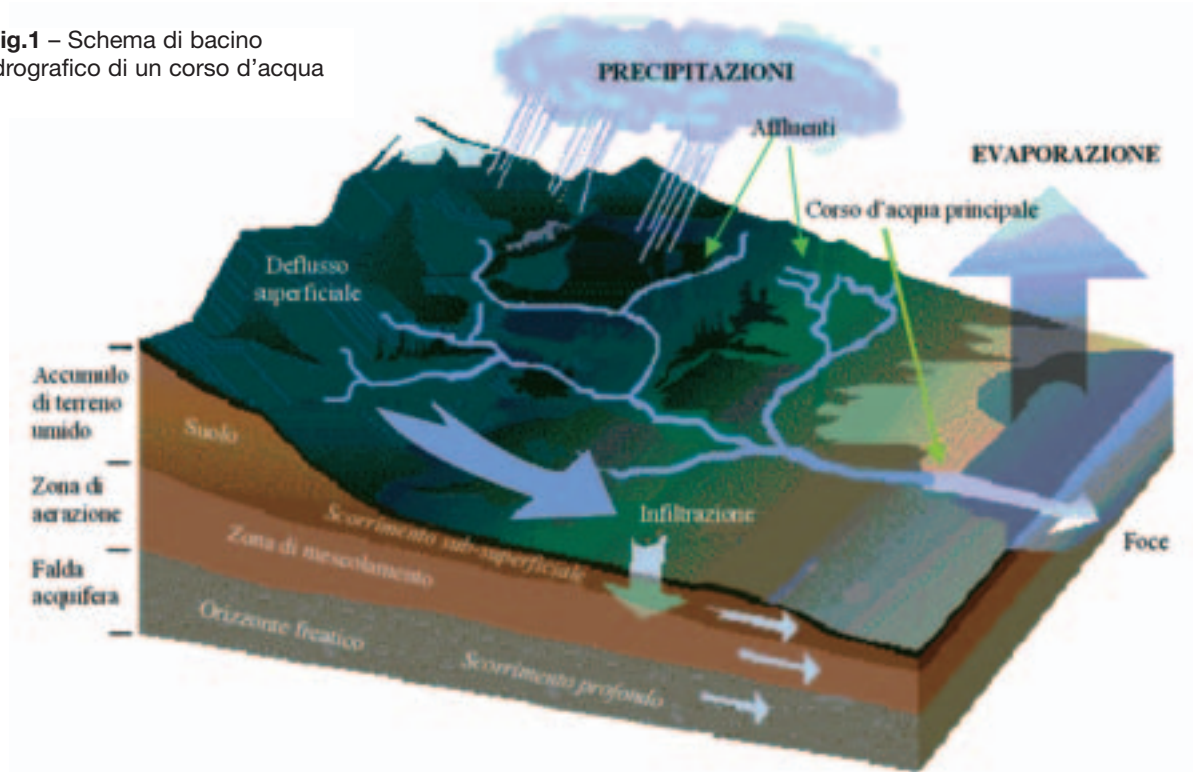


2. Caratteristiche generali dell'ambiente fluviale

I fiumi, come tutti i corsi d'acqua interni, rappresentano la fase terrestre del ciclo dell'acqua. Essi, infatti, si originano da quella parte di precipitazioni meteoriche che, giunta al suolo, vi permane come acqua di deflusso superficiale, senza partecipare ai processi di evaporazione, evapotraspirazione, infiltrazione nel sottosuolo ed assorbimento da parte della vegetazione.

Fig.1 – Schema di bacino idrografico di un corso d'acqua



Le acque di deflusso, in seguito, scorrono lungo le linee di maggior pendenza determinate dalla geomorfologia del territorio e si raccolgono nelle valli in rivoli di portata sempre maggiore procedendo verso mare, formando così un insieme di corsi d'acqua definito *reticolo idrografico*. Ogni corso d'acqua può essere considerato come un ecosistema caratterizzato da strette relazioni tra fattori abiotici (litologia e geomorfologia del bacino idrografico, fattori climatici, etc.) e fattori biotici (fauna, flora, uomo): lungo l'asta fluviale tali fattori variano notevolmente, generando situazioni locali particolari che possono essere studiate ed analizzate separatamente (*microhabitat*).

2.1 Qualità delle acque correnti

2.1.1 Aspetti fisici

I parametri fisici più importanti che consentono di valutare la qualità delle acque dei fiumi sono la **temperatura** e la **turbidità**. Da un punto di vista generale le caratteristiche termiche di un corso d'acqua, descritte dagli andamenti temporali della temperatura in alcuni tratti (regime termico), sono determinate da numerosi fattori tra loro interconnessi. Tra questi, quelli di maggiore rilevanza sono: il tipo di sorgente, l'interazione con le acque sotterranee, la portata e gli affluenti. Le condizioni termiche della sorgente si propagano lungo l'asse del corso d'acqua per lunghi tratti, nei periodi di portata elevata, quando il grande volume d'acqua e la maggior velocità rendono meno importanti gli scambi con l'atmosfera.

Piccoli corsi d'acqua con portate basse sono invece fortemente influenzati dalle condizioni atmosferiche. Per quanto riguarda gli affluenti, questi possono avere in estate temperature più alte del corso d'acqua che li riceve se sono più piccoli o più esposti alla radiazione solare. Affluenti che invece presentano una forte ricopertura vegetale hanno, rispetto al corso principale, temperature più basse d'estate e più alte in inverno. In condizioni di bassa portata anche gli scambi con le acque sotterranee possono influenzare il regime termico del corso d'acqua. In particolare si ricorda che la radiazione solare, connessa a fattori topografici, alla copertura vegetale e alla conformazione del corso d'acqua, gioca un ruolo importante nel determinare le condizioni termiche.

La determinazione della temperatura assume particolare importanza nella individuazione degli inquinamenti termici che provocano danni da non sottovalutare. Ne citiamo alcuni: l'aumento della temperatura comporta variazioni nella cinetica delle reazioni chimiche e biochimiche; aumenta il metabolismo della flora e della fauna provocando un aumento del consumo di ossigeno in concomitanza con una minore solubilità di esso; accelera i processi di putrefazione e svolge una funzione sinergica per molti veleni nei confronti delle varie specie ittiche. La misura della temperatura è utile anche come termine di confronto con dati storici relativi alla temperatura media stagionale: un aumento, rispetto a quest'ultima, di più di 3°C può essere un parametro indicativo di alterazioni intervenute nel corpo idrico per effetto di inquinamento.

Per quanto riguarda la **torbidità**, questa viene comunemente definita come la proprietà di impedire la trasmissione diretta della luce.

Nel caso delle acque correnti la torbidità risulta strettamente correlata alla quantità di materiale sospeso nell'acqua e quindi all'entità del trasporto solido. Il suo significato come indice di inquinamento è dubbio, poiché il materiale solido sospeso può essere di varia natura.

Il particolato, anche quello non dovuto ad inquinanti, come gli inerti, rappresenta pur sempre un elemento di vulnerabilità per l'ecosistema acquatico. Infatti aumenta la temperatura dell'acqua oltre ad assorbire sulla sua superficie inquinanti che possono così essere trasportati dall'acqua corrente anche a distanza dal luogo di immissione.

In un corso d'acqua la quantità di materiale sospeso (e quindi la torbidità) dipende dalla portata: a parità di portata, il carico di materiale sospeso e, quindi, la torbidità possono variare in modo considerevole tra l'inizio e la fine di un'onda di piena.

2.1.2 Aspetti chimici

La natura delle sostanze chimiche presenti, disciolte o in sospensione, nelle acque varia da zona a zona, in quanto molti sono i fattori che ne determinano la composizione, tra cui anche il tipo e la solubilità delle rocce attraverso cui scorrono.

L'efficacia di solubilizzazione dipende dalla natura dei suoli e dei diversi litotipi attraversati. Ad esempio, i calcari ed i gessi sono molto solubili, mentre le lave sono pressoché insolubili; sodio e silicio vengono facilmente rilasciati dai feldspati, mentre il quarzo è più resistente. Passando dalle acque sorgive a quelle torrentizie e quindi a quelle fluviali si verifica un progressivo arricchimento in sali. Mentre i cloruri costituiscono i sali che caratterizzano le acque di mare, i bicarbonati e i carbonati sono i sali che caratterizzano le acque dolci. Diventa, quindi, utile conoscere il contenuto di carbonati delle acque: in generale i fiumi più ricchi in calcio e magnesio tendono ad essere più produttivi per la vita acquatica.

Il metabolismo degli ambienti acquatici è fortemente condizionato dalla disponibilità di ossigeno disciolto. Questo gas può pervenire alle acque attraverso gli scambi con l'atmosfera (prevalentemente nelle acque correnti turbolente), oppure può essere prodotto per attività fotosintetica diurna, all'interno della massa d'acqua (prevalentemente nei laghi e nei mari). La produzione fotosintetica di ossigeno è condizionata, inoltre, dalla trasparenza delle acque. L'ossigeno disciolto viene costantemente consumato attraverso la respirazione degli organismi, i processi ossidativi, il ritorno in atmosfera.

Gli ambienti idrici devono quindi mantenere in pareggio il bilancio dell'ossigeno. In condizioni di forte carenza l'ambiente viene colonizzato da organismi anaerobi, che presentano una bassa efficienza nel processo di demolizione della sostanza organica e producono sostanze tossiche

(metano, ammoniaca, acido solfidrico).

Per poter vivere gli organismi hanno bisogno non solo di ossigeno ma anche di adeguate quantità di energia. Questa energia viene ricavata prevalentemente dai legami chimici delle molecole organiche, che formano i tessuti animali e vegetali, vivi e morti, e quindi il detrito e particolato prodotti dalla decomposizione della sostanza organica; oppure possono trovarsi come sostanza organica disciolta nelle acque. La quantità di materia organica funziona da regolatore del metabolismo degli ambienti acquatici.

Nelle acque si trovano numerose altre sostanze, di solito presenti in basse concentrazioni, ma che risultano egualmente essenziali alla vita degli organismi (ad es. calcio, magnesio, sodio, potassio, ferro, manganese, silice e altre).

Di seguito vengono presentati e discussi i valori di riferimento di alcuni parametri chimici delle acque dei fiumi:

2.1.2.1 pH

La determinazione della grandezza pH, indica l'acidità o basicità di una soluzione. La determinazione del pH è particolarmente importante poiché i processi vitali esigono per il loro svolgimento valori ben determinati di tale parametro. Il pH delle acque superficiali è la risultante di svariati processi, che sono riconducibili a reazioni acido-base ed a reazioni di ossido-riduzione. Durante la riduzione del carbonio organico (fotosintesi), il consumo di anidride carbonica provoca un aumento del pH. Al contrario, la respirazione e/o mineralizzazione aerobica, che sono reazioni inverse a quella di fotosintesi, avvengono con rilascio di anidride carbonica e conseguente diminuzione di pH. In termini di pH, la risultante dei processi descritti, deve essere vista alla luce degli equilibri del carbonio inorganico, poiché il sistema bicarbonati-carbonati costituisce il più efficiente sistema tampone nelle acque naturali. Occorre infatti ricordare che l'effetto tampone agisce in modo da mantenere il pH in un campo di variazione compatibile con la vita acquatica, cioè tra 6 e 8,5. Tuttavia, in zone con suoli acidi o in zone di torbiera si possono trovare valori di pH inferiori a 5. Per contro, nei canali e nei fiumi lenti, il pH può raggiungere temporaneamente, in relazione all'attività fotosintetica diurna, valori di 9 o 10.

Per questo effetto il pH può anche variare di un'unità nell'arco di una giornata.

2.1.2.2 Conducibilità elettrica a 20 °C

La conducibilità elettrica fornisce una misura della quantità di sali disciolti nell'acqua. Essa costituisce un buon indicatore del grado di mineralizzazione di un'acqua e viene espressa in $\mu\text{S}/\text{cm}$ oppure $\mu\text{Ohm}^{-1}/\text{cm}$. In genere i valori della conducibilità in un fiume crescono progressivamente da monte a valle, rappresentando il processo di mineralizzazione e di arricchimento in sali dovuto al drenaggio del bacino. Brusche variazioni di conducibilità possono essere determinate da immissioni di acque provenienti da altri bacini, da acque sotterranee, da scarichi inquinanti. Improvvisi abbassamenti della conducibilità possono essere dovuti alla immissione di volumi significativi di acque di scioglimento di nevali o di acque piovane. Nella maggior parte delle acque dolci la conducibilità varia fra 150 e 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mentre generalmente si presentano valori più bassi nei corsi d'acqua di montagna (15 – 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e valori più alti nei corsi d'acqua di pianura fortemente inquinati (800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e oltre).

2.1.2.3 Durezza totale

E' la caratteristica impartita all'acqua dalle concentrazioni dei cationi calcio (Ca^{2+}) e magnesio (Mg^{2+}) ed è infatti definita come la concentrazione totale di Ca e Mg, espressa quale quantità in grammi di carbonato di calcio (CaCO_3), contenuti in 100 litri di acqua. Tale definizione è detta "espressione della durezza in gradi francesi" (°F). Altri ioni (stronzio, ferro, alluminio, zinco, manganese) sono pure responsabili di impartire durezza all'acqua, ma nel caso di acque naturali il loro contributo è irrilevante. Se la loro concentrazione non fosse minima, il loro contributo alla durezza non potrebbe essere trascurato.

La durezza può essere posta in relazione anche con l'inquinamento nella misura in cui la solubilità del carbonato di calcio viene aumentata in presenza di acidi deboli risultanti dalla ossidazione di materiale organico.

2.1.2.4 Cloruri

La concentrazione di cloruri in acqua viene espressa in mg/l Cl^- .

Il tenore in cloruri delle acque correnti esenti da inquinamento non dovrebbe superare i 20 mg/l. Questo parametro fornisce una buona indicazione del grado di arricchimento in sostanza organica dei corsi d'acqua. Tranne casi particolari (es. intrusioni di acque salmastre, zone termali) i valori superiori a 20- 30 mg/l indicano la presenza di inquinamento civile o industriale.

2.1.2.5 Solfati

Questo parametro, espresso in mg/l $(\text{SO}_4)^{2-}$, è soprattutto utile per caratterizzare acque che drenano aree geologiche particolari, oppure per rilevare gli effetti di scarichi industriali e civili. In genere, in assenza di inquinamento, il tenore in solfati è inferiore a 20 mg/l.

2.1.2.6 Ossigeno Disciolto

Il contenuto di ossigeno disciolto nelle acque è in continuo equilibrio dinamico, essendo in ogni momento la risultante del bilancio tra il consumo provocato da processi biologici (respirazione) e biochimici (demolizione aerobica, nitrificazione, ecc.), e la riossigenazione, dovuta alla produzione fotosintetica e/o agli scambi con l'atmosfera.

Nelle acque ricche (caratterizzate da una forte velocità di corrente) l'ossigeno disciolto è principalmente correlato alla velocità dell'acqua, influenzata da pendenza e morfologia dell'alveo. In quelle lentiche (per lo più stagnanti) dipende dal grado di trofia, dal rimescolamento stagionale delle acque e dal volume di ricambio annuale. In entrambi i casi la immissione di acque reflue, con il conseguente apporto di materia organica, sottrae ossigeno alla massa d'acqua. Concentrazioni di ossigeno disciolto inferiori a 5 mg/l cominciano ad essere limitanti per il mantenimento delle forme di vita. La misura della concentrazione di ossigeno disciolto assume allora un notevole rilievo, non soltanto per trarre importanti indicazioni sulla interpretazione dei cicli biochimici, ma anche per la gestione diretta dei corpi idrici "a rischio" che necessitano di adeguate misure di protezione dall'inquinamento.

Poiché la solubilità dell'ossigeno in una soluzione acquosa diminuisce in modo non lineare al crescere della temperatura e della salinità dell'acqua, per una valutazione più diretta e immediata delle variazioni stagionali, conviene esprimere le misure di ossigeno non in termini ponderali assoluti (mg/l O_2), ma in percentuale di saturazione, vale a dire il rapporto tra la concentrazione di ossigeno trovata e quella teorica di equilibrio (saturazione) alle condizioni riscontrate di temperatura dell'acqua e di pressione atmosferica.

2.1.2.7 Sostanze azotate (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) e Fosfati

Poiché azoto e fosforo sono elementi che rientrano nel ciclo vitale delle piante, non dovrebbero essere considerati inquinanti. Tuttavia, nell'ambiente naturale, tali elementi si rinvencono in quantità molto limitate e svolgono così la funzione di fattori limitanti nei confronti dello sviluppo degli organismi vegetali. L'immissione antropica di quantità elevate di azoto e fosforo sotto forma di sali (principalmente nitrati e fosfati) aumenta notevolmente la produzione vitale dell'acqua, oltre le sue possibilità effettive, rompendo i naturali equilibri tra produzione e respirazione (P/R), inizialmente a netto favore della prima (*eutrofizzazione* delle acque), con conseguente consumo di anidride carbonica, innalzamento del pH e sviluppo di ossigeno. Si dice che un'acqua è eutrofica quando è sede di una vegetazione troppo sviluppata: successiva è la fase in cui, in seguito alla morte dei tessuti vegetali ed al loro accumulo, si ha la formazione di un fondale ricco di materie putrescibili che provocano, così, consumo di ossigeno e lo sviluppo di zone anossiche, se le acque non sono ben rimescolate, con conseguente diminuzione della qualità biologica.

Le forme minerali solubili dell'azoto contenuto nelle acque superficiali, comprendono ammoniaca (NH_4^+), nitriti (NO_2^-) e nitrati (NO_3^-).

L'azoto ammoniacale presente in un'acqua è indice di inquinamenti recenti sia da scarichi civili che industriali. L'ammoniaca è una sostanza debolmente tossica, la cui tossicità nei confronti delle specie ittiche è da mettere in relazione alla presenza della forma non ionizzata (NH_3). Pertanto nella valutazione complessiva di tossicità occorrerà considerare sia la temperatura che

il pH delle acque che condizionano fortemente la dissociazione dell'ammoniaca, sia la concentrazione di ossigeno.

I nitriti, molto instabili, rappresentano uno stadio intermedio dell'ossidazione dell'ammoniaca, mentre i nitrati sono il prodotto finale di questo processo. Per ossidare l'azoto nitroso è sufficiente l'opera del solo ossigeno disciolto. Una quantità minima di nitriti in un'acqua superficiale, può indicare un inquinamento proveniente da un liquame grezzo o trattato in modo imperfetto, specialmente quando l'acqua presenti valori complessivamente elevati di azoto e cloruri. I nitrati rappresentano normalmente la forma di azoto presente in un'acqua di più elevata concentrazione, poiché costituiscono il punto di arrivo finale dell'opera ossidativa svolta dai batteri aerobici.

I fosfati, in soluzione o in sospensione, possono essere presenti anche in acque che non ricevono scarichi fecali o reflui industriali e agricoli, per effetto dell'erosione. I fosfati sono inclusi nella formulazione di detergenti sintetici, sono usati negli impianti industriali come inibitori del biofilm, biofouling e corrosione, come reattivi in alcuni processi di addolcimento delle acque. Lo ione fosfato è una delle scorie chimiche provenienti dalla demolizione della materia organica (urine e deiezioni). Un contributo sostanziale può essere dato dai fertilizzanti agricoli.

2.1.2.8 B.O.D.₅ (Domanda Biochimica di Ossigeno)

Tale valore vuole essere una misura del consumo di ossigeno nella reazione di ossidazione delle sostanze organiche degradabili presenti nell'acqua. La richiesta di ossigeno è dovuta a tre classi di sostanze:

- Classe A - Composti organici, i cui atomi di carbonio vengono utilizzati dai microrganismi come alimento per le varie attività vitali (accrescimento, respirazione, riproduzione);
- Classe B – Composti ossidabili dell'azoto utilizzati come fonte di energia da batteri specifici;
- Classe C – Sostanze inorganiche, come ad esempio ferro (II), solfuri, solfiti, che vengono facilmente ossidate dall'ossigeno presente nelle acque.

Le sostanze appartenenti alle prime due classi consumano ossigeno attraverso meccanismi biochimici, mentre quelle della classe C generalmente attraverso processi chimici e sono comprese nel saggio della domanda chimica di ossigeno (C.O.D.).

Il BOD₅ misura la quantità di ossigeno necessaria per l'ossidazione biochimica entro un tempo definito (di 5 giorni), delle sostanze contenute in un volume di acqua in condizioni di temperatura controllate.

Nella valutazione dei limiti tollerabili di BOD₅ per un corpo idrico, si dovrebbe tenere conto della velocità di flusso: questa può consentire tolleranze diverse in funzione della ricarica di ossigeno dovuta alla turbolenza dell'acqua.

Nei corsi d'acqua non inquinati il valore di BOD₅ dovrebbe essere inferiore a 3 mg/l.

2.1.3 Indicatori microbiologici

I metodi microbiologici applicati alle acque hanno la finalità di mettere in evidenza la presenza e la densità di microrganismi indicatori (Coliformi totali e fecali, Streptococchi fecali, Escherichia Coli) o patogeni (Salmonella) che, sia direttamente che indirettamente, vengono sversati nelle acque. L'apporto alle acque naturali di tali microrganismi è essenzialmente legato allo sversamento di liquami e la loro concentrazione è in rapporto al quantitativo immesso, all'eventuale trattamento subito e, infine, alla capacità autodepurativa e/o di dispersione del corpo idrico ricevente. Normalmente vengono utilizzati indicatori batterici che per evidenziare un inquinamento di tipo fecale devono rispondere a determinati requisiti:

- essere presenti nei liquami ad una concentrazione più elevata rispetto ai patogeni;
- non subire incrementi nell'ambiente acquatico;
- essere più resistenti dei patogeni sia nei riguardi di pratiche di disinfezione che nei riguardi dell'ambiente ricettore;
- produrre reazioni caratteristiche, specifiche e relativamente semplici tali da permettere rapide e definitive identificazioni.

Tali microrganismi sono normalmente presenti nell'intestino di animali a sangue caldo ed una

volta immessi nelle acque tendono ad essere distrutti dal potere autodepurativo dei corpi idrici. Questo processo consente quindi alle acque naturali di ridurre la carica enterobatterica e con una velocità che dipende principalmente dal tempo, dalle caratteristiche delle acque e dalla resistenza dei microrganismi stessi. L'efficienza depurativa delle acque marine è maggiore di quella delle acque dolci superficiali perché i fattori naturali di autodepurazione agiscono con maggiore intensità, accentuata soprattutto dal maggiore potere diluente delle acque marine; l'efficacia depurativa è inoltre maggiore di giorno e d'estate, quando la radiazione solare è diretta e la temperatura è più elevata. La scomparsa microbica nelle acque dolci dipende soprattutto dalla velocità di flusso che influisce sulla sedimentazione, sulla ossigenazione e, di conseguenza, sulle condizioni biologiche del corpo idrico. Si verifica, quindi, che i fiumi poco profondi e vorticosi hanno maggiori possibilità di autodepurazione rispetto ai fiumi lenti o ai laghi, perché maggiore è la possibilità di riossigenarsi.

2.1.4 Inquinamento e perturbazioni degli ambienti fluviali

Per inquinamento si intende *“l'introduzione diretta o indiretta, a seguito di attività umane, di sostanze, vibrazioni, calore, radiazioni o rumore nell'aria, nell'acqua o nel terreno, che potrebbe nuocere alla salute umana o alla qualità dell'ambiente, causare il deterioramento di beni materiali, oppure danni o perturbazioni a valori ricreativi dell'ambiente o ad altri suoi usi legittimi”*.

Riguardo alle fonti possibili di inquinamento, bisogna distinguere tra:

- fonti puntuali, che consistono in un punto di scarico di sostanze inquinanti facilmente individuabili (es. scarichi di acque reflue di origine industriale o urbana, perdite di aziende agricole o discariche controllate);
- fonti diffuse, ossia scarichi sparsi e difficilmente individuabili (es. da attività agricole o precipitazioni atmosferiche).

Altri fenomeni che possono essere inclusi tra le cause di inquinamento sono:

- fenomeni accidentali, come incidenti o circostanze impreviste che provocano una diffusione di sostanze inquinanti che supera di molto i limiti consentiti;
- l'acidificazione che è un fenomeno derivante dall'emissione in atmosfera di sostanze inquinanti come SO_2 , NO_x e ammoniaca che provocano le piogge acide;
- l'eutrofizzazione che è l'inquinamento dei corpi idrici provocato dall'uso dei fertilizzanti o nutrienti in generale (fosforo o azoto) che consentono una proliferazione di alghe (spesso anche tossiche).

Il prelievo stesso delle acque per scopi irrigui, energetici e potabili provoca profonde modificazioni nel regime idrologico dell'ambiente fluviale e torrentizio. Nel tratto a valle delle opere di presa si manifesta infatti una riduzione più o meno cospicua del deflusso e una sua innaturale stabilità temporale. La presenza di una minore quantità di acqua, nel tratto compreso tra i punti di prelievo e di eventuale restituzione al suo corso naturale, può provocare modificazione sugli equilibri tra acque superficiali e di falda nonché sull'idrochimica fluviale quali, ad esempio, aumenti di temperatura, maggior sedimentazione con alterazione dei substrati di fondo, minor capacità di diluizione di eventuali carichi, diminuzione della concentrazione di ossigeno. Le comunità biologiche quindi, non solo avranno a disposizione un habitat più ristretto ma saranno sottoposte anche alle profonde modificazioni delle caratteristiche ambientali.

2.1.5 Indici di qualità biologica

Qualsiasi corso d'acqua è popolato da una propria comunità di organismi vegetali ed animali che instaurano strette relazioni funzionali tra loro e con i fattori chimici e fisici che caratterizzano l'ecosistema. L'incapacità d'adattamento o di reazione a quegli stress ambientali che superano la capacità portante dell'ecosistema si traduce, inevitabilmente, in una riduzione o esclusione di alcune delle diverse famiglie di invertebrati che popolano l'ecosistema fluviale.

Poiché, fra le cause limitanti molte sono riconducibili a fattori di tipo chimico (deficit di ossigeno, sost. tossiche ecc.), fisico (torbidità, temperatura ecc.), o ad associazioni e/o interazioni di entrambi, queste popolazioni di organismi forniscono un efficace strumento diagnostico - infor-

mativo sullo stato di qualità delle acque superficiali.

Le motivazioni a sostegno del monitoraggio biologico basato sulla bioindicazione possono essere riassunte come segue:

- è un'indagine mirata direttamente alla fauna acquatica e quindi all'obiettivo che ci si prefigge di tutelare;
- evidenzia fattori di stress ambientale non necessariamente legati alla presenza di elevati livelli di concentrazione di carichi inquinanti, che difficilmente potrebbero essere rilevati tramite i tradizionali strumenti d'indagine;
- segnala inquinanti tossici anche se immessi sporadicamente nel corpo idrico;
- evidenzia gli effetti sinergici d'interazione (chimico-fisica e chimica, ecc.).

Da quanto detto si comprende, perciò, come le sole analisi chimico-fisiche siano insufficienti per valutare la qualità dell'ambiente e per intraprendere eventuali strategie di risanamento di un ecosistema alterato. E' anche vero che, sia per poter risalire alle cause e alle fonti di inquinamento, sia per tentare di stabilire correlazioni tra parametri biotici e abiotici, il monitoraggio biologico deve essere affiancato da adeguati rilevamenti chimici e fisici. Tale analisi biologica deve perciò essere utilizzata come integrazione alle metodiche di analisi chimiche e fisiche. L'uso di tali indici risulta particolarmente utile nello studio delle acque correnti (estremamente variabili), perché consente di rilevare l'entità di un inquinamento precedente, grazie all'effetto "memoria" della comunità biologica, la cui struttura attuale rispecchia la qualità dell'acqua di un periodo passato. La metodologia analitica a livello nazionale consiste nel metodo I.B.E. (*Indice Biotico Esteso*: derivante dall'Extended Biotic Index (EBI) di Woodiwiss (1978), modificato da P.F. Ghetti nel 1986 e, successivamente, nel 1996).

Scopo dell'indice è quello di formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento delle acque e dei sedimenti o da alterazioni significative dell'alveo bagnato. Risulta necessario, quindi, lo studio dei popolamenti di macroinvertebrati bentonici, cioè di organismi di taglia superiore al millimetro che presentano un rapporto diretto con il fondo

La cattura dei macroinvertebrati acquatici si esegue con un apposito retino immanicato (figura 2), con maglie di dimensione adeguate, sollevando e sfregando coi piedi e con le mani in controcorrente i substrati presenti nei diversi habitat esistenti nelle stazioni di rilevamento prescelte.

Successivamente, in laboratorio, si procede alla determinazione tassonomica della comunità. Tramite tale indice è possibile ottenere un'informazione sintetica sullo stato di inquinamento di un determinato ambiente, effettuando un confronto tra la composizione di una determinata comunità di macroinvertebrati bentonici dell'ecosistema considerato e la composizione della stessa comunità in un ecosistema analogo in condizioni naturali, cioè non influenzate dall'attività antropica. La comunità dei macroinvertebrati bentonici è costituita principalmente da insetti nella loro forma larvale acquatica (Plecotteri, Tricotteri, Efemerotteri, Coleotteri, Odonati, Ditteri, Eterotteri, Megalotteri) e da Molluschi (Gasteropodi, Bivalvi), Crostacei (Gammaridi, Asellidi), Anellidi (Irudinei, Oligocheti) e Platelmini (Tricladi).

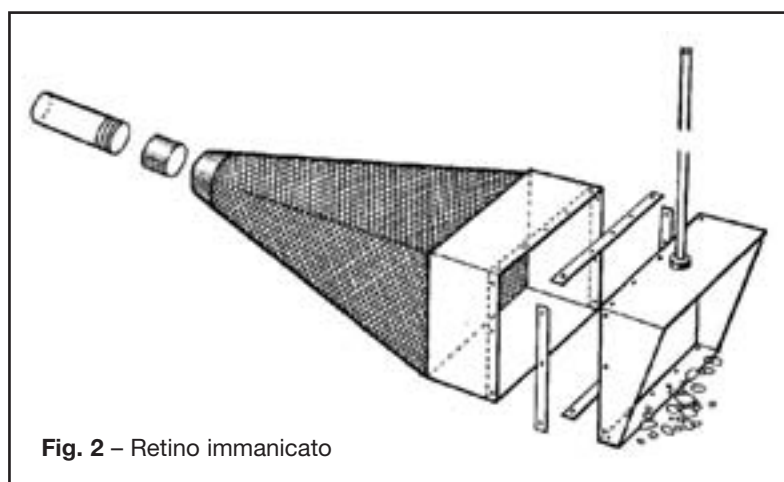


Fig. 2 – Retino immanicato

L'indice assume valori decrescenti con l'aumentare del grado di inquinamento. Consente, quindi, di tradurre in un giudizio numerico lo stato di qualità biologica dell'ambiente considerato.

Il valore dell'indice viene, poi, convertito in 5 classi di qualità (tab. 1).

In condizioni naturali, la diversità biologica, è fortemente influenzata dalle caratteristiche idrodinamiche della corrente fluviale: turbolenza, velocità di corrente, portata.

Gli Indici Biotici di valutazione della qualità delle acque correnti costituiscono uno strumento valido e ormai consolidato nell'analisi ambientale e nel monitoraggio biologico; anche se si trovano al centro di un dibattito scientifico in merito ad alcuni aspetti carenti di tali indici. Nello specifico, l'I.B.E. tende spesso a sovrastimare la qualità biologica delle acque in caso di forte inquinamento di natura esclusivamente organica e sembra dunque inadeguato a valutare le condizioni di forte degrado.

Tab. 1 – Livello di inquinamento espresso dai macroinvertebrati

CLASSI DI QUALITÀ	VALORE DI I.B.E.	GIUDIZIO DI QUALITÀ	COLORE DELLA CLASSE DI QUALITÀ
Classe I	10-11-12-...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	AZZURRO
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	VERDE
Classe III	6-7	Ambiente molto inquinato o comunque alterato	GIALLO
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	ARANCIONE
Classe V	0-1-2-3	Ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato	ROSSO

Questo è probabilmente legato al fatto, che all'interno di gruppi considerati relativamente intolleranti a situazioni di stress, quali gli Efemerotteri e i Tricotteri, sono presenti specie che resistono bene a forti condizioni di inquinamento organico. Occorrerebbe, quindi, conoscere meglio l'autoecologia delle specie implicate per verificare la possibilità di declassarle ad ingressi più bassi nella tabella che viene utilizzata per la determinazione numerica dell'I.B.E. Un altro limite da sottolineare consiste nella sovrastima della qualità dell'acqua che si ottiene applicando l'indice I.B.E. nel caso di fiumi di pianura o di bassa quota. Per loro natura questi corsi d'acqua ospitano alle nostre latitudini delle comunità molto ricche ed estremamente diversificate. L'elevato numero di Unità Sistematiche determina quindi in tali fiumi una sovrastima della reale qualità dell'acqua, ottenendosi talvolta valori tipici di acque di ottimo stato di conservazione per realtà invece sottoposte a continui stress di varia natura. Altre critiche mosse, si rivolgono alla stagionalità del risultato e al fatto di fornire uno stesso valore con combinazioni diverse di taxa. Inoltre, l'applicazione di un indice biotico in una stazione si basa su un singolo campionamento per volta e non è possibile applicare delle tecniche statistiche per verificare l'attendibilità del campionamento stesso.

3. Il Monitoraggio

La Water Framework Directive 2000/60/CE costituisce il quadro di riferimento per la politica comunitaria in materia di acque, definendo gli obiettivi ambientali di prevenzione, tutela, risanamento ed usi sostenibili della risorsa. Gli scopi possono essere così riassunti:
evitare l'ulteriore degrado e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici;
garantire la disponibilità futura delle risorse e gli usi prioritari;
minimizzare l'inquinamento e tutelare la qualità dei corpi idrici (approccio integrato);
ridurre i rischi di inondazioni e siccità.

Per supportare il complesso processo di condivisione a livello comunitario degli elementi tecnico-scientifici di applicazione della WFD, è stata sviluppata una strategia comune di implementazione (WFD Common Implementation Strategy), che prevede l'elaborazione di linee guida e metodi operativi da parte degli esperti degli Stati Membri.

In Italia l'attività legislativa in materia di acque, svoltasi in parte parallelamente alla elaborazione della direttiva quadro sviluppandone la stessa base concettuale, ha consentito l'emanazione del Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n°152, successivamente corretto ed integrato con il D.Lgs. 258/2000, il D.Lgs. 152/99 definisce la disciplina generale per la tutela delle acque, perseguendo gli obiettivi di prevenire e ridurre l'inquinamento, risanare e migliorare lo stato delle acque, pro-