

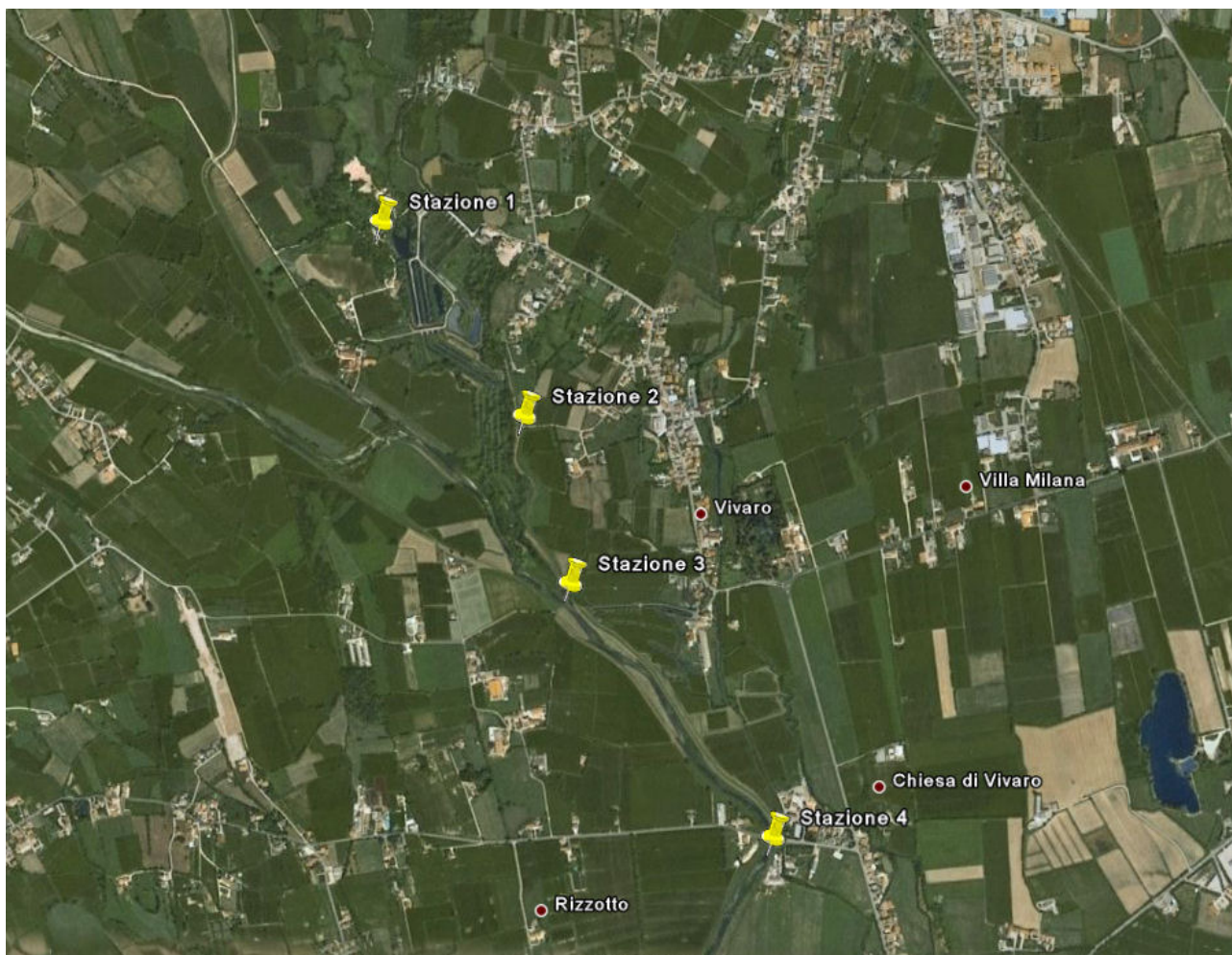
# I risultati dello studio

## *Materiali e metodi*

### Le stazioni di indagine

Le stazioni di campionamento sono localizzate nella zona nord del F. Bacchiglione, più precisamente la Stazione 1 è situata in una delle risorgive che unendosi formano il F. Bacchiglioncello. La Stazione 2 è situata sul F. Bacchiglioncello, alcune centinaia di metri a valle dell'impianto di tritolatura. La Stazione 3 è situata sul T. Timonchio poco più a monte della confluenza con il F. Bacchiglioncello; mentre la quarta ed ultima è situata a valle del Ponte di Vivaro (Figura 1).

Figura 1



Le coordinate geografiche (Datum di riferimento WGS 84) delle stazioni di campionamento sono riportati nella **Tabella 1**.

Tabella 1

<b>Stazione</b>	<b>Latitudine</b>	<b>Longitudine</b>
Stazione 1	45,6267254	11,5272475
Stazione 2	45,6210250	11,5329613
Stazione 3	45,6166873	11,5347889
Stazione 4	45,6092132	11,5426251

In tutte le stazioni sono state effettuati campionamenti con cadenza trimestrale per quanto riguarda l'ittiofauna, la chimica, la microbiologia e l'ecotossicologia.

Le analisi delle macrofite acquatiche sono state effettuate esclusivamente ad aprile e ad agosto.

### **Analisi chimico-fisiche e microbiologiche**

I campionamenti per le analisi chimico-fisiche sono stati eseguiti con cadenza trimestrale in tutte e quattro le stazioni di campionamento.

Alcuni parametri sono stati rilevati direttamente "*in situ*" mentre altri in laboratorio. I parametri rilevati nel posto sono stati la temperatura superficiale e l'ossigeno disciolto (sia in ppm che percentuale di saturazione); mentre la misura del pH, fosforo totale, conducibilità elettrica, azoto ammoniacale, nitrico e nitroso, C.O.D. sono stati eseguiti in laboratorio seguendo i metodi analitici ufficiali.

Più precisamente la analisi della conducibilità elettrica è stata eseguita utilizzando il metodo APAT/IRSA CNR 2030 (2003), per l'analisi del pH il metodo APAT/IRSA CNR 2060 (2003) mentre per quella dell'ammoniaca (come ione NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) è stato applicato il metodo APAT/IRSA CNR 4030A1/'03 modificato (M. I. 62).

Per l'azoto nitrico (come N) si è utilizzato il metodo APAT/IRSA CNR 4050/'03 modificato (M. I. 06). Per il fosforo totale è stato utilizzato il metodo APAT/IRSA CNR 3010+3020/'03 modificato (M. I. 08).

Infine la misura del C.O.D. è stata rilevata utilizzando il metodo APAT/IRSA CNR 5130/'03 modificato (M. I. 03).

La misura della temperatura superficiale sono state eseguite in loco con sonda Delta OHM mod. HD 8705.

Per la determinazione della concentrazione di ossigeno disciolto si è utilizzato il metodo amperometrico (ossimetro portatile Handy Gamma OxyGuard).

L'unico parametro microbiologico rilevato è stato *Escherichia coli*, un importante indicatore di contaminazione fecale.

Il campionamento è stato eseguito in tutte e quattro le stazioni di campionamento in quattro periodi dell'anno.

I campioni sono stati conservati durante il trasporto in idonei contenitori refrigerati. La misura degli *E. coli* è stata eseguita in laboratorio seguendo il metodo analitico per le acque dell'ARPA (ISO 9308-1).

La maggior parte di questi parametri corrisponde ai macrodescrittori che nell'Allegato 1 del Decreto Legislativo n°152 del 1999 definiscono i Livelli di Inquinamento (L.I.M.) da utilizzare per la classificazione delle acque superficiali.

I livelli a cui si fa riferimento sono 5, dove il primo livello (Livello 1) definisce una elevata qualità dell'acqua e l'ultimo (Livello 5) una pessima qualità.

Il metodo di classificazione finale prevede il calcolo del 75° percentile sull'insieme dei dati ottenuti in un certo periodo di monitoraggio.

## **IBE**

In questo studio è stato utilizzato l'indice biologico I.B.E. (Ghetti, 1997) che costituisce il metodo di controllo biologico dei corsi d'acqua ufficialmente sancito dalla normativa specifica attualmente in vigore nel nostro paese (D.Lgs. 152/99), ma che comunque era già previsto nel D.Lgs. 130/1992.

L'I.B.E. deriva dal Trent Biotic Index (Woodiwiss, 1964), aggiornato come Extended Biotic Index E.B.I. (Woodiwiss, 1978). In Italia è stato introdotto, e tarato alle esigenze zoogeografiche locali grazie alle ricerche del Prof. Ghetti dell'Università di Venezia; recentemente il metodo è stato rivisto e ricalibrato dallo stesso autore sulla base delle nuove acquisizioni tecnico-scientifiche. L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.), così come è stato ridefinito, prevede delle modificazioni rispetto al precedente che riguardano: declassamento del genere *Leuctra*, la definizione del livello tassonomico di determinazione per alcune Unità Sistematiche e il numero minimo di individui ritrovati per considerare l'ambiente colonizzato dal taxon. Al 1997 risale la stesura definitiva ed aggiornata del Manuale di Applicazione dell'Indice Biotico Esteso, attualmente in uso da coloro che operano nel campo del monitoraggio biologico dei corsi d'acqua (Ghetti, 1997).

Le valutazioni delle biocenosi bentoniche, risentendo di possibili variazioni ambientali, consentono di ottenere una zonazione dell'asta fluviale in funzione dello stato di qualità ambientale. Ciò è possibile attraverso un indice sintetico, riconducibile a cinque classi di qualità opportunamente trasferibili in cartografia.

L'I.B.E. fornisce un giudizio complementare al controllo fisico, chimico e microbiologico. Mentre questi tipi di analisi individuano le singole cause e la dinamica del processo di alterazione dell'acqua e dei sedimenti (stima del rischio ambientale), il monitoraggio biologico, invece, verifica sinteticamente gli effetti di insieme prodotti dal complesso delle cause inquinanti (analisi degli

effetti reali). Esso permette così di valutare le capacità autodepurative in tratti di corsi d'acqua soggetti a carichi inquinanti continui o temporanei.

Attraverso l'I.B.E. si possono classificare i corsi d'acqua lungo il profilo longitudinale, in cinque classi di qualità in modo da ottenere un quadro di insieme utile sia alla programmazione degli interventi risanatori, sia ad una corretta pianificazione del sistema di monitoraggio fisico, chimico ed igienistico; si può così controllare nel tempo l'efficacia degli interventi risanatori stessi attraverso il recupero della qualità ambientale dei corpi idrici.

L'I.B.E. si basa sull'analisi della struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici che colonizzano le differenti tipologie fluviali. Con organismi macroinvertebrati bentonici si intendono, convenzionalmente, quegli organismi che vengono trattenuti da un retino con 21 maglie per centimetro. La scelta di questi organismi come indicatori è legata alle seguenti ragioni:

- si tratta di organismi ubiquitari, relativamente facili da campionare e da identificare;
- numerose specie sono inoltre sensibili all'inquinamento ed esiste una conoscenza approfondita della loro autoecologia;
- hanno una durata di vita abbastanza lunga e possono quindi registrare gli eventi che si susseguono nell'ambiente che occupano;
- vivono poi preferibilmente sui substrati e non sono soggetti a migrazioni continue cosicché possono riflettere con immediatezza la qualità dell'acqua e del sedimento.
- I taxa considerati ed il livello di determinazione tassonomica richiesto dall'indice I.B.E., sono riportati nella Tabella 2.

Per Unità Sistemica (U.S.) si intende il livello di determinazione sistematica definito dal metodo. Il livello si riferisce al genere o alla famiglia; è evitata pertanto una classificazione degli organismi fino al livello di specie, considerato limitante. per un'indagine con finalità pratiche anche se, talvolta, risulterebbe interessante per un'analisi più prettamente zoologica dell'ambiente considerato.

Il calcolo dell'I.B.E. richiede che siano rigorosamente rispettati i limiti di definizione tassonomica per i vari gruppi, altrimenti la "ricchezza in taxa" delle comunità potrebbe variare a seconda del grado di approfondimento della classificazione.

Il numero totale delle Unità Sistematiche di una determinata stazione, cioè la "ricchezza in taxa" della stazione stessa, non tiene conto delle Unità Sistematiche a cui appartengono organismi eventualmente trasportati a valle definiti "di drift", che rappresentano solo presenze occasionali o temporanee; essi risultano determinati dall'indicazione sul numero minimo di presenze che permettono di considerare l'organismo come appartenente in modo stabile alla comunità.

Tabella 2

<b>Gruppi faunistici</b>	<b><i>Livelli di determinazione Tassonomica per definire le Unità Sistematiche in I.B.E.</i></b>
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
<b><i>Altri taxa da considerare nel calcolo dell' I.B.E.</i></b>	
Sialidae (MEGALOTTERI) Osmylidae (PLANIPENNI) Gordiidae (NEMATOMORFI) <i>Prostoma</i> (NEMERTINI)	

Tale numero minimo di presenze è definito dal protocollo del metodo ed è ricavabile dalle apposite tabelle riportate nel manuale di applicazione.

Per il calcolo del valore dell'indice si utilizza una tabella che permette di tradurre dati e considerazioni comprensibili solo agli specialisti, in un valore numerico.

Si tratta di una tabella a doppia entrata (**Tabella 3**). L'entrata orizzontale considera l'aspetto di sensibilità agli inquinanti, mentre l'entrata verticale tiene conto del grado di biodiversità e considera il numero totale di taxa che costituiscono la comunità.

L'indice fornisce valori discreti, ma il metodo permette l'apprezzamento di livelli intermedi che riflettono situazioni di passaggio fra due condizioni.

I valori intermedi di indice consentono così di fornire alla scala dell'I.B.E. una maggiore continuità, evitando stacchi eccessivi fra i valori di indice.

I valori decrescenti dell'indice vanno intesi come un progressivo allontanamento da una condizione "ottimale o attesa", definita dalla composizione della comunità che, in condizioni di "buona efficienza dell'ecosistema", dovrebbe colonizzare quella determinata tipologia fluviale. La composizione "attesa" varia ovviamente a seconda della tipologia fluviale considerata.

Tabella 3

Gruppi Faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecotteri presenti ( <i>Leuctra</i> <sup>°</sup> )	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 <i>Baetidae</i> , <i>Caenidae</i> ) <sup>°°</sup>	più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (comprendere <i>Baetidae</i> e <i>Caenidae</i> )	più di una U.S.	-	4	6	7	8	9	10	11	-
	una sola U.S.	-	5	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridi e/o Atiidi e/o Palemonidi presenti	tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidi e/o Niphargidi presenti	tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidi	tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Altri organismi	tutte le U.S. sopra assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda:

°: nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (o presenti solo *Baetidae* e *Caenidae*), *Leuctra* deve essere considerata a livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella;

°°: per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie *Baetidae* e *Caenidae* vengono considerate a livello dei Tricotteri;

-: giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di drift erroneamente considerati nel computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologie non valutabili con l'I.B.E. (es. sorgenti, acque di scioglimento dei nevai, acque ferme, zone delizie, salmastre);

\*: questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa), sia nel valutare gli effetti prodotti dall'inquinamento trattandosi di ambienti con elevata ricchezza in taxa

Mediante l'utilizzo di un'altra specifica tabella, il valore dell'I.B.E., è stato convertito nella corrispondente classe di qualità.

I valori di I.B.E. sono raggruppati in cinque Classi di Qualità (C.Q.), ciascuna individuata da un numero romano come indicato nella **Tabella 4**.

Tabella 4

<b>Classi di qualità</b>	<b>Valore di I.B.E.</b>	<b>Giudizio di qualità</b>	<b>Colore relativo alla Classe di qualità</b>
Classe I	10-11-12-	Ambiente non alterato in modo sensibile	<b>azzurro</b>
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	<b>verde</b>
Classe III	6-7	Ambiente alterato	<b>giallo</b>
Classe IV	4-5	Ambiente molto alterato	<b>arancione</b>
Classe V	0-1-2-3	Ambiente fortemente degradato	<b>rosso</b>

Queste classi consentono la rappresentazione dei corsi d'acqua mediante cinque intervalli di giudizio, piuttosto ampi e quindi meno soggetti, rispetto all'indice numerico, agli errori ricorrenti in una valutazione così complessa. Anche per le Classi di Qualità possono venire espressi livelli di giudizio intermedi fra due Classi di Qualità.

Inoltre le cinque Classi di Qualità possono essere facilmente visualizzate in cartografia mediante colori convenzionali (azzurro, verde, giallo, arancione, rosso) o altro simbolismo grafico. I valori intermedi fra le classi vengono rappresentati mediante tratteggio formato dai colori corrispondenti alle due classi.

Questo artificio grafico consente di rappresentare direttamente in cartografia il giudizio sullo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua.

### **Analisi ecotossicologiche**

Il settore dell'ecotossicologia è stato sviluppato a partire dagli anni '90, in seguito alla necessità di adeguare le potenzialità analitiche del laboratorio alle nuove esigenze legislative (D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152).

Le matrici che possono essere indagate sono sia liquide che solide. In particolare modo vengono monitorati i reflui civili, gli scarichi industriali, le acque superficiali, oltre ai composti di sintesi ed ai sedimenti, sia di ambienti lacustri che fluviali.

Per l'esecuzione dei test di tossicità vengono utilizzati diversi organismi, i quali rappresentano i diversi livelli della catena alimentare: produttori, consumatori, decompositori; tra i quali l'alga verde unicellulare *Pseudokirchneriella subcapitata* (ex *Selenastrum capricornutum*), il piccolo crostaceo d'acqua dolce *Daphnia magna*, il rotifero *Brachionus calyciflorus* e i batteri bioluminescenti della specie *Vibrio fischeri*.

Nel presente studio sono stati utilizzati i test di ecotossicologia con la *Daphnia magna*, con *Brachionus calyciflorus* e con *Vibrio fischeri*. I test utilizzati sono:

➤ Test di tossicità acuta con *Daphnia magna* (metodo UNI EN ISO 6341:1999)

L'organismo utilizzato per il saggio è il crostaceo cladocero della specie *Daphnia magna* Straus, molto sensibile soprattutto all'inquinamento da metalli pesanti (piombo, cadmio, zinco, rame ecc.).

I neonati di meno di 24h vengono immessi nel campione da analizzare e dopo un periodo di tempo prestabilito si osserva la percentuale di individui sopravvissuti. I risultati possono essere espressi o come percentuale di individui morti/immobilizzati

Il giudizio di accettabilità del campione in esame viene dato quando al termine delle 24 ore la somma degli organismi immobili risulta inferiore al 50%; se è pari o superiore al 50% il campione viene giudicato inaccettabile.

➤ Test di tossicità acuta con *Brachionus calyciflorus* (metodo ASTM E 1440-91)

L'organismo utilizzato per il saggio è il rotifero della specie *Brachionus calyciflorus*, molto sensibile all'inquinamento.

I neonati di meno di 24h vengono immessi nel campione da analizzare e dopo un periodo di tempo prestabilito (24h o 48h) si osserva la percentuale di individui sopravvissuti. I risultati possono essere espressi come percentuale di individui morti/immobilizzati.

Il giudizio relativo ai campioni di cui sopra è stato formulato facendo riferimento ai criteri sotto riportati adottati dall'ARPA del Piemonte e comunemente utilizzati per matrici ambientali quali acqua e suolo (rif.: Classi di Tossicità di Kenaga – KENAGA E.E. – Environ. Science and Tech. – 1978.12 – 1322-1329)

Tabella 5

% di effetto del campione	Giudizio di tossicità
<= 20%	Assenza di tossicità acuta
>20% < 50%	Debolmente tossico
≥ 50%	Tossico

➤ Test di tossicità acuta con i batteri bioluminescenti della specie *Vibrio fischeri* (metodo APAT: 8030 Man 29 2003)

Il test con batteri bioluminescenti sfrutta la naturale capacità di un gruppo di batteri marini appartenenti alla specie *Vibrio fischeri* di emettere luce se si trovano nelle condizioni ottimali. Attraverso uno specifico strumento, il luminometro, vengono effettuate delle misure

di luminescenza a dei tempi rispettivamente di 5, 15 e 30 minuti. La presenza di sostanze inibenti si manifesta mediante una riduzione della bioluminescenza proporzionale alla tossicità del campione in esame. Il limite allo scarico in acque superficiali è di 50% di inibizione.

## **Analisi vegetazionale**

Le macrofite acquatiche sono un gruppo definito su base ecologico-funzionale e comprendono i vegetali macroscopicamente visibili presenti negli ambienti acquatici, palustri e di greto che caratterizzano gli ambiti fluviali. Oltre al loro importante ruolo ecologico, l'uso delle macrofite come indicatrici della qualità delle acque correnti si basa sul fatto che alcune specie e gruppi di specie sono sensibili alle alterazioni dei corpi idrici e risentono in modo differente dell'impatto antropico. Pertanto, l'analisi della comunità di macrofite fornisce, sulla base delle variazioni dei popolamenti macrofitici presenti, indicazioni complessive sulla qualità dell'acqua e sul livello di alterazione dei corpi idrici. Le macrofite sono una componente importante degli ecosistemi fluviali e possono essere utilizzate per rendere possibile il monitoraggio del loro stato ecologico. L'utilizzo di questi organismi nel monitoraggio è richiesto da numerose norme europee e nazionali (Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE e D.Lgs 152/2006, Direttiva sul Trattamento delle acque di scarico urbane 91/271/EEC, Direttiva Nitrati 91/676/EEC).

Gli indici basati sull'uso delle macrofite acquatiche danno indicazioni complessive sulla qualità dell'acqua e sul livello di alterazione dei corpi idrici presenti. Gli indici utilizzati nel presente studio sono definiti "indici a punteggio" perché si fondano sull'attribuzione di coefficienti numerici specifici ad un certo numero di taxa.

### ➤ *Indice GIS (Groupement d'Interet Scientifique, Haury et al., 1996)*

L'indice GIS prevede l'effettuazione di un inventario delle specie vegetali presenti tra maggio e ottobre su tratti fluviali di lunghezza minima di 50 m, possibilmente omogenei dal punto di vista delle condizioni di flusso e di ombreggiamento. Il rilievo viene fatto nella zona acquatica, ma è possibile effettuare dei campionamenti complementari anche nella zona sopra-acquatica. Le alghe vengono identificate a livello di genere, mentre la determinazione di briofite e piante vascolari viene richiesta fino a livello di specie.

Per ogni taxon rinvenuto nel sito viene fatta anche una stima del grado di copertura. Le percentuali così ottenute vengono utilizzate per attribuire alle diverse macrofite dei coefficienti di copertura, seguendo la scala di abbondanza-dominanza, utilizzata negli studi fitosociologici (Braun-Blanquet 1964, Guinochet 1973). Oltre al coefficiente di abbondanza-dominanza il metodo prevede un punteggio (Cotes Spécifiques CSi) da assegnare ad ogni taxon indicatore sulla base di una tabella di riferimento. Tale punteggio va da un minimo di 0, assegnato a taxa che vivono in acque molto degradate con forte inquinamento organico, ad un massimo di 10,

per specie che colonizzano ambienti con buona qualità dell'acqua, senza segni rilevabili di inquinamento.

L'indice GIS per la zona acquatica si calcola secondo la seguente formula:

$$GIS = (\sum ADi * CSi) / \sum ADI$$

Il valore dell'indice GIS può variare tra 1 e 10 secondo un gradiente di sensibilità crescente. L'indice GIS in origine (Haury et al., 1996) non permetteva una classificazione diretta del corso d'acqua ma era utilizzato per fornire delle indicazioni sulla trofia dell'ambiente acquatico (concentrazione di azoto ammoniacale e di ortofosfati nella stazione rilevata).

Il GIS attualmente utilizzato fa riferimento ad una scala di trofia che consente una facile lettura dei dati rilevati, trasferendoli su una scala colorimetrica.

Tabella 6: scala a 5 intervalli per l'indice GIS. (ENEA, 2003)

Valore GIS	Livello trofico	Colore
8,2 < GIS <= 10	Molto basso	Blu
6,4 < GIS <= 8,2	Basso	Verde
4,6 < GIS <= 6,4	Medio	Giallo
2,8 < GIS <= 4,6	Elevato	Arancione
GIS <= 2,8	Molto elevato	Rosso

➤ Indice IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Riviere, AFNOR, 2003):

Anche questo metodo prevede l'osservazione *in situ* dei popolamenti macrofitici, con identificazione dei taxa ed una stima della copertura (coefficiente di copertura  $K_i$ ), con eventuale prelievo dei campioni per una verifica tassonomica.


Il metodo prevede l'assegnazione, ad una lista di specie considerate significative, di un punteggio specifico di oligotrofia ( $CS_i$ ) che va da 1 a 20 e di un coefficiente di stenoecia ( $E_i$ ) che va da 1 a 3.

Si calcola L'IBMR secondo la seguente formula:

$$IBMR = (\sum E_i * K_i * CS_i) / \sum E_i * K_i$$

Una volta ottenuto il valore di IBMR, sulla base di questo dato è possibile classificare la relativa stazione, in termini di livello trofico dell'acqua.

Tabella 7: categorie trofiche per la classificazione della stazione sulla base del valore IBMR, con relativo colore **per la rappresentazione** (da AFNOR, 2003)

Valore IBMR	Livello trofico	Colore
> 14	Molto basso	
2 < IBMR <= 14	Basso	
10 < IBMR <= 12	Medio	
8 < IBMR <= 10	Elevato	
<= 8	Molto elevato	

Il rilievo della vegetazione macrofita è quali-quantitativo a scala di stazione ed è stato effettuato su un tratto di 50 metri, in corrispondenza dei transetti di campionamento del macrobenthos, prendendo in considerazione le piante della zona acquatica (l'alveo bagnato).

La copertura totale della comunità è espressa in termini di copertura percentuale della comunità macrofita rispetto alla superficie dell'alveo bagnato.

### **Analisi ittiofaunistiche**

I campionamenti di tipo quantitativo, necessari per poter effettuare delle stime di biomassa e densità ittica, hanno riguardato tutte e quattro le stazioni di campionamento.

Operativamente i campionamenti della fauna ittica sono stati realizzati utilizzando degli elettrostorditori portatili di varia potenza (150-380 V; 1.5-7 A); sono stati campionati tratti di fiume con lunghezze variabili; la scelta della lunghezza del tratto da controllare veniva effettuata di volta in volta in funzione della variabilità ambientale presente e del tipo di materiale raccolto.

A tutti gli animali catturati è stata rilevata la lunghezza alla forca caudale con la precisione di un millimetro ed il peso, con la precisione di un grammo. Inoltre su un sub-campione rappresentativo delle varie taglie si è provveduto al prelievo delle scaglie e alla determinazione dell'età per mezzo della lettura al microscopio. Alcuni sono stati trattenuti e portati in laboratorio per lo studio della fertilità.

Le campagne di campionamento sono state in quattro periodi dell'anno (fine Aprile 2007, inizio Settembre 2007, metà Novembre 2008 e inizio marzo 2008) in modo da poter evidenziare eventuali cambiamenti popolazionali legati alle diverse esigenze e valenze ecologiche delle specie ittiche presenti (Pitcher and Hart, 1982).

Stime della densità di popolazione sono state ottenute con il metodo dei passaggi ripetuti, *Removal Method* (Beverton e Holt, 1978; Penczak et al., 1981); in alcuni casi è stato effettuato un singolo passaggio e si è utilizzato il valore di  $p$  (coefficiente di catturabilità determinato come  $1 - (C_2/C_1)$  nel caso di due passaggi successivi) per ottenere la stima finale.

In laboratorio sono state quindi determinate, oltre all'età, anche gli accrescimenti in peso e lunghezza, la mortalità, la densità e la biomassa per classe di età e/o complessive e la produzione ittica, utilizzando le formulazioni riassunte in Ricker W.E. (1975) ed in Marconato A. et al. (La Carta Ittica della Provincia di Vicenza, 1990).

Per età di un pesce propriamente detta, indicata generalmente in mesi o in anni, si intende il periodo di tempo trascorso tra la probabile data di nascita, derivata dalla conoscenza della biologia della specie, e la data della sua cattura (FAO, 1981). La classe d'età indica, in anni, l'età del pesce a partire dalla data di nascita stabilita arbitrariamente (FAO, 1981): così ad esempio la classe di età 0+ raggruppa gli esemplari che sono nel loro primo anno solare di vita (cioè da 0 a 12 mesi), la classe di età 1+ comprende i pesci che sono nel loro secondo anno solare di vita (da 12 mesi e un giorno a 24 mesi, e così via. Generalmente la classe di età si considera piena (classe di età 1, 2 ecc.) quando l'animale viene catturato durante il periodo riproduttivo.

Nei Teleostei la determinazione dell'età viene di norma effettuata mediante l'interpretazione ed il conteggio delle zone di accrescimento presenti sulle parti dure del corpo (Cailliet, 1986; Bagenal, 1974; FAO, 1981). Nei pesci, infatti, l'accrescimento e la mineralizzazione delle strutture calcificate (ossa, scaglie, otoliti) sono eventi ritmici e discontinui. Sono soprattutto le variazioni di temperatura che, influenzando sul metabolismo dei pesci, provocano cambiamenti del ritmo di deposizione di tessuto osseo. Altri fattori determinanti sono la disponibilità di cibo e la riproduzione (Cailliet et al., 1986).

In molti Teleostei delle zone temperate è dunque possibile riscontrare un modello di accrescimento a periodicità annuale.

L'analisi scalimetrica costituisce il metodo classico per lo studio dell'accrescimento nelle popolazioni di varie specie ittiche (Berg e Grimaldi, 1967).

La maggior parte delle specie presenti nell'area di studio possiede scaglie cicloidi di media grandezza sulla cui superficie è evidenziata una serie di linee curve concentriche che durante la vita dell'animale si accrescono in numero dal centro di ossificazione, denominato nucleo, verso la periferia. Vengono definiti *circuli* quei rilievi che si evidenziano sulla superficie della scaglia come linee scure concentriche, mentre per *zona annuale* la regione concentrica della scaglia corrispondente ad un intero anno di vita. Per *banda* si intende quella regione della scaglia, caratterizzata da una serie di circuli irregolari, che si è formata durante un certo periodo dell'anno; è possibile dunque definire una banda estiva (*summer band*), caratterizzata da circuli più spazati, ed una invernale (*winter band*), caratterizzata da circuli più ravvicinati. La linea, reale o teorica, che separa due successive zone annuali viene detta *annulus*.

La lettura delle scaglie degli esemplari campionati è stata effettuata in laboratorio utilizzando un microscopio ottico; per questa operazione, le scaglie, opportunamente pulite dai residui di epidermide sono state messe in capsule Petri con acqua distillata.

Nei pesci l'accrescimento, stimato a partire dai dati di lunghezza alle varie età, può essere espresso con funzioni diverse (Ricker, 1979); il modello di crescita più utilizzato è quello proposto da von Bertalanffy (1957):

$$L_t = L_\infty \cdot (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Dove:

$L_t$  è la lunghezza dell'individuo all'età  $t$ ;

$L_\infty$  è la lunghezza asintotica dei pesci molto (infinitamente) vecchi;

$K$  è il coefficiente di curvatura, cioè quanto veloce è l'approccio alla lunghezza infinita;

$t_0$  è il momento in cui il pesce ha lunghezza zero.

Gli ovari delle femmine di vairone e di barbo campionate sono stati analizzati in laboratorio ai fini del calcolo della fecondità assoluta e di quella relativa. La fecondità assoluta (F.A.) esprime il numero totale di uova per individuo, mentre quella relativa (F.R.) fornisce il valore del numero totale delle uova, espresso relativamente a kg di femmina:

$$F.A. = Nt/P \quad \text{dove: } Nt = \text{numero totale di uova}$$
$$P = \text{peso della femmina in kg}$$

I dati di fecondità vengono usati per calcolare il potenziale riproduttivo di una popolazione. Questo permette di stimare le dimensioni minime della popolazione adulta per sostenere il reclutamento di cui ha bisogno. Si possono anche usare (assieme alla sex ratio degli adulti) per stimare le dimensioni dello stock (Caillet et al., 1986).

Il metodo utilizzato per il conteggio delle uova è quello gravimetrico (Caillet et al., 1986). Questo si basa sul prelievo di un sottocampione preso dalle gonadi, del quale viene determinato il peso tramite bilancia analitica (precisione  $\pm 0.0001$  g) e conteggiato il numero delle uova. Dalla proporzione tra il peso totale, il peso ed il numero di uova del sottocampione è stato possibile ricavare il numero totale delle uova:

$$Nt = Po/(Ps/Ns) \quad \text{dove: } Nt = \text{numero totale di uova}$$
$$Po = \text{peso delle ovaie}$$
$$Ps = \text{peso del sottocampione delle ovaie}$$
$$Ns = \text{numero di uova del sottocampione}$$