L'obiettivo di questa scelta era la comparazione dei risultati delle due metodiche, per definire se, e in che modo, i risultati dei campionamenti svolti in fase di sperimentazione fossero confrontabili con i dati storici.

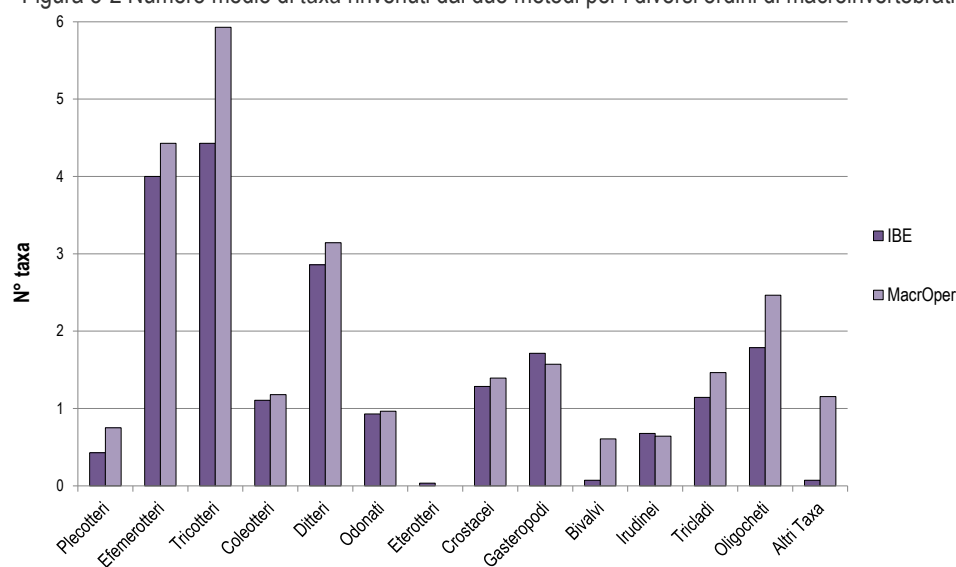
È quindi possibile eseguire un confronto tra 56 campioni, di cui 28 raccolti con metodica IBE e 28 con metodica Multi habitat, in parallelo. Dai dati raccolti, è risultata una tendenza alla sottostima nel numero di *taxa* da parte della metodica IBE, che permette di individuare mediamente 20.5 *taxa*, contro i 25.6 del metodo Multi habitat. Non mancano tuttavia i casi in cui è stato trovato un maggior numero di gruppi tassonomici tramite la metodica IBE rispetto a quella quantitativa, come si può vedere nella figura seguente.

Figura 3-1 Percentuali di casi in cui i due metodi hanno permesso di individuare lo stesso o differenti numeri di *taxa* (rosso: Multihabitat > IBE; blu: IBE > Multihabitat; verde: uguale numero di *taxa* tra i due metodi).



È interessante notare come la metodica IBE, che generalmente individua un numero di *taxa* inferiore rispetto al Multihabitat, abbia un comportamento inverso per quanto riguarda ordini, quali Eterotteri, Gasteropodi e Irudinei. Questi organismi sono tipici di aree caratterizzate da basse velocità di corrente, generalmente presenti vicino alle rive e spesso non campionati tramite la metodica quantitativa. Quest'ultima prevede, infatti, la raccolta degli invertebrati unicamente all'interno di dieci repliche (ognuna da 0.05 m²), scelte in base alla rappresentatività del substrato, che deve essere almeno del 10% rispetto alla superficie del tratto campionato. Ne consegue che, spesso, le zone adiacenti alle rive, caratterizzate da substrato più fine e/o presenza di macrofite, oltre che da una corrente più lenta, sono escluse dalle repliche del campione quantitativo; le stesse zone marginali sono invece oggetto di prelievo nel campionamento IBE, che prevede una raccolta lungo un transetto trasversale all'alveo. La sottostima dei *taxa* complessivi da parte dell'IBE può invece essere in parte attribuibile al minor dettaglio con cui è richiesto l'esame del campione raccolto, che prevede una semplice stima di classi di abbondanza e non di stime numeriche, e al minor sforzo di campionamento nella porzione centrale del corso d'acqua.

Figura 3-2 Numero medio di *taxa* rinvenuti dai due metodi per i diversi ordini di macroinvertebrati.



Le due metodiche sono state confrontate, inoltre, in termini di giudizio di qualità derivante dall'applicazione dei due indici (IBE e STAR_ICMi). Il giudizio, come mostrato nella figura seguente, è risultato uguale tra le due metodiche nel 57% dei casi. Gli altri casi si dividono equamente tra quelli in cui è l'indice IBE a portare a un giudizio di qualità superiore e quelli in cui è lo STAR_ICMi. Nel complesso è possibile quindi affermare che nessuno dei due indici dà giudizi necessariamente superiori rispetto all'altro.

Figura 3-3 Percentuali di casi in cui i due indici evidenziano lo stesso o differenti livelli di qualità (rosso: IBE > STAR_ICMi, blu: STAR_ICMi > IBE; verde: uguale giudizio di qualità).

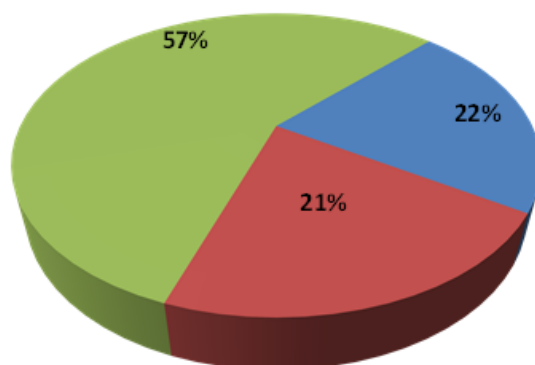


Tabella 3-1 Valori degli indici IBE e STAR_ICMi a confronto per 34 campionamenti condotti con le due metodiche in parallelo.

tratto	data	IBE	STAR_ICMi
TIC1	dic-09	8,6	0,794
	feb-10	8,6	0,852
	lug-10	8,4	0,779
	ago-10	10	0,912
	feb-11	9	0,913
	apr-11	9	0,881
	giu-11	9,4	0,998
TIC2	dic-09	8,4	0,855
	feb-10	9	0,836
	lug-10	10	0,882
	ago-10	9	0,866
	feb-11	9	0,926
	apr-11	9	0,839
	giu-11	7	0,894
TIC3	dic-09	8,4	0,964
	feb-10	8	0,985
	lug-10	8	0,697
	ago-10	9,4	0,987
	feb-11	9	0,913
	apr-11	9	0,850
	giu-11	9,4	0,885
TIC4	dic-09	8,6	0,883
	feb-10	7	0,771
	lug-10	10	0,833
	ago-10	8,4	0,821
	feb-11	9,6	0,824
	apr-11	7,6	0,883
	giu-11	8	0,861

È comunque interessante constatare come, nonostante nell'89% dei casi i due metodi portino all'individuazione di una composizione della comunità differente, in tre quarti dei casi il giudizio derivante dall'applicazione dei due indici sia concorde.

Dai risultati ottenuti, appare possibile un confronto tra i giudizi derivanti dall'applicazione degli indici STAR_ICMi e IBE e quindi il confronto con dati pregressi.

Per quanto riguarda il confronto tra i dati grezzi ottenuti con le due metodiche, poiché tramite il Multihabitat si tende ad individuare un maggior numero di *taxa* complessivo, un eventuale aumento della ricchezza rispetto a dati storici (così come la minore presenza di *taxa* appartenenti ad alcuni ordini, tra cui Eterotteri, Gasteropodi e Irudinei) non deve essere necessariamente considerato come una variazione nella composizione della comunità, ma come un effetto del passaggio da una metodica all'altra.

3.2 SCELTA DEI MICROHABITAT

Il protocollo per il campionamento dei macroinvertebrati prevede la raccolta degli individui in 10 diversi punti (detti repliche) all'interno di un tratto fluviale, scelti in base alla rappresentatività del substrato che li caratterizza; il risultato del rilievo deriva dall'unione dei 10 sottocampioni ottenuti e dalla successiva analisi come un unico campione, che sintetizza le informazioni derivanti dalle diverse situazioni presenti all'interno del tratto di corso d'acqua studiato.

Poiché la determinazione delle percentuali riguardanti i diversi substrati, presenti all'interno dell'alveo, (e di conseguenza dei substrati su cui condurre le 10 repliche) è fatta visivamente, può esistere un grado di errore legato agli operatori che conducono la stima.

Quale può essere quindi l'effetto sulla comunità rilevata e sull'assegnazione dello stato ecologico derivante da un'eventuale scelta errata dei microhabitat da campionare?

Per rispondere a questa domanda, durante il 2011 nei tratti di monitoraggio TIC1 e TIC4, sono stati condotti campionamenti di macroinvertebrati con un dettaglio superiore a quello previsto dalla metodica APAT 2007, che hanno permesso di approfondire determinati aspetti relativi alla struttura delle comunità in relazione al microhabitat campionato.

Per questa attività sono stati scelti i tratti TIC1 e TIC4 in quanto posti direttamente a valle delle derivazioni coinvolte nella sperimentazione e, quindi, più probabilmente soggetti agli effetti delle alterazioni idrologiche. Nelle figure seguenti sono rappresentati i due tipi di substrato maggiormente presenti all'interno dei tratti studiati, campionati nel triennio 2010-2012.

Figura 3-4 Substrati delle tipologie MAC (Macrolithal: massi compresi tra 20 e 40 cm - sinistra) e MES (Mesolithal: massi compresi tra 6 e 20 cm - destra).



All'interno di queste stazioni, i sottocampioni raccolti nelle 10 repliche sono stati analizzati separatamente, al fine di studiare le differenze locali tra le comunità di invertebrati rinvenute, sia tra diversi campioni nell'ambito del medesimo microhabitat, sia tra differenti tipologie di microhabitat. L'unione dei risultati delle diverse repliche è stata poi fatta per considerazioni di carattere generico e per il calcolo dell'indice STAR_ICMi (risultati presentati nel Rapporto Finale).

I dati raccolti hanno permesso di evidenziare un'elevata variabilità tra sottocampioni, raccolti in diversi punti, per quanto riguarda la densità di macroinvertebrati e, in misura minore, la ricchezza (n° di *taxa*). Come si può notare dagli elevati valori di deviazione standard (parametro che dà un'indicazione dello scostamento dalla media), riportati nella tabella seguente, tale variabilità è elevata anche all'interno dello stesso tipo di substrato, soprattutto per quanto riguarda l'abbondanza. Questa condizione fa sì che la raccolta di campioni, in diversi punti di un tratto, potrebbe portare a risultati differenti, rendendo a volte non comparabili diversi campioni anche raccolti nello stesso momento.

Non sono state invece osservate differenze sostanziali tra i due diversi tipi di substrato per quanto riguarda la densità di individui e il numero di famiglie rinvenute; questa condizione è probabilmente legata alla limitata differenza granulometrica tra i due tipi di substrato. Questa condizione fa sì che eventuali differenze tra operatori, nell'attribuzione delle percentuali di campionamento sui diversi substrati, non portino necessariamente, nel complesso, a rilevanti differenze nella comunità campionata. Di contro, la notevole variabilità fra una replica e l'altra porta a concludere che, nei casi in esame, è possibile, apparentemente a parità di condizioni al contorno, ottenere risultati diversi fra loro, sia in termini qualitativi sia quantitativi.

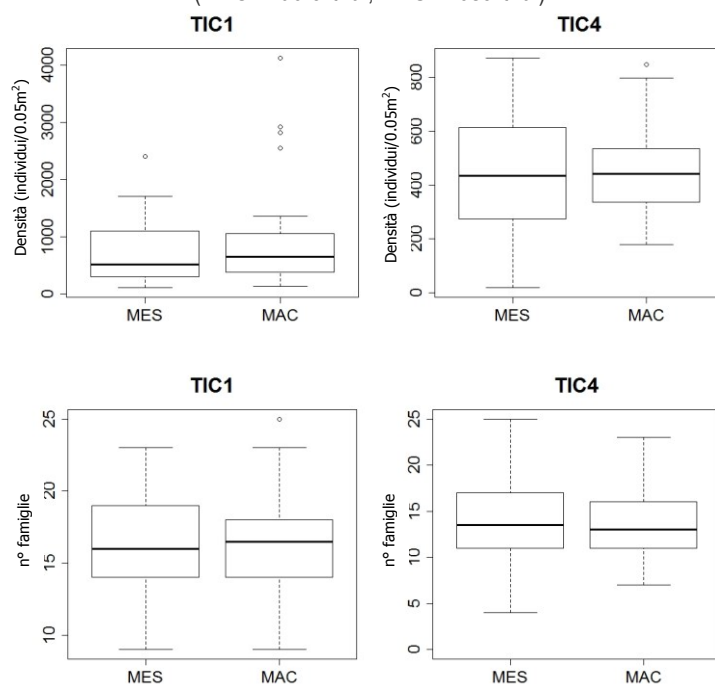
Il fatto che esistano differenze a livello locale (tra le singole repliche), sebbene le differenze tra diversi substrati siano limitate, fa presumere che la comunità risponda anche a fattori diversi dal

tipo di substrato, come la presenza/assenza di periphyton o le caratteristiche idrauliche (velocità di corrente, turbolenza e profondità), oltre che a una naturale casualità nella distribuzione all'interno dell'alveo.

Tabella 3-2 Valori di densità di individui su 0.05 m² (cioè per singola replica) e ricchezza (n° di taxa) per i diversi tipi di substrati rinvenuti all'interno del Ticino nelle stazioni TIC1 e TIC4 durante il 2011.

Campione	Substrato	Densità (MEDIA±SD)	N° taxa (MEDIA±SD)
TIC1 febbraio	MES	662 ± 149	17 ± 3
TIC1 febbraio	MAC	852 ± 183	16 ± 2
TIC1 marzo	MES	978 ± 548	16 ± 3
TIC1 marzo	MAC	818 ± 463	15 ± 3
TIC1 aprile	MES	1729 ± 596	17 ± 2
TIC1 aprile	MAC	2697 ± 1100	20 ± 4
TIC1 giugno	MES	244 ± 139	19 ± 5
TIC1 giugno	MAC	324 ± 132	19 ± 4
TIC1 settembre	MES	496 ± 330	18 ± 3
TIC1 settembre	MAC	400 ± 185	15 ± 2
TIC1 dicembre	MES	349 ± 229	13 ± 3
TIC1 dicembre	MAC	617 ± 299	15 ± 3
TIC4 febbraio	MES	434 ± 236	18 ± 6
TIC4 febbraio	MAC	449 ± 106	18 ± 5
TIC4 marzo	MES	674 ± 354	20 ± 5
TIC4 marzo	MAC	484 ± 177	15 ± 4
TIC4 aprile	MES	446 ± 188	12 ± 3
TIC4 aprile	MAC	518 ± 168	13 ± 2
TIC4 giugno	MES	375 ± 207	15 ± 3
TIC4 giugno	MAC	376 ± 269	12 ± 2
TIC4 settembre	MES	428 ± 176	14 ± 3
TIC4 settembre	MAC	368 ± 166	15 ± 2
TIC4 dicembre	MES	476 ± 330	9 ± 2
TIC4 dicembre	MAC	545 ± 141	9 ± 1

Figura 3-5 Valori di densità, ricchezza e ricchezza EPT per i diversi substrati studiati all'interno dei tratti TIC1 e TIC4 (MAC=macrolithal, MES=mesolithal).



3.3 MODALITÀ DI *SORTING*

Durante il primo triennio di sperimentazione per la fase di *sorting* (la separazione dei macroinvertebrati campionati dal resto del materiale raccolto accidentalmente come foglie o sabbia) è stata adottata una metodica che prevede il fissaggio del campione e il trasporto in laboratorio prima dello smistamento. Il trasporto in laboratorio, oltre a facilitare il lavoro degli operatori, soprattutto in condizioni climatiche avverse, consente di eseguire conte realmente esaustive degli organismi raccolti, non ponendo limiti di tempo per l'analisi del campione.

Questo approccio non coincide con quello adottata dagli enti di controllo (ARPA), che usano una metodica che prevede lo smistamento degli organismi vivi "in campo", cioè immediatamente dopo il campionamento, nei pressi del corso d'acqua e il fissaggio per il trasporto in laboratorio unicamente per gli organismi non riconoscibili ad occhio nudo. Per questioni logistiche questo non consente di compiere conte totali e richiede perciò la stima delle abbondanze dei *taxa* più numerosi.

La scelta di mantenere comunque la fase di *sorting* in laboratorio per tutto il primo triennio della sperimentazione è stata concordata in fase di Tavolo Tecnico con la finalità di garantire la confrontabilità dei dati raccolti all'interno della sperimentazione nei tre anni. Dall'inizio del 2013, invece, su richiesta del Tavolo Tecnico, è stata adottata la metodica di *sorting* in campo in vivo per tutti i campioni raccolti nell'ambito della sperimentazione. Si ricorda che le linee guida per lo smistamento e la stima delle abbondanze in vivo sono state pubblicate nel 2014, all'interno del documento *Metodi biologici per le acque superficiali interne* (ISPRA, 2014).

Di seguito sono presentati i risultati di alcuni confronti effettuati su cinque diversi campioni, col fine di valutare le differenze in termini di risultati derivanti dal metodo di *sorting* utilizzato, applicando le due metodiche sullo stesso campione, da parte degli stessi operatori. Il confronto riguarda i seguenti campioni:

- febbraio 2013, tratto TIC1;
- agosto 2013, tratto TIC1;
- marzo 2013, tratto TIC4;
- luglio 2013, tratto TIC4;
- agosto 2013, tratto TIC4.

Ogni campione, una volta raccolto, è stato smistato in campo in vivo ed è stato in seguito fissato e portato in laboratorio integralmente e rianalizzato con la metodica di conta totale in laboratorio.

Nella tabella seguente sono, sinteticamente, riportati alcuni risultati del confronto, che mostrano come la metodica di *sorting* in vivo su campo, rispetto a quella in laboratorio su campione fissato:

1. permetta di individuare un minor numero di organismi (mediamente viene perso circa il 47% degli organismi realmente presenti nel campione);
2. in alcuni casi permetta di individuare anche un minor numero di famiglie (mediamente ne viene perso circa il 7%).

Tabella 3-3 Confronto tra le comunità rilevate tramite sorting in campo in vivo e sorting in laboratorio su campione fissato, per quanto riguarda la densità e il numero di famiglie. È inoltre indicata la differenza tra le due metodiche come percentuale rispetto al campione analizzato in laboratorio.

tratto	metodica	Densità (individui / 1m ²)	N° famiglie
TIC1 - feb13	campo	2584	23
	lab	5676	23
	delta (lab-campo) %	54%	0%
TIC1 - ago13	campo	2370	21
	lab	3890	24
	delta (lab-campo) %	39%	13%
TIC4 - mar13	campo	3044	18
	lab	6430	18
	delta (lab-campo) %	53%	0%
TIC4 - lug13	campo	726	14
	lab	1402	17
	delta (lab-campo) %	48%	18%
TIC4 - ago13	campo	1830	17
	lab	3092	18
	delta (lab-campo) %	41%	6%

L'errore nella definizione del numero totale di organismi è legato principalmente alla sottostima dell'abbondanza dei *taxa* più numerosi. Ad esempio, nei campioni analizzati, l'abbondanza di Elmidae, Naididae e Chironomidae è stata sottostimata mediamente del 50-70%.

Per quanto riguarda il numero di famiglie presenti nel campione, invece, l'errore è legato principalmente alla mancata individuazione, tramite la metodica di *sorting* in campo, di alcune famiglie di piccole dimensioni e composte da pochi individui. Ad esempio, nei campioni analizzati, le famiglie "perse" erano composte solo da uno o due individui.

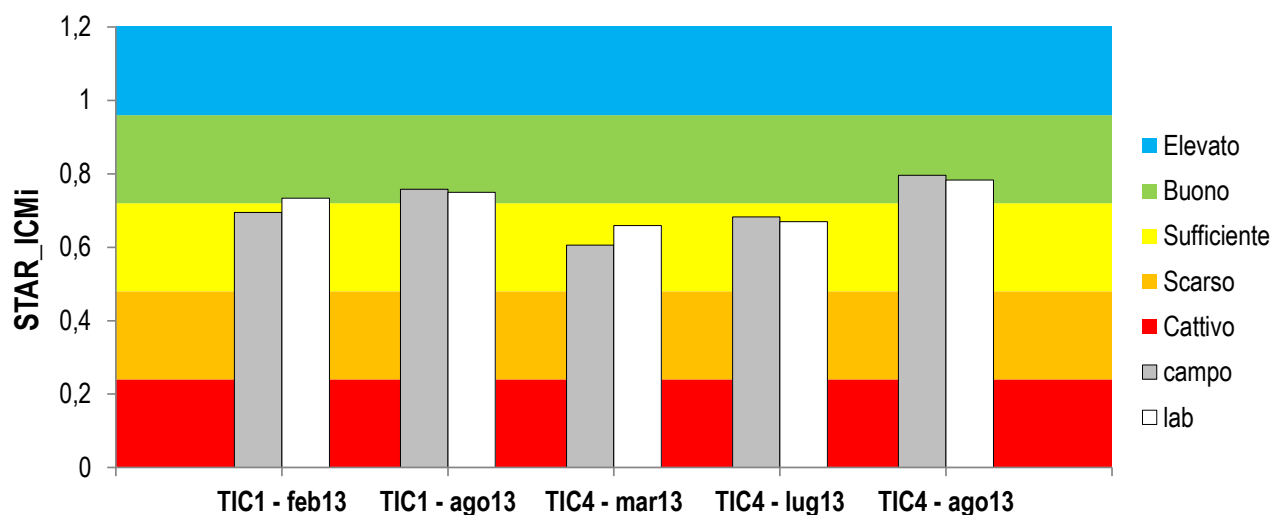
Nonostante queste differenze, secondo l'indice di Bray-Curtis, le comunità rilevate con i due diversi sistemi di smistamento sono piuttosto simili. I valori dell'indice sono riportati nella tabella seguente e indicano due comunità simili quanto più si avvicinano a 0, due comunità diverse quanto più sono prossimi a 1.

Tabella 3-4 Confronto tra le comunità rilevate tramite sorting in campo in vivo e sorting in laboratorio su campione fissato, per quanto riguarda la struttura della comunità, effettuato tramite l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis. I valori dell'indice sono compresi tra 0 – comunità identiche – e 1 – comunità completamente differenti.

Campione	Indice di Bray-Curtis
TIC1 feb-13	0.374
TIC1 ago-13	0.254
TIC4 mar-13	0.361
TIC4 lug-13	0.325
TIC4 ago-13	0.266

Anche i valori dell'indice STAR_ICMi non variano visibilmente tra i due diversi *set* di dati. Tuttavia, in un caso in cui il valore risultava vicino al limite tra due classi di qualità (tratto TIC1, febbraio 2013), il cambiamento della metodica di *sorting* ha determinato un cambiamento nel giudizio di qualità assegnato, che è risultato "sufficiente" dalla metodica in campo e "buono" da quella in laboratorio (v. figura seguente).

Figura 3-6 Confronto tra le comunità rilevate tramite *sorting* in campo in vivo e *sorting* in laboratorio su campione fissato, per quanto riguarda i valori dell'indice STAR_ICMi.



È quindi possibile concludere che un adeguato sforzo di *sorting* in campo consente di escludere grandi differenze nella valutazione dello stato ecologico, rispetto al *sorting* in laboratorio, sebbene sussistano differenze più fini per quanto riguarda la struttura della comunità rilevata.

4 BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 2003. I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. *Manuale ANPA* / seconda edizione, giugno 2003, 223 pp.
- AA. VV., 2007. I.F.F. 2007 - Indice di Funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata. *MANUALE APAT 2007*, 336 pp.
- APAT-IRSA/CNR, 2003. Metodologie analitiche per il controllo della qualità delle acque. *Manuali e linee guida* - 29/2003.
- Bahls L.L., 1993. *Periphyton bioassessment methods for Montana streams*. Water Quality Bureau. Department of Health and Environmental Sciences, Helena, Montana.
- Bray J. R. and J. T. Curtis. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349
- Bisson P.A., Nielsen J.L., Palmason R.A. & Grove L.E., 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow, in *Acquisition Utilization of Aquatic habitat Inventory Information*, Armantrout ed., American fisheries Society, Western Division, Bethesda, MD, pp. 62-73.
- Ghanem A.H., Steffler P.M., Hicks F.E., and Katopodis C., 1996. Two dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions in flowing streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12:185–200.
- Ghetti P.F., 1995. Indice Biotico Esteso (I.B.E.), in *Notiziario dei Metodi Analitici. IRSA -CNR*. Supplemento a Quaderni 100: 1-24.
- Ghetti P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso I.B.E.. Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua*. Ed. Provincia Autonoma di Trento - Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento, 221 pp.
- ISPRA, 2014. Metodi biologici per le acque superficiali interne. Delibera del Consiglio Federale delle Agenzie Ambientali. Seduta del 27 novembre 2013.. Doc. n. 38/13CF. *Manuali e Linee Guida* 111/2014
- Marcus M.D., Young M.K., Noel L.E. & Beth A., 1990. *Salmonid-habitat relationships in the western United States*. Gen. Tech. Rep. RM-188. Fort Collins, CO. U.S. Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain forest and Range Experiment Station. 84 pp.
- Mc Cain M., Fuller D., Decker L. & Overton K, 1990. *Stream Habitat Classification and Inventory Procedures for northern California*. FHR Currents, R-5's Fish Habitat Relationships Technical Bulletin 1,15 pp.
- Mulder C. P. H., Bazeley-White E., Dimitrakopoulos P. G., Hector A., Scherer-Lorenzen M., Schmid B. 2004. Species evenness and productivity in experimental plant communities. *Oikos* 107: 50–63
- Petersen R.C., 1982. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27: 295-306.
- Schneider M., Noack M., Gebler T. & Kopecki I., 2010. *Handbook for the Habitat Simulation Model CASiMiR*. University of Stuttgart, Institute of Hydraulic Engineering – Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH.
- Shannon, C. E. and Weaver W. (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423 and 623–656.

- Siligardi M. & Maiolini B., 1993. L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini: guida all'uso della scheda RCE-2. *Biologia Ambientale* VII, 30: 18-24.
- Steffler P. and Blackburn J., 2002. *River 2D Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat Introduction to Depth Averaged Modeling and User's Manual*, University of Alberta, Canada.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2010. *HEC-RAS River Analysis System, Hydraulic Reference Manual, Version 4.1*, Hydrologic Engineering Center, Davis, California, USA.
- White R.J., 1973. Stream channel suitability for coldwater fish, in *Proceedings of the 28th Annual Meeting of the Soil Conservation Society of America, (Plants, Animals and Man)*, Hot Springs, Arkansas, pp. 61-79.

4.1 RIFERIMENTI NORMATIVI

- Dir. 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- D.M m° 260 del 8 novembre 2010. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma3, del medesimo decreto legislativo. Supplemento ordinario alla "Gazzetta Ufficiale", n. 30 del 7 febbraio 2011.

4.2 SITI WEB CONSULTATI

- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA):
<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-parte-i>
<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-superficiali-interne>