

Progetto

FITODEPURAZIONE – LA DIFFUSIONE DI UNA SCELTA SOSTENIBILE



AZIONE 3 – studio naturalistico e monitoraggio

Relazione finale

Luglio 2014

**Daniela Ghia
Gianluca Fea
Roberto Sacchi
Pietro Angelo Nardi
Carlo Violani**

Sommario

Introduzione.....	2
MATERIALI E METODI.....	5
Analisi della comunità macrobentonica.....	5
Indici biotici.....	5
Indice Biotico Esteso (I.B.E.).....	5
Indice “Biological Monitoring Working Party modificato” (BMWP').....	10
Analisi chimico-fisiche dell’acqua.....	12
RISULTATI.....	16
TORRENTE BRIGNOLO.....	16
TORRENTE SCHIZZOLA - STAZIONE PRAGATE.....	23
TORRENTE SCHIZZOLA - STAZIONE CASARONE.....	30
TORRENTE SCHIZZOLA - STAZIONE GRATÈR.....	36
TORRENTE SCHIZZOLA - STAZIONE CASE NUOVE.....	43
DISCUSSIONE	52
Bibliografia di riferimento.....	68

Introduzione

Nel 2010 erano state individuate quattro stazioni sul torrente Schizzola, dislocate da valle verso monte lungo l’asta nel territorio comunale di Torrazza Coste, una sul Torrente Brignolo e una sul Torrente Lavaggio. In tali stazioni sono state effettuate le analisi chimico-fisiche delle acque e delle cenosi macrobenthoniche (vedi figure 1 e 2).

Tali stazioni sono state ritenute come punti – campione per il monitoraggio previsto per la seconda parte, dopo l’entrata in funzione delle vasche di fitodepurazione.

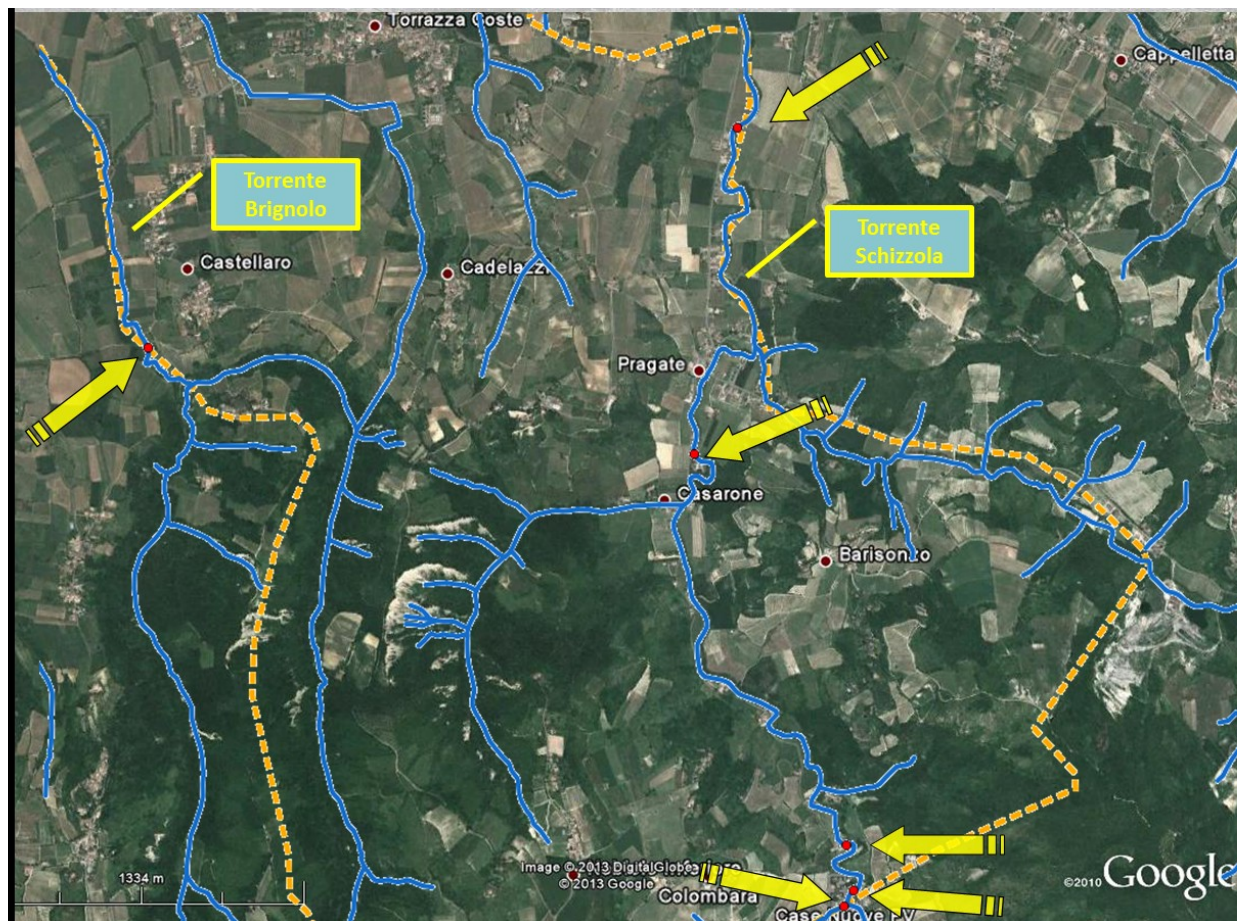


Figura 1. Quadro d'insieme delle stazioni di campionamento sui torrenti Brignolo, Schizzola e Lavaggio.

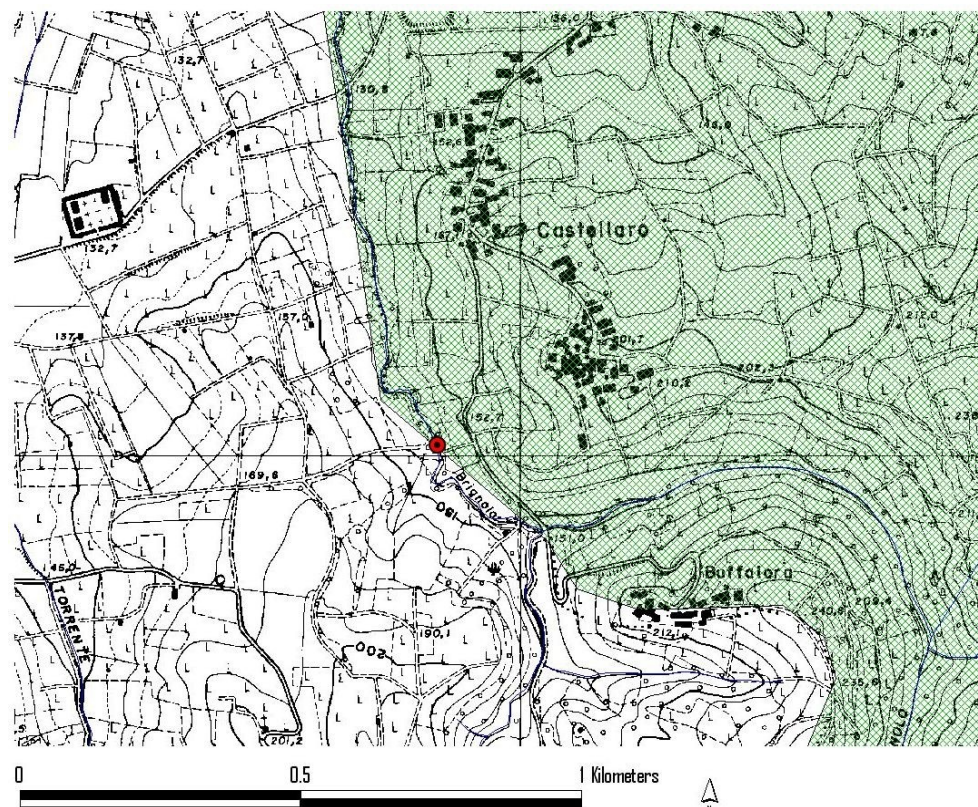


Figura 2a. Stazione sul Torrente Brignolo.

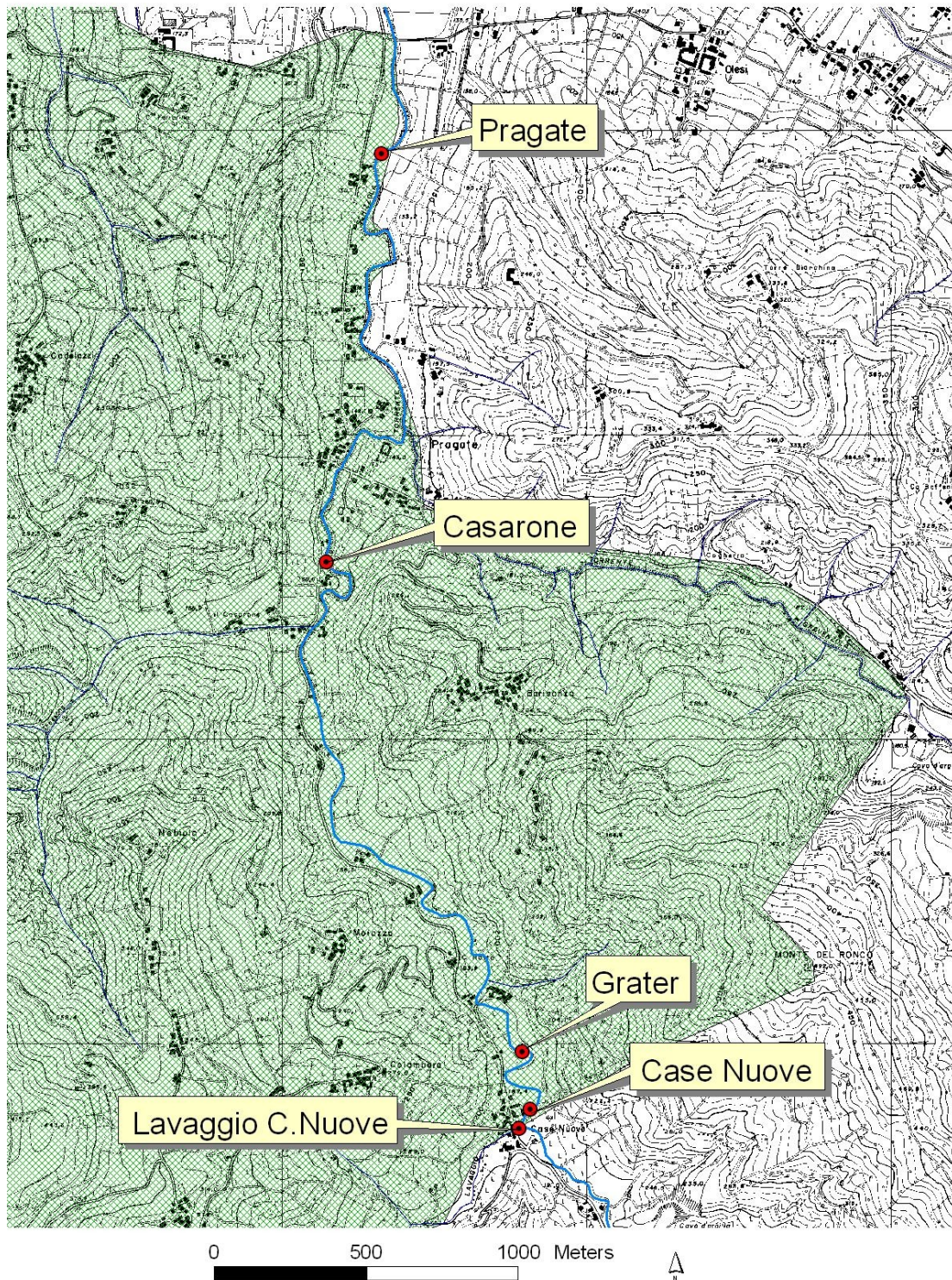


Figura 2b. Stazioni sul torrente Schizzola (da valle: Pragate, Casarone, Grater, Case Nuove) e sul torrente Lavaggio (Lavaggio - C. Nuove).

MATERIALI E METODI

Analisi della comunità macrobentonica

Le comunità di macroinvertebrati che colonizzano gli ecosistemi fluviali vivono associate al substrato e sono composte da popolazioni caratterizzate da differenti livelli di sensibilità alle modificazioni ambientali e con differenti ruoli ecologici. Poiché i macroinvertebrati hanno cicli vitali relativamente lunghi, la loro analisi fornisce un'informazione integrata nel tempo sugli effetti causati da differenti cause di turbativa (fisiche, chimiche e biologiche).

In un contesto come quello in esame appare basilare l'applicazione di tale metodo, capace di fornire un'indicazione sullo stato qualitativo delle acque.

Infatti nei torrenti Brignolo e Schizzola, oltre a verificarsi asciutte periodiche durante la stagione estiva, avvengono rilasci di sostanze inquinanti, generalmente carichi di composti azotati e fosfati derivanti sia dall'uso civile sia zootecnico. La scarsa portata, unita ad apporti inquinanti, può determinare contesti non idonei per le cenosi acquatiche.

Le stazioni di campionamento sono state posizionate a valle degli ingressi delle acque in uscita delle vasche Imhoff.

Indici biotici

Per meglio valutare lo stato ecologico di un corpo idrico occorre integrare le informazioni fornite dalle analisi fisiche e chimiche di routine, con quelle degli organismi che vivono all'interno dello stesso. Infatti, mentre il valore delle prime è condizionato dall'istantaneità del prelievo, le valutazioni biologiche consentono di rilevare alterazioni ambientali di varia natura, anche pregresse e non più in atto al momento del prelievo. Questo in virtù del cosiddetto "effetto memoria" delle biocenosi che impiegano tempi più o meno lunghi per recuperare i danni subiti.

Indice Biotico Esteso (I.B.E.)

L'Indice Biotico Esteso è un indice qualitativo che nasce in origine come Trent Biotic Index dal quale successivamente deriva l'Extended Biotic Index (WOODWISS, 1978) che GHETTI modifica (1986) e aggiorna (1997) per adattarlo ai corsi d'acqua italiani.

Alla base dell'I.B.E. vi è l'analisi delle comunità di macroinvertebrati che popolano i corsi d'acqua.

Queste biocenosi sono composte da varie popolazioni di macroinvertebrati, ciascuna caratterizzata da diversi e specifici livelli di sensibilità a diversi fattori ecologici. Pertanto analizzando la struttura di tali comunità è possibile ricavare un'indicazione della qualità delle acque che ne costituiscono l'habitat.

A livello concettuale il metodo di calcolo del valore dell'indice si basa su un confronto tra la composizione di una comunità "ottimale o attesa" e la composizione della comunità "osservata". La composizione ottimale è la struttura della biocenosi macrobentonica che dovrebbe colonizzare un corso d'acqua in condizioni di naturalità. Esistono svariate tipologie fluviali e pertanto anche diverse "comunità ottimali", ma esse sono raggruppabili in pochi modelli generali. Il valore di IBE che si ottiene perciò indica il progressivo allontanamento dalla condizione ottimale.

Malgrado abbia una scarsa capacità analitica, dal momento che non permette di individuare con che intensità e quali singoli fattori abbiano inciso sulle alterazioni delle comunità, l'I.B.E. risulta essere un indice valido, grazie all'elevata capacità di integrazione dei segnali.

I vantaggi dell'applicazione dell'I.B.E. sono legati alle caratteristiche intrinseche delle popolazioni di macroinvertebrati acquatici: sono infatti organismi piuttosto longevi (il che permette di rilevare anche fenomeni di degrado ambientale pregressi). La loro limitata mobilità fa sì che si possano analizzare condizioni ambientali precisamente localizzate, non solo: essendo organismi di dimensioni molto ridotte, i macroinvertebrati sono presenti, e per tanto analizzabili, anche in corsi d'acqua molto piccoli che non supportano la vita dei pesci.

Ulteriori vantaggi risiedono sul piano prettamente pratico: poiché si tratta di organismi abbondanti ed ubiquitari, i campionamenti sono relativamente semplici, richiedono poco personale ed un equipaggiamento minimo; abbastanza facile risulta anche il riconoscimento dei diversi taxa.

Un accorgimento necessario nell'applicazione dell'indice è correlato al fenomeno di drift, talvolta infatti una piccola parte di individui di una popolazione può essere trasportata più a valle dalla corrente; ne consegue che, se questi individui venissero conteggiati, porterebbero ad un risultato artificioso (GHETTI, 1997). Sono stati fissati pertanto dei valori minimi di presenze al di sotto dei quali non è corretto comprendere il taxon nel conteggio totale delle unità sistematiche (APAT & IRSA-CNR, 2003).

Il protocollo di applicazione dell'Indice Biotico Esteso prevede, in seguito alla definizione degli obiettivi dell'indagine, tre principali fasi costituite da uno studio preliminare del corso d'acqua

in analisi, il lavoro di campionamento con un calcolo preliminare dell'indice e la verifica in laboratorio con la determinazione effettiva dell'indice (GHETTI, 1986).

Dopo aver rilevato i dati idromorfologici del corso d'acqua, localizzato eventuali scarichi inquinanti e scelto le stazioni di campionamento, si procede ad effettuare le analisi chimiche e a raccogliere i campioni di macroinvertebrati.

Ad ogni stazione il protocollo di campionamento, con apposito retino immanicato, prevede la copertura della intero mosaico di microhabitat riconoscibili della stazione fino a quando le raccolte non apportano più alcun nuovo taxon al campione. I campioni raccolti vengono separati in vivo dal detrito e parzialmente riconosciuti in modo tale da avere una valutazione preliminare che permetta, se necessario, di effettuare ulteriori campionamenti; vengono successivamente fissati in etanolo al 70 % e portati in laboratorio per il riconoscimento (GHETTI 1986). Nella seguente tabella sono elencati i livelli di determinazione tassonomica previsti per ogni gruppo faunistico.

Gruppi Faunistici	Livelli di determinazione tassonomica per definire le "Unità Sistematiche"
PLECOTTERI	genere
TRICOTTERI	famiglia
EFEMEROTTERI	genere
COLEOTTERI	famiglia
ODONATI	genere
DITTERI	famiglia
ETEROTTERI	famiglia
CROSTACEI	famiglia
GASTEROPODI	famiglia
BIVALVI	famiglia
TRICLADI	genere
IRUDINEI	genere
OLIGOCHETI	famiglia
Altri gruppi più rari	
MEGALOTTERI	famiglia
PLANIPENNI	famiglia
NEMATOMORFI	presenza
BRIOZOARI	presenza
CELEENTERATI	presenza
PORIFERI	presenza

Il repertorio dei taxa nel campione viene analizzato da due punti di vista: 1) la presenza/assenza di elementi variamente collocati in una gerarchia di sensibilità al degrado qualitativo dell'ambiente e 2) la ricchezza compositiva (n° di taxa) della biocenosi a macroinvertebrati (escludendo gli elementi da drift).

Si evita così di sottostimare il livello qualitativo di corpi idrici, soprattutto in pianura, che per ragioni del tutto naturali non ospitano elementi molto sensibili (i Plecotteri per esempio) ma,

esenti da fenomeni di degrado, ospitano comunque biocenosi assai ricche in termini di abbondanza di Unità Sistematiche (MARCHETTI, 1998).

La conversione dei dati raccolti nell'indice viene effettuata tramite una tabella (tab.1) a due entrate: in ordinata sono riportati differenti gruppi di macroinvertebrati secondo un ordine decrescente, dall'alto verso il basso, di sensibilità agli effetti dell'inquinamento, in ascissa sono riportati intervalli di numeri. Il primo ingresso in tabella è in corrispondenza dell'unità sistematica maggiormente sensibile rilevata dal campionamento, il secondo ingresso invece corrisponde all'intervallo che comprende il numero totale rilevato di Unità Sistematiche .

Dall'incrocio di riga e colonna si ottiene un valore numerico corrispondente al valore dell'Indice Biotico Esteso.

La doppia entrata della tabella ha lo scopo di riconoscere la qualità di un corso d'acqua sia nel caso in cui questa sia dovuta alla presenza di organismi particolarmente sensibili inseriti in una comunità povera in unità sistematiche (ciò accade ad esempio in acque oligotrofe prossime alle sorgenti dei corsi d'acqua), sia in situazioni in cui, pur mancando organismi ad elevata sensibilità, vi sia una elevata abbondanza di unità sistematiche (segno altrettanto indicativo di una buona condizione idrica) (MARCHETTI, 1998).

Le "Unità sistematiche" sono livelli di determinazione sistematica, superiori al livello di specie, stabiliti rigorosamente da limiti obbligati (APAT & IRSA CNR, 2003).

Tab. 1 (da Ghetti 1997)

Gruppi faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (ingresso orizzontale)		Numero totale delle Unità sistematiche costituenti la comunità (ingresso verticale)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36...
Plecotteri presenti <i>Leuctra</i> ^o	Più di una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13*
Efemerotteri presenti (Escludere Baetidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (Comprendere Baetidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridi e/o Atiidi e/o Palemonidi presenti	U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidi e/o Nifargidi presenti	U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidi	U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Altri organismi	U.S. sopra assenti	0	-1	-2	-3	-	-	-	-	-

^oNelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unica U.S. di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (o sono presenti solo Baetidae e Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata a livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale

*Questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane

Il valore dell'indice viene poi convertito tramite la tabella di conversione dei valori IBE in classi di qualità (tab.2).

Questa tabella associa ad ogni valore dell'indice una classe di qualità, un giudizio qualitativo sull'ambiente e un colore o una retinatura corrispondenti da poter inserire nella cartografia.

Tab.2 (da GHETTI, 1997)

CLASSI DI QUALITA'	VALORE IBE	GIUDIZIO DI QUALITA'	COLORE e/o RETINATURA	
I	10,11,12...	Ambiente non alterato in modo sensibile	azzurro	
II	8,9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	verde	
III	6,7	Ambiente alterato	giallo	
IV	4,5	Ambiente molto alterato	arancione	
V	0,1,2,3	Ambiente fortemente degradato	rosso	

I macroinvertebrati sono stati identificati al microscopio binoculare tramite l'ausilio di guide per il riconoscimento (CAMPALIOI *et al.*, 1994; CAMPALIOI *et al.*, 1999; SANSONI, 1988).

L'abbondanza delle unità sistematiche (U = dominante, L = abbondante, I = presente) è indicata secondo quanto previsto dal Protocollo IRSA 9010 (APAT & IRSA-CNR, 2003).

Gli invertebrati acquatici raccolti sono conservati in appositi contenitori di plastica, con etichette recanti nome della stazione e data di campionamento.

Indice "Biological Monitoring Working Party modificato" (BMWP')

Il metodo, derivato dalla proposta di HELLAWELL (1978) e adattato ai corsi d'acqua spagnoli da ALBA-TERCEDOR e SANCHEZ-ORTEGA (1988) prevede per il calcolo dell'indice l'identificazione degli organismi a livello di famiglia. Il valore complessivo si ottiene sommando i punti corrispondenti a ciascuna Unità Sistemica riscontrata nella stazione oggetto di campionamento. Il punteggio attribuito ad ogni famiglia è in relazione con il valore indicatore attribuito alla famiglia stessa (APAT & IRSA-CNR, 2003 - vedi allegato I in Indicatori biologici 9010). Dal valore dell'indice valuta la classe di qualità del corso d'acqua (tab. 3).

CLASSI DI QUALITÀ	VALORE	PUNTEGGIO BMWP'	GIUDIZIO DI QUALITÀ	COLORE
I	Buono	> 150 101-120	Acque molto pulite (pure) Sistema non inquinato o non sensibilmente alterato	blu
II	Discreto	61-100	Acque leggermente inquinate	verde
III	Dubbio	36-60	Acque inquinate (sistema alterato)	giallo
IV	Critico	16-35	Acque molto inquinate (sistema molto alterato)	arancio
V	Molto critico	<15	Acque fortemente inquinate (sistema fortemente alterato)	rosso

Tab. 3. Valori di BMWP' e corrispondenti classi e giudizi di qualità (da ALBA-TERCEDOR, 1996).

Per ogni stazione di rilevamento e per ogni data di campionamento viene riportata la lista delle unità sistematiche rinvenute. Le abbondanze sono espresse sulla base dei dettami del manuale IBE (Ghetti, 1997) e del Protocollo IRSA 9010 (IRSA-CNR, 2003). In particolare le unità considerate valide si distinguono in:

- presenti: I
- abbondanti: L
- dominanti: U
- drift indicate in parentesi ()*

Analisi chimico-fisiche dell'acqua

Sono state individuate quattro stazioni sul torrente Schizzola, dislocate da valle verso monte lungo l'asta nel territorio comunale di Torrazza Coste, una sul Torrente Brignolo e una sul Torrente Lavaggio. In tali stazioni sono state effettuate le analisi chimico-fisiche delle acque (vedi figure 1 e 2).

Tali stazioni saranno successivamente ritenute come punti – campione per il monitoraggio previsto per la seconda parte, dopo l'entrata in funzione delle vasche di fitodepurazione.

Sono stati valutati i seguenti parametri con cadenza stagionale: temperatura, ossigeno disciolto, pH, conducibilità, durezza, nitrati, nitriti e, in caso specifico, altri parametri quali solfati, cloruri, cloro libero, fosfati, e l'eventuale presenza di alcuni metalli, ferro e rame.

Seguono in tabella le indicazioni della strumentazione utilizzata e delle metodiche seguite per le analisi chimico-fisiche.

	range	metodo	equivalente a
Ossigeno		WTW Multi 340i Meter K	
pH		WTW Multi 340i Meter K	
Conducibilità		WTW Multi 340i Meter K	
Nitrati (NO₃)	0-30.0 mg/l	Hach cadmio riduzione (Nitra Ver 5)	
Nitriti (NO₂)	0-0.350 mg/l	Hach Diazotization (Nitri Ver 3)	approvato USEPA
Durezza totale (CaCO₃)	10-4000 mg/l	Hach con EDTA	
Cloro libero (Cl₂)	0-2.00 mg/l	Hach DPD	USEPA 330.5
Cloridi (Cl⁻)	10-8000 mg/l	Hach mercuric nitrate	
Fosfati (PO₄³⁻)	0-2.50 mg/l	Hach Phos Ver 3	USEPA 365.2
Rame (Cu)	0-5.00 mg/l	Hach bicinchoninate	
Ferro (Fe)	0-3.00 mg/l	Hach Ferro Ver	
Solfati (SO₄)	0-70 (mg/l)	Hach Sulfa Ver 4	USEPA 375.4

Seguono brevi descrizioni di tali parametri, dove viene sottolineato significato e possibili cause di eventuali scostamenti dal loro range naturale.

Temperatura: La temperatura dell'acqua è un fattore chiave dello stato idrico delle acque superficiali. Si tratta di uno dei principali regolatori dei processi vitali che si svolgono nelle acque. La temperatura dell'acqua influenza tutti i processi del metabolismo, la durata, l'andamento e la velocità della crescita come pure la composizione delle biocenosi.

Ossigeno disciolto: Tutte le acque superficiali contengono una certa quantità di ossigeno disciolto. La solubilità dell'ossigeno in acqua dipende dalla temperatura, dalla concentrazione salina dell'acqua e dalla pressione atmosferica. E' importante anche la portata idraulica, la velocità della corrente e la presenza di sostanze inquinanti come tensioattivi, oli e solidi sospesi che riducono gli scambi con l'atmosfera. La quantità di ossigeno disciolto nelle acque superficiali è inoltre legata alla qualità e alla concentrazione delle sostanze organiche presenti, all'attività batterica e fotosintetica.

Quando un corpo idrico riceve scarichi di natura organica di origine civile, zootecnica o industriale, l'ossigeno viene utilizzato nei processi di ossidazione biologica delle sostanze organiche inquinanti, fino a scomparire. In condizioni anossiche si hanno fenomeni fermentativi ad opera di batteri anaerobi, con produzione di ammoniaca ed acido solfidrico.

pH: Il pH, pari all'inverso del logaritmo della concentrazione di ioni idrogeno, è una misura dell'acidità dell'acqua: l'acqua pura (priva di ioni) ha pH pari a 7, l'acqua potabile ha generalmente valori di pH compresi tra 6,5 e 8,5. Il pH delle acque naturali è un parametro di giudizio molto importante, valori molto più bassi o più alti dell'intervallo consentito indicano un inquinamento rispettivamente da acidi o da basi forti.

Conducibilità elettrica specifica: Il dato di conducibilità indica con immediatezza il grado di mineralizzazione delle acque. Essa si esprime in microsiemens per cm ($1 \mu\text{S}/\text{cm} = 10^{-6} \text{ Ohm}^{-1} \times \text{cm}^{-1}$) e fisicamente corrisponde al reciproco della resistenza offerta dall'acqua. Questo parametro dipende dalle componenti ioniche dell'acqua e costituisce quindi una misura indiretta del suo contenuto salino. La maggior parte delle acque ha una conducibilità compresa da 100 a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durezza: La durezza dell'acqua dipende principalmente dalla somma delle concentrazioni di ioni calcio e magnesio. Quest'ultimo è normalmente presente in concentrazione minore rispetto al calcio. In natura il calcio e il magnesio sono presenti in molte rocce sedimentarie, le più comuni delle quali hanno composizione calcarea.

Nitrati: I nitrati rappresentano lo stato di massima ossidazione dei composti azotati e possono avere origine naturale o antropica: nel primo caso derivano dai minerali con cui viene a contatto l'acqua, nel secondo possono provenire dal dilavamento dei terreni eccessivamente trattati con fertilizzanti azotati (concimi zootecnici), o dall'immissione di liquami domestici o zootecnici e da scarichi fognari non depurati. Nelle acque superficiali e sotterranee i livelli naturali di nitrati sono di pochi milligrammi per litro, mentre un aumento della loro concentrazione nell'acqua è spesso associato all'attività agricola (uso di fertilizzanti azotati).

Nitriti: I nitriti possono essere presenti nell'acqua per riduzione batterica dei nitrati o per incompleta ossidazione batterica dell'azoto organico. Pertanto, costituendo una forma intermedia di ossidazione dell'azoto, la presenza di nitriti in un'acqua indica un inquinamento organico di origine recente. Generalmente sono assenti nelle acque superficiali e sotterranee.

Solfati: I solfati nelle acque hanno diverse possibili origini, naturali o dovute all'azione dell'uomo (dissoluzione di gessi e anidriti venuti a contatto con le acque sotterranee; circolazione in acquiferi con un certo contenuto argilloso; attività antropiche). La presenza di solfati nelle acque quindi non ha alcun significato indiziario nei confronti di un inquinamento biologico, ma può segnalare un inquinamento di tipo industriale, poiché lo zolfo è uno degli elementi più ampiamente utilizzati nei processi tecnologici.

Cloruri: I cloruri nelle acque sotterranee generalmente provengono dal contatto con minerali contenenti sali sodici o potassici (NaCl, KCl), ma possono anche essere di origine organica.

Sono rilevabili in tutte le acque, dall'acqua piovana che ne contiene da 1 a 3 mg/l a quella di mare che ne contiene circa 30.000 mg/l. Brusche variazioni della loro concentrazione possono derivare dall'immissione di acque di scarichi civili ed industriali, in genere con la contemporanea presenza di concentrazioni piuttosto elevate di ammoniaca o nitriti.

Fosfati: I composti del fosforo sono fitonutrienti e causano la crescita di alghe nelle acque superficiali. A seconda della concentrazione dei fosfati presenti nelle acque può verificarsi una eutrofizzazione o lo sbilanciamento della qualità delle acque superficiali. Un grammo di fosforo fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$) consente la crescita di 100 g di alghe. Una volta morte queste alghe, i processi di decomposizione richiedono un fabbisogno di ossigeno di circa 150 g. Le concentrazioni critiche per una eutrofizzazione iniziale, nei corsi d'acqua, si attestano intorno

allo 0,1-0,2 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$, mentre nelle acque stagnanti addirittura intorno allo 0,005-0,01 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$. Alte concentrazioni derivano dal dilavamento di fertilizzanti, liquami zootecnici, detersivi e prodotti detergenti.

Ferro (Fe): Il ferro è quasi sempre presente nelle acque naturali, in quantità che dipendono dalla costituzione geologica del suolo, in forma colloidale o legato (complessato) a composti organici (o inorganici). Il ferro (II) è la forma caratteristica delle acque sotterranee. Il ferro (III), invece, è da considerarsi praticamente insolubile, in quanto precipita sotto forma di idrossido. È significativamente solubile solo a pH molto bassi. Nelle acque superficiali il ferro proviene dalle sostanze dilavate dalle acque piovane oppure da scarichi industriali. La concentrazione di ferro in campioni di acque superficiali sufficientemente ossigenate è raramente superiore a 1 mg/l.

Rame (Cu): Nell'acqua superficiale il rame può compiere grandi distanze, o sospeso sulle particelle di fango o come ioni liberi. Questo metallo entra a far parte della composizione di molti erbicidi e pesticidi.

Portata (l/sec): La portata è la quantità di acqua che attraversa una data sezione. La sua misura puntuale non fornisce una indicazione esaustiva delle caratteristiche idromorfologiche del corso d'acqua, fornisce però una indicazione di quanto i soluti possono essere disciolti in acqua e di conseguenza quanto possono variare le concentrazioni.

RISULTATI

TORRENTE BRIGNOLO

Protocollo IBE

Tab.4: Risultati dei campionamenti macrobentonici e calcolo valore IBE

Torrente Brignolo		12/04/2011	03/12/2012	18/06/2013	12/12/2013
PLECOTTERI	<i>Isoperla</i>	I			(3)*
	<i>Leuctra</i>				(2)*
	<i>Nemoura</i>	U			
EFEMEROTTERI	<i>Baetis</i>			U	U
	<i>Cloeon</i>		U		I
	<i>Caenis</i>		(3)*		
	<i>Electrogena</i>	(1)*			
	<i>Habroleptoides</i>	(1)*		L	(2)*
	<i>Habrophlebia</i>			(2)*	
TRICOTTERI	Limnephilidae		I		I
COLEOTTERI	Dryopidae	I	(1)*	I	
	Dytiscidae	I	I	L	I
	Haliplidae				I
	Helodidae		(1)*		
	Hydraenidae		(1)*	I	
	Hydrophilidae		I	(1)*	
ODONATI	<i>Ischnura</i>			I	
	<i>Chalcolestes</i>			I	
	<i>Aeshna</i>		I		
DITTERI	Athericidae	I			
	Ceratopogonidae	(1)*		(1)*	I
	Chironomidae	L	L	L	L
	Limoniidae		I		I
	Psycodidae		I	I	I
	Simuliidae	I	L	L	I
	Tabanidae	(1)*			
	Tipulidae	I	I	I	I
ETEROTTERI	Nepidae			(1)*	
	Notonectidae				I
CROSTACEI	Niphargidae	(1)*			
GASTEROPODI	Lymnaeidae	I			
	Physidae	I	L		U
OLIGOCHETI	Lumbricidae	I			I
	Lumbriculidae	I			I
	Tubificidae	I	I		
ALTRI	Gordiidae	I	I		
Totale Unità Sistematiche		19	17	15	18
Unità Sistematiche non dubbie		14	13	11	15
Entrata orizzontale		più 1 plecoterio	più 1 tricoterio	1 efemeroterio	più 1 tricoterio
Valore IBE		9	7	7	7/8
Classe di Qualità		II	III	III	III-II

I risultati mettono in luce una situazione idroqualitativa compresa tra la II e III classe di qualità. Il giudizio esprimibile a proposito è quello di ambiente che oscilla tra moderati sintomi di alterazione e alterato.

La variazione di classe è dovuta principalmente alle fluttuazioni nell'ingresso orizzontale (o primo ingresso) della tabella IBE, nel primo campionamento infatti il ritrovamento di ben due generi di Plecotteri porta la valutazione alla II classe di qualità. Invece il numero di unità sistematiche valide rimane simile e comunque nella medesima classe di ingresso verticale.

L'osservazione dell'andamento nel tempo dei valori IBE denota un lieve peggioramento fino all'ultimo campionamento dove si denota un lieve miglioramento, soprattutto se si considera la stagione tardo-autunnale. Va evidenziato che il torrente Brignolo è soggetto annualmente ad asciutta completa nel periodo estivo e la comunità macrobentonica risente principalmente delle problematiche connesse con l'assenza di acqua piuttosto che di un eventuale scadimento idroqualitativo. Sono evidenti infatti unità in grado di adattarsi a condizioni di asciutta (*Dytiscidae*, *Oligocheti*) sia gruppi pionieri (*Baetidae*, *Chiromonidae*).

La comunità macrobentonica risulta poco diversificata in rapporto alla tipologia ambientale della stazione indagata e annovera taxa piuttosto resistenti agli inquinanti; anche il genere *Isoperla* è rinvenibile anche in presenza di moderato inquinamento.

Il numero totale di taxa validi (esclusi quelli di drift) censiti nella stazione è pari a 28 e risulta relativamente scarso, ad indicare un livello di biodiversità complessivamente mediocre.

Protocollo BMWP'

Tab.5: Applicazione del protocollo BMWP'

Torrente Brignolo		12/04/2011	03/12/2012	18/06/2013	12/12/2013
PLECOTTERI	Perlodidae	10			drift
	Nemoura	7			drift
EFEMEROTTERI	Baetidae		4	4	4
	Caenidae		drift		
	Heptageniidae	drift			
	Leptophlebiidae	drift		10	drift
TRICOTTERI	Limnephilidae		7		7
COLEOTTERI	Dryopidae	5	drift	5	
	Dytiscidae	3	3	3	3
	Halipidae				4
	Helodidae		drift		
	Hydraenidae		drift	5	
	Hydrophilidae		3	drift	
ODONATI	Coenagrionidae			6	
	Lestidae			8	
	Aeshnidae		8		
DITTERI	Athericidae	10			
	Ceratopogonidae	drift		drift	4
	Chironomidae	3	3	3	3
	Limoniidae		4		4
	Psycodidae		4	4	4
	Simuliidae	10	10	10	10
	Tabanidae	drift			
	Tipulidae	10	10	10	10
ETEROTTERI	Nepidae			drift	
	Notonectidae				3
CROSTACEI	Niphargidae	nv			
GASTEROPODI	Lymnaeidae	3			
	Physidae	3	3		3
OLIGOCHETI	Lumbricidae	1			1
	Lumbriculidae	1			1
	Tubificidae	1	1		
ALTRI	Gordiidae	nv	nv		
Totale		67	60	68	61
Giudizio		discreto	discreto	discreto	discreto
Classe di Qualità		II	II	II	II

Analizzando la stessa stazione con il protocollo BMWP', il livello di qualità si mantiene nel tempo alla classe II, che corrisponde a quello di un ambiente in cui sono evidenti alcuni effetti dell'inquinamento. Nonostante le Unità Sistematiche siano in numero relativamente scarso, si annoverano famiglie di Ditteri con un punteggio alto di BMWP' (Athericidae, Simuliidae, Tipulidae).

Risultati analisi chimico-fisiche

Nelle seguenti tabelle sono riportati i valori delle analisi chimico-fisiche eseguite su campioni di acqua prelevati, rispettivamente, a valle e a monte dell'ingresso dello scarico fognario dell'abitato di Castellaro (vasca Imhoff n.3).

data	12/04/2011	12/04/2011
ora	11:00	11:20
stazione	T. Brignolo Castellaro - valle	T. Brignolo Castellaro - monte
pH	7,94	7,95
T °C	11,7	11,9
conducibilità $\mu\text{S}/\text{cm}$	1265	1261
O₂ %	105,3	104,5
O₂ ppm	11,18	11,22
CaCO₃	830	-
NO₃	5,72	4,84
NO₂	0,0429	0,0891
PO₄	0,19	0,38
Cl⁻	47,2	45,6
Cu	2,99	-
Fe	0,39	-
Cl₂	0,11	7,95

data	03/12/2012	03/12/2012
ora	11:30	11:30
stazione	T. Brignolo Castellaro - valle	T. Brignolo Castellaro - monte
pH	8,2	8,25
T °C	3,8	3,3
conducibilità $\mu\text{S}/\text{cm}$	1370	1443
O₂ %	90,8	99,1
O₂ ppm	11,46	13,11
CaCO₃	788	774
NO₃	40,2	12,7
NO₂	0,04	0,07
PO₄	2,75	0,78
Cl⁻	43,52	42,4
Cu	0,6	0,37
Fe	0,57	0,02
Cl₂	0,17	0,11

data	18/06/2013	18/06/2013
ora	09:30	09:30
stazione	T. Brignolo Castellaro - valle	T. Brignolo Castellaro - monte
pH	7,79	7,83
T °C	15,9	15,9
conducibilità $\mu\text{S/cm}$	1126	1119
O₂ %	88,2	93,6
O₂ ppm	8,49	8,89
CaCO₃	643	-
NO₃	>30	10,3
NO₂	0,151	0,073
PO₄	0,48	0,53
Cl⁻	74,8	69,6
Cu	2,93	3,54
Fe	0,14	0,08
Cl₂	0,06	0,18

data	12/12/2013	12/12/2013
ora	09:45	09:30
stazione	T. Brignolo Castellaro - valle	T. Brignolo Castellaro - monte
pH	7,892	8,132
T °C	1,3	1,4
conducibilità $\mu\text{S/cm}$	1552	1476
O₂ %	98,03	92,3
O₂ ppm	13,84	13,06
CaCO₃	730	730
NO₃	11,2	10
NO₂	0,053	0,171
PO₄	0,48	0,73
Cl⁻	94	95,7
Cu	0,43	1,05
Fe	0,05	0,11
Cl₂	0,06	0,05

Figura 3. Torrente Brignolo ad aprile 2011



Figura 4. Torrente Brignolo a dicembre 2012 (visto dalla vasca di fitodepurazione).



Figura 5. Vasca di fitodepurazione presso il Torrente Brignolo a giugno 2013



Figura 6. Vasca di fitodepurazione presso il Torrente Brignolo a dicembre 2013



Figura 7. Misurazioni nel Torrente Brignolo a dicembre 2013

