

IL CICLO IDRICO INTEGRATO

A cura di Enrico Bruzzone e Riccardo Carradori

Dispense delle lezioni del corso “Il ciclo integrato delle acque”
tenutosi a Pistoia nel periodo aprile- giugno 2002
con il supporto organizzativo della Amministrazione Provinciale di Pistoia

Indice	
<i>1 Cenni di ecologia fluviale</i>	5
1.1 Introduzione	5
1.2 Il fiume, la continuità fluviale ed il concetto di spiralizzazione dei nutrienti	5
1.3 La componente biotica del fiume	8
1.4 La qualità ambientale del fiume	10
<i>2 La scienza della bioindicazione</i>	12
2.1 Indici biologici	17
2.2 Indici di diversità	17
2.3 Indici di comparazione	18
2.4 Indicatori biologici delle acque	18
2.4.1 Caratteristiche delle acque correnti	18
2.4.2 La valutazione ambientale dei corsi d'acqua	22
2.4.2.1 Extended biotic index (E.B.I.)	23
2.4.2.2 Il metodo R.C.E.	30
2.5 Le alghe come indicatori di qualità delle acque lotiche	31
<i>3 Le acque potabili</i>	34
3.1 Introduzione	34
3.2 Le acque di falda	34
3.3 Le acque superficiali	36
3.3.1 Coagulazione e sedimentazione	37
3.3.2 Filtrazione	38
3.3.3 Disinfezione	39
3.3.4 Residui di potabilizzazione	43
<i>4 Le reti di distribuzione</i>	45
4.1 Acque potabili	45
4.2 Fognature	50
<i>5 La depurazione</i>	53
5.1 Rete fognaria e caratteristiche delle acque di rifiuto	53
5.2 Impianti a fanghi attivi	55
5.3 "Extra-flussi"	65
5.4 L'importanza della strumentazione: il telecontrollo	67
5.5 Cosa si recupera in un impianto di depurazione	68

<i>6 Riutilizzo dei reflui di depurazione</i>	69
6.1 Introduzione	69
6.2 Normative internazionali e nazionali	70
6.3 Caratteristiche standard dell'acqua di irrigazione	73
6.4 Riuso nell'industria	73
6.5 Sistemi di trattamento	74
6.6 Analisi biologiche dei reflui da riutilizzare a scopo irriguo	78
6.7 Tossicità	81
<i>7 Analisi biologiche per la gestione del ciclo delle acque</i>	85
7.1 Acque potabili	88
7.2 Acque superficiali	90
7.3 Acque sotterranee	90
7.4 Acque sorgive	91
7.5 Acque reflue	93
7.5.1 Gestione degli impianti di depurazione	95
<i>8 Analisi chimiche per la gestione del ciclo delle acque</i>	95
8.1 Parametri chimico-fisici importanti nella valutazione di un'acqua potabile	97
8.2 Parametri chimico-fisici importanti nella valutazione di un'acqua reflua	98
8.3 Principali tecniche analitiche chimiche e chimico-fisiche	101
<i>9 Gli Ambiti Territoriali Ottimali (A.T.O.)</i>	101
9.1 La Legge 36/94	103
9.2 I piani d'ambito	103
<i>10 La normativa principale in materia di ciclo idrico integrato</i>	104

Prefazione

Tutti gli esseri viventi, animali e vegetali, seppure con una certa variabilità, sono fatti per la maggior parte di acqua.

Gli esseri umani non fanno eccezione a questa regola ma, tra gli abitanti del nostro pianeta, sono coloro che hanno la più alta consapevolezza di quanto l'acqua sia indispensabile per il loro benessere e per il progredire della vita sulla terra.

Da questa consapevolezza, e dalla capacità di utilizzare le risorse dell'ambiente, nasce anche la responsabilità di un corretto utilizzo di una risorsa così preziosa.

In questi ultimi anni si è fatta presente e pressante, come mai prima, l'esigenza di una corretta gestione di tutte le risorse naturali, che ha portato ad un modo nuovo di guardare al presente ed al futuro, introducendo concetti quali "sviluppo sostenibile" e "gestione integrata delle risorse".

In un siffatto scenario è emersa sempre più chiaramente l'esigenza di poter disporre di figure professionali qualificate, sia culturalmente sia tecnicamente, per programmare ed attuare le scelte e gli interventi, organizzativi ed applicativi, per la gestione delle risorse naturali, tra le quali l'acqua riveste indubbiamente un ruolo di primo piano.

Il corso teorico pratico "Il ciclo integrato delle acque", di cui questo volume racchiude gli atti, è nato dalla sensibilità di professionisti che hanno voluto offrire, a coloro che già operano o hanno intenzione di impegnarsi in questo settore, l'opportunità di un momento di formazione, scambio ed approfondimento sulla materia.

L'importanza dell'argomento, e la piena condivisione di quanto sopra menzionato, hanno portato l'Ordine dei Biologi, che molti dei professionisti del settore rappresenta, a dare pieno appoggio a quest'iniziativa promossa dalla sua Delegazione Provinciale di Pistoia.

Sono felice di poter affermare che l'impegno profuso è stato ampiamente ricompensato dal successo dell'iniziativa testimoniato, oltre che dai partecipanti, dal fatto che nell'autunno del 2003 sarà svolta la seconda edizione.

Desidero ringraziare il dott. Riccardo Carradori, Delegato provinciale di Pistoia dell'Ordine Nazionale dei Biologi, promotore e tutore del corso, per aver condotto l'impegnativo percorso formativo con la consueta professionalità e disponibilità, il dott. Enrico Bruzzone e Publiacqua S.p.A per la loro fattiva collaborazione.

Un doveroso ringraziamento alla Provincia di Pistoia che ha pienamente appoggiato l'iniziativa, credendo nella sua validità.

Dott. Alvaro Gori
Delegato per la Toscana e Consigliere
Ordine Nazionale dei Biologi

1 Cenni di ecologia fluviale

a cura di Daniela Dinelli

1.1 Introduzione

Un corso d'acqua è un sistema dinamico, costituito da *habitat* diversi che si susseguono con continuità dalla sorgente fino alla foce e permettono la vita di animali e piante adattatisi all'ecosistema del fiume.

La storia dell'uomo è legata all'acqua: i primi insediamenti umani nacquero spesso vicino ai fiumi e in tutte le epoche la floridità di una città è dipesa dalla vicinanza ai corsi d'acqua o al mare. L'acqua è sempre stata considerata un bene prezioso, soltanto in tempi recenti, con l'avvento dell'industrializzazione, siamo andati incontro ad un uso irrazionale della risorsa idrica e al suo eccessivo sfruttamento, come se l'acqua fosse illimitata e inesauribile.

Fortunatamente, in questi ultimi anni stiamo assistendo ad una presa di coscienza del problema di come tutelare la risorsa idrica proteggendone anche la qualità.

Questo cambiamento di mentalità ha portato alla promulgazione di nuove Leggi (D.Lgs 152/99, D.Lgs 258/200, Direttiva Europea 2000/60) che prevedono, oltre alla salvaguardia dell'acqua dall'inquinamento chimico e batteriologico, anche il mantenimento dello stato di qualità dell'ambiente fluviale, proteggendo in questo modo tutti quei processi biologici che sono alla base della naturale capacità di un fiume di autodepurarsi.

1.2 Il fiume, la continuità fluviale ed il concetto di spiralizzazione dei nutrienti.

La struttura ecosistemica di un corso d'acqua dipende dalle relazioni che intercorrono tra il fiume ed il territorio circostante e dal *continuum* di ambienti che si susseguono dalla sorgente fino alla foce in un'ininterrotta trasformazione: sorgente, torrente, fiume di pianura. Questi diversi tratti sono caratterizzati da una serie di variazioni a livello di portata, di turbolenza, diversità delle tipologie dei sedimenti, differente composizione chimica dell'acqua, diversità morfologica dell'alveo (diritto, sinuoso, inciso, ampio, pensile ecc.).

I diversi tratti sono contraddistinti anche dalla diversa profondità dell'acqua e dal tipo di fondo che, insieme a molti altri fattori, contribuisce ad influenzare le interrelazioni e gli scambi tra strato superficiale e falda; inoltre, l'azione erosiva e la capacità di deposito dei sedimenti contribuiscono a trasformare e modellare il territorio.

Il fiume è un "organismo vivo", in lenta e continua trasformazione, la cui natura è definita da un insieme molto complesso di equilibri che facilmente si possono alterare.

Le tre parti in cui è suddiviso schematicamente il fiume sono dette rispettivamente: *crenon* la zona della sorgente, *rhitron* la zona del torrente, *potamon* la fascia di pianura; tra loro non è però possibile stabilire una netta zonazione perché i parametri fisico – chimici e la componente biotica variano con continuità per tutto il corso d'acqua dalla sorgente alla foce (*River Continuum Concept*).

Se osserviamo il fiume attraverso una visione pluridimensionale si comprende come l'intero ecosistema sia vulnerabile di fronte alla costruzione di barriere (es. dighe, briglie, difese spondali, alveo cementificato ecc.), che generalmente ne interrompono la continuità nelle diverse direzioni spaziali (vale a dire in lunghezza, dalla sorgente alla foce, in larghezza, da sponda a sponda, in profondità) e questo comporta la modificazione della morfologia del corso d'acqua e l'alterazione delle capacità naturali del fiume di trasformare chimicamente e biologicamente i componenti organici (naturali e antropici) che arrivano dal territorio circostante (azione di autodepurazione).

L'ecosistema acquatico si divide in "ecosistema chiuso" ed "ecosistema aperto". Il primo tipo è caratteristico di stagni e laghi, dove la materia organica viene in continuazione prodotta e rielaborata dal sistema stesso in un ciclo continuo mentre la definizione di "ecosistema aperto" si applica ai corsi d'acqua dove la mineralizzazione ed il continuo riciclo della materia organica avviene durante il suo trasporto ad opera delle correnti. Le fasi di trasformazione si susseguono nel tempo, lungo il corso del fiume, e gli stadi di elaborazione chimica, fisica e biologica possono essere più o meno distanziati tra loro.

Questo concetto viene espresso schematicamente attraverso il modello della "spiralizzazione dei nutrienti" rappresentato con una spirale il principio di metabolizzazione dei materiali organici e il loro trasporto lungo il corso del fiume, comprese le interrelazioni con il territorio circostante. L'ampiezza delle spire dipende dalla presenza di una catena più o meno completa di organismi in grado di operare la riciclaggio della sostanza organica, mentre la distanza tra le spire rappresenta la velocità della corrente, quindi il trasporto lungo il fiume.

La ciclizzazione è in relazione alla morfologia del substrato e al tempo di trasporto del materiale organico grossolano: essa può essere veloce e corta, cioè con spire molto ravvicinate a trasporto rapido, oppure lenta e corta, veloce e lunga, lenta e lunga.

Il potere autodepurante di un fiume aumenta con l'ampiezza della spirale e all'aumentare del numero delle spire per unità di lunghezza, in rapporto alla quantità di sostanza che può essere riciclata per

ogni singolo giro della spirale ed al numero dei cicli che si possono svolgere nell'unità di lunghezza, numero che aumenta con il ridursi della velocità della corrente.

Un corso d'acqua a corrente veloce con pochi dispositivi di ritenzione (tronchi, massi, ciottoli) è incapace di trattenere per lunghi periodi CPOM, quindi, le spire si presentano distanti con un diametro ampio e la materia non riesce ad essere elaborata e assimilata dagli organismi acquatici animali e vegetali macroscopici e microscopici. Viceversa, per quanto riguarda un corso d'acqua di tipo lotico i frammenti vegetali sono intrappolati sul fondo dell'alveo e qui subiscono i vari processi di trasformazione.



Fig.1: schema che rappresenta il concetto di "spiralizzazione dei nutrienti" (La figura è ripresa da: I.F.F. Indice Funzionalità Fluviale – Manuale ANPA/ Novembre 2000 e modificata da Daniela Dinelli)

1.3 La componente biotica del fiume

Quando si parla di componente biotica che popola i corsi d'acqua si intende l'insieme degli organismi animali e vegetali che vivono in ogni tratto del fiume a partire da forme viventi molto piccole come batteri, funghi, protozoi, fino alle strutture più complesse come pesci, anfibi, uccelli, mammiferi, piante acquatiche, vegetazione arborea e arbustiva. Ciascuno di questi organismi ha una specifica funzione e contribuisce all'efficienza del meccanismo di autodepurazione del fiume.

I batteri (aerobi e anaerobi) e le alghe unicellulari sono alla base della trasformazione metabolica della materia organica e innescano i processi di decomposizione e mineralizzazione; i funghi, organismi eterotrofi saprofiti o parassiti, rappresentati in genere da specie acquatiche unicellulari svolgono anch'essi il ruolo di mineralizzatori della sostanza organica. I protozoi, esseri viventi eterotrofi, costituiscono un'importante fonte di cibo per diversi organismi "superiori" e contribuiscono ai processi di trasformazione biologica della materia.

Lo scalino successivo sono gli invertebrati suddivisi in microinvertebrati (Protozoi, Rotiferi, Nematodi, Gastrotrichi ecc.) e macroinvertebrati. La comunità dei macroinvertebrati è costruita da forme viventi della grandezza al massimo di qualche mm, rappresentate in prevalenza da larve di insetti (Ephemeropteri, Tricotteri, Odonati, Coleotteri acquatici ecc.) ma anche Crostacei, Molluschi, Oligocheti. Il *Macrobenthos* occupa tutti i livelli della scala dei consumatori: detritivori, erbivori, carnivori, con una molteplicità di specializzazioni che permette loro di utilizzare tutte le disponibilità alimentari del fiume. I Vertebrati rappresentano la parte di "terminale" dell'anello della catena trofica e mantengono in equilibrio la concentrazione degli organismi sopra descritti.

Un ruolo importante nella rimozione della biomassa è dato dalla componente vegetale che si divide in acquatica (quando si sviluppa interamente in acqua) e vegetazione riparia (legata alla zona di confine tra ambiente acquatico e territorio circostante).

La presenza di vegetazione fluviale e riparia crea un ambiente favorevole per la vita della micro e macro fauna e funziona contemporaneamente da filtro meccanico e biologico.

La componente vegetale è soggetta a drastici fattori limitanti determinati dallo stesso dinamismo fluviale, come la variazione di frequenza e durata dei periodi di sommersione, i livelli della falda freatica, la forza della corrente, la litologia e granulometria del substrato, la trasparenza dell'acqua, il clima del bacino, le dimensioni del corso d'acqua. Il clima del bacino influenza la crescita di determinate piante ma anche le dimensioni del corso d'acqua, il regime idrogeologico, i conseguenti processi erosivi e la quantità di deposizione dei sedimenti determinano sia variazioni

nell'estensione delle aree disponibili all'insediamento delle piante che la formazione delle fasce di vegetazione riparia.

La disposizione vegetazionale lungo il fiume varia a seconda del tratto (zona superiore, intermedia, inferiore) e delle caratteristiche chimico – fisiche dell'acqua. Generalmente il corso superiore del fiume, che corrisponde al tratto torrentizio, è caratterizzato da acque bene ossigenate, fresche a corrente veloce, mentre nel corso medio la temperatura dell'acqua aumenta e diminuisce la velocità della corrente, nella parte bassa, in fine, si assiste ad uno scorrimento lento, ad una maggiore torbidità dell'acqua e ad un suo ulteriore aumento di temperatura con abbassamento della concentrazione di ossigeno disciolto.

L'ambiente ripario è caratterizzato, nella parte bassa dalla presenza di Salici (*Salix alba*), Pioppi (*Populus alba* e *Populus nigra*) e Canneto (*Phragmites australis*), nei tratti medi e quasi sempre presente l'Ontano (*Ulmus glutinosa*), nelle zone più a monte il Carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e il Frassino (*Fraxinus oxycarpa*).

La componente arborea ed arbustiva lungo le rive contribuisce a proteggere dall'erosione, influenza il trasporto dei sedimenti attraverso l'intrappolamento fisico dei materiali, regola il regime idraulico dell'alveo (riduzione della corrente e trattenimento del sedimento), impedisce il rapido deflusso delle acque dopo le piene, favorisce la deposizione dei materiali e mantiene per lungo tempo l'umidità in ampie porzioni del suolo, influenza il microclima, contribuisce a controllare la fotosintesi delle alghe attraverso l'opera di ombreggiamento.

La sostanza organica (naturale o antropica) che raggiunge un corso d'acqua viene demolita dalla componente biotica del fiume che va a formare tre livelli di depurazione naturale:

- ❑ I° sistema depurante: comunità microscopica rappresentata da batteri, funghi, protozoi ecc. che nell'insieme formano il *periphiton* cioè una sottile pellicola biologica che riveste i ciottoli del fiume.
- ❑ II° sistema depurante: macroinvertebrati
- ❑ III° sistema depurante: vertebrati

Le piante possono essere utilizzate anche come bioindicatori dello stato di qualità dell'acqua essendo dipendenti da questa per la loro vita; analizzando la struttura e la composizione dei popolamenti si possono raccogliere informazioni sul livello di alterazione della qualità chimica, fisica, e biologica dell'acqua.

L'autodepurazione di un fiume è un processo attivo: la quantità di biomassa che viene metabolizzata per ogni livello trofico con produzione finale di anidride carbonica e calore è pari circa al 90%, ad ogni passaggio della catena alimentare è mantenuto soltanto il 10 % di sostanza organica, quindi la biomassa immessa in un fiume viene trasformata e ridotta progressivamente di 10, 100, 1000 volte grazie al meccanismo sinergico dei tre sistemi depuranti.

1.4 La qualità' ambientale del fiume

Un ecosistema fluviale "integro" è caratterizzato da una serie di interrelazioni tra ambiente acquatico e terrestre; gli equilibri chimici e biologici, alla base di una buona funzionalità dei corsi d'acqua, si instaurano a tutti i livelli della scala ecologica creando un ciclo continuo di fattori interdipendenti per cui basta un piccolo cambiamento per provocare una serie di alterazioni a cascata.

La maggior parte degli interventi di regimazione e messa in sicurezza che vengono effettuati sui fiumi ne alterano radicalmente l'ecosistema, quindi un approccio idraulico – naturalistico potrebbe contribuire a ridurre l'impatto degli interventi artificiali lungo i corsi d'acqua.

In alcuni paesi europei sono state elaborate direttive e normative specifiche per una gestione naturalistica di fossi, canali e piccoli corsi d'acqua, ed oggi il loro ripristino ha dato risultati soddisfacenti.

Studi sulla funzione dell'ombreggiamento da parte della vegetazione, sia erbacea che arborea e arbustiva, hanno dimostrato che questa può contribuire a limitare e contenere la crescita di piante acquatiche in alveo: la presenza di sole erbacee sulle sponde riduce di tre volte lo sviluppo delle *idrophite* ed effetti ancora maggiori si ottengono se le formazioni vegetazionali sono costituite da piante superiori.

Il taglio della vegetazione nei corsi d'acqua canalizzati è necessario per aumentare la velocità della corrente, ma si è visto che in fossi di 4,5 metri è sufficiente sfalciare un "*canale di corrente*" di larghezza pari ad un terzo dell'alveo, per ottenere un netto miglioramento del deflusso, con un abbassamento del livello idrico da 25 a 14 cm. Il raddoppio della fascia di vegetazione sottoposta ad opera di pulitura, comporta un abbassamento dell'acqua piuttosto insignificante: da 14

a 13 cm. Con il taglio totale della componente vegetale, il livello si abbassa a 10 cm, per risalire in seguito ed in tempi piuttosto brevi a 13 cm.

Se ne deduce che, per avere un buon drenaggio, in qualsiasi corso d'acqua, non è necessario il diserbo totale, ma è sufficiente limitarlo ad un terzo circa della sua larghezza, con evidenti vantaggi ecologici.

Inoltre, procedendo ad un taglio della vegetazione in modo asimmetrico, si cerca di ricreare all'interno dell'alveo rettificato un *canale di corrente* dall'andamento sinuoso.

In seguito la *Natura* provvederà a riportare l'alveo in condizioni migliori, quindi con caratteristiche più varie.

Il letto del fiume, con il tempo, tende ad abbassarsi nei tratti esterni delle curve, mentre nelle zone rettilinee comprese tra due anse successive la sezione rimane regolare. In questo modo si ricreano elementi morfologici, come buche e raschi, che influenzano la velocità della corrente; questa, a sua volta, trasporta materiali di diversa origine, contribuendo alla creazione di un fondo a ghiaia e limo.

La presenza dei canali scolmatori, scavati parallelamente al fiume principale, serve per deviare l'acqua in caso di piena. Queste strutture artificiali possono assumere un interesse ecologico, se progettate in modo da contenere in tutto l'arco dell'anno delle pozze d'acqua.

Un substrato permanentemente umido permette la crescita di piante acquatiche e la colonizzazione da parte degli animali che vivono in questo tipo di ambienti.

Un altro piccolo accorgimento da tenere presente durante la costruzione di attraversamenti e ponti in mattoni o pietra, è la creazione di piccole cavità nella struttura, per permettere ad alcune specie di uccelli acquatici di nidificare.

Questi pochi esempi applicati, dove possibile, nella gestione dei corsi d'acqua potrebbero aiutare a migliorare la qualità ecosistemica dei fiumi antropizzati favorendo la colonizzazione della fauna e della flora così da ripristinare la capacità funzionale del fiume e migliorando la qualità dell'ambiente.

2 La scienza della bioindicazione

A cura di Riccardo Carradori e Alessandra Sforzi

La bioindicazione può essere definita come la scienza che studia gli indicatori biologici e valuta la qualità ambientale servendosi del monitoraggio biologico. Tale monitoraggio utilizza le risposte biologiche per la valutazione dei cambiamenti di origine naturale o antropica nell'ambiente, ed è finalizzato alla misura ed al controllo della qualità ambientale (Matthews *et alii*, 1982). Gli organismi viventi costituiscono validi indicatori dello stato di salute ambientale in quanto sono capaci di integrare gli stimoli provenienti sia dalla componente biotica che da quella abiotica e di tradurli in forme di adattamento (Nicolai, 1992). In questi ultimi anni, alle classiche indagini chimiche, fisiche e batteriologiche, si sono aggiunte analisi biologiche basate sull'uso degli indicatori, ovvero di certi animali e vegetali i quali, essendo particolarmente sensibili a diverse forme di inquinamento, permettono di registrare le alterazioni subite dall'ambiente in cui vivono. In genere l'uso di bioindicatori evidenzia cambiamenti di varia natura avvenuti anche in tempi precedenti al momento del monitoraggio; avendo un basso tasso di esercizio è, inoltre, facilmente ripetibile.

I bioindicatori possono essere considerati come quegli organismi o anche quelle reazioni di organismi utilizzati per fini pratici (Nicolai, 1992). Principalmente l'indicatore biologico è definito come un taxon che con la sua presenza od assenza indica una determinata situazione dell'ambiente (Ravera, 1984) ma può essere anche rappresentato dalla struttura delle comunità, dalla dinamica demografica di una popolazione, da reazioni biochimiche di cellule o strutture subcellulari. Recentemente la letteratura internazionale include nel termine di bioindicatore tutte le risposte biologiche di una comunità che indicano una variazione della qualità dell'ambiente. La cosa importante è che ogni indicatore per essere definito tale deve essere correlato con il fenomeno in esame e deve fornire informazioni su una serie di parametri che definiscono in modo univoco l'ecosistema in cui vive.

I metodi biologici sono basati sullo studio degli organismi che usualmente vivono negli ambienti sottoposti a giudizio: ogni organismo riceve dall'ambiente informazioni, le elabora e risponde fisiologicamente ad ogni modificazione; è molto importante sapere interpretare queste risposte le quali sono, in genere, complesse.

Ogni ambiente è colonizzato da comunità strutturate in modo caratteristico che ne formano il biocenotipo. La struttura di una comunità di un ambiente stabile e di buona qualità è sempre più complessa rispetto ad un'altra soggetta a continui stress ambientali; questa complessità si manifesta in un maggior numero di specie presenti ed in un equilibrato rapporto numerico fra gli individui di

ogni specie. Tutte le alterazioni ambientali provocano un abbassamento della diversità biotica con una diminuzione delle specie costituenti la comunità e l'aumento notevole del numero degli individui appartenenti a poche specie resistenti; in genere scompaiono prima le specie più sensibili e via via le altre mentre riescono a sopravvivere le più adattabili che, anzi, proliferano perché non trovano competizione. Le specie non reagiscono tanto a fattori isolati quanto a combinazioni di più fattori e può essere difficile stabilire la relazione tra fattore isolato e risposta della comunità. La definizione della qualità ambientale basata sull'analisi della comunità si basa su una valutazione dell'effetto d'insieme. Il problema maggiore da affrontare in questo tipo di valutazioni è quindi quello di interpretare i segnali che provengono dalle comunità e di tradurli in una scala di qualità ambientale; è proprio questa interpretazione l'oggetto di studio della scienza della bioindicazione.

Possono essere considerati bioindicatori quegli organismi che vivono solo nell'ambito di ristrette condizioni ambientali la cui efficienza dipende dal loro intervallo di tolleranza riguardo ai diversi parametri ambientali. Le specie euriecie cioè tolleranti sono presenti in una maggiore varietà di situazioni ambientali e quindi non sono utilizzabili come indicatori, al contrario le specie stenoecie, cioè con ristretti intervalli di tolleranza, presenti solo in particolari condizioni ambientali, sono considerate buoni indicatori. Oltre ad essere organismi stenoeci i bioindicatori devono possedere una serie di requisiti per poter essere utili al monitoraggio ambientale (Hellawell, 1986).

Caratteristiche per essere un bioindicatore	caratteristiche per essere un buon bioindicatore	caratteristiche per essere un bioaccumulatore
essere facilmente identificabili	sensibilità conosciuta verso determinati inquinanti	alta tolleranza nei confronti di determinati inquinanti
essere facilmente campionabili anche dal punto di vista quantitativo	ampia distribuzione nell'area da esaminare	capacità di accumulare indefinitamente gli inquinanti
avere una distribuzione geografica ampia e continua (in quanto l'assenza di un taxon in una determinata area potrebbe essere interpretata con la presenza di inquinamento)	scarsa mobilità	ampia distribuzione nell'aria sotto esame
essere ben conosciuti dal punto di vista ecologico	ciclo vitale lungo	scarsa mobilità
accumulare spontaneamente gli inquinanti (nel caso di bioaccumulatori)	uniformità genetica in tutta l'area da esaminare	ciclo vitale lungo
possedere una bassa variabilità sia genetica che ecologica	presenza durante tutto l'anno	nessun assorbimento di sostanze dal substrato (nel caso si intenda monitorare l'inquinamento atmosferico)

Tab. 2.1: Modalità di individuazione organismi da utilizzare nella bioindicazione.

A livello di specie sono noti molti indicatori significativi; ad esempio, fra gli Insetti, i Plecotteri (Vedi Fig. 2.1) sono indicatori di acque fredde con alto contenuto di ossigeno disciolto, la cannuccia di palude (*Phragmites australis*) è indicatore di zone umide, alcune specie di alghe bentoniche sono intimamente legate a particolari substrati di fiumi e torrenti.

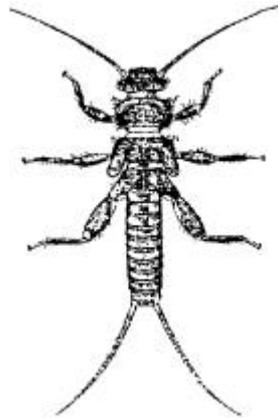


Fig .2.1 Ninfa di Plecottero vista dal dorso.

Anche nelle piante superiori e nei Vertebrati si trovano specie utilizzate come bioindicatori: le trote (*Salmo trutta fario*) sono legate a condizioni dell'acqua simili a quelle richieste dai Plecotteri, il merlo acquaiolo (*cinclus cinclus*) è presente in ambienti lotici caratterizzati da particolari condizioni di pH delle acque. Alcuni bioindicatori sono utilizzati a livello di genere, famiglia, ordine e, qualche volta, a livello ancora superiore, questo quando taxa di specie presentano limiti di tolleranza omogenei per certi parametri ambientali come, ad esempio, i licheni (Nicolai, 1992). A livello sovraspecifico sono molto utilizzati i parametri strutturali della comunità mediante analisi numeriche della distribuzione degli organismi; questo tipo di monitoraggio è effettuato a vari livelli: popolazione, comunità, ecosistema.

Molti organismi possono essere usati come bioindicatori quando l'inquinamento causa cambiamenti nella composizione delle comunità di piante o di animali.

Gli organismi esposti in ambienti contaminati riporteranno alterazioni e danni; esistono due tipi di danno:

a) danno acuto, spesso reversibile, causato soprattutto da brevi esposizioni ad alte concentrazioni di inquinanti;

b) danno cronico, soprattutto dovuto alla esposizione prolungata a concentrazioni relativamente basse di inquinanti.

Un organismo è considerato un bioaccumulatore quando le concentrazioni di determinati inquinanti, misurate all'interno dell'organismo, sono utilizzate per ricostruire le modalità di deposizione degli inquinanti.

Un bioindicatore è particolarmente valido quando esiste una relazione conosciuta tra i dati biologici e le reali concentrazioni di certi inquinanti nell'atmosfera, e questa relazione permette di estrapolare i livelli di inquinamento dai dati biologici, cioè quando può essere usato come un "biomonitor".

E' importante definire le relazioni tra le concentrazioni di inquinanti nell'organismo e le concentrazioni medie degli inquinanti. Quando siano conosciuti i livelli di fondo presenti nell'organismo, la contaminazione può essere espressa in termini di deviazione dai livelli di fondo.

La maggior parte degli studi che hanno a che fare con bioindicatori o bioaccumulatori presentano un serio problema: non forniscono dati quantitativi sull'inquinamento in quanto non è stata stabilita nessuna relazione matematica tra i dati biologici ed i livelli di inquinamento. In altri termini, la maggior parte dei bioindicatori e bioaccumulatori non possono essere utilizzati come biomonitor. Per questo motivo, il loro utilizzo nel processo decisionale-regolatorio è problematico, in quanto i massimi livelli accettabili di inquinamento sono solitamente definiti in termini di concentrazioni di inquinanti. Tuttavia, anche in questi casi bioindicatori e bioaccumulatori presentano molti vantaggi rispetto all'approccio strumentale al monitoraggio dell'inquinamento (Nimis 1990).

Le risposte biologiche delle specie ed i cambiamenti della struttura della comunità in seguito a variazioni ambientali di origine ambientale o antropica, possono essere tradotti in indici numerici: gli Indici Biotici. Il calcolo di un indice biotico è possibile solo quando i dati utili possono essere raccolti con criteri standard ed in maniera riproducibile. Un indice di struttura di comunità di uso immediato è la ricchezza di specie; osservare molte specie in una stazione di campionamento indica favorevoli condizioni ambientali ed elevato valore naturalistico (Malceschi e Fasola, 1983). L'efficacia diagnostica di un indice pratico deve essere valutata secondo i seguenti criteri (Ghetti, 1988): capacità di fornire informazioni utili ed originali con costi adeguati; possibilità di applicazione su vasta scala con giudizi comparabili; praticità di impiego e possibilità di formulare giudizi interpretabili anche da non specialisti.

Devono inoltre essere noti la sensibilità, gli ambiti di applicabilità ed i rischi di errore nella applicazione; è quindi necessario valutare il grado di affidabilità dell'indice, individuare le principali fonti di errore nelle applicazioni, suggerire gli accorgimenti necessari per ridurre i margini di errore.

Secondo Nicolai (1992) gli indici si suddividono in tre gruppi: indici biologici, che valutano l'alterazione ambientale in funzione della tolleranza e della sensibilità agli inquinanti degli organismi presenti nell'area in esame, indici della diversità che valutano gli effetti dell'inquinamento attraverso l'analisi della struttura della comunità, indici di comparazione (o di similarità), che

utilizzano, per la valutazione delle modificazioni ambientali, il confronto qualitativo o semiquantitativo della composizione della comunità.

2.1 Indici biologici

Comprendono vari tipi di indici, fra i quali i più diffusi sono gli Indici Biotici che si basano sulle caratteristiche delle comunità dei macroinvertebrati bentonici utilizzando sia il numero delle unità sistematiche presenti nell'area in esame sia le loro proprietà di bioindicatori. Uno degli indici biotici più utilizzato è l'Extended Biotic Index (modif. Ghetti, 1986).

2.2 Indici di diversità

Analizzando la struttura della comunità nell'area in esame questi indici permettono di misurare la diversità delle specie presenti in quell'area; questo parametro integra la ricchezza di specie e la distribuzione numerica degli organismi all'interno delle specie. Negli studi di qualità ambientale l'uso di questi indici permette la comparazione fra ambienti diversi oppure la misurazione delle variazioni temporali di una comunità. In genere in un ambiente naturale incontaminato la comunità conta un alto numero di specie tutte ben rappresentate in termini di numerosità di individui; la graduale comparsa di inquinanti riduce gli individui appartenenti a specie più sensibili a vantaggio delle specie più tolleranti che si espandono; man mano che lo stress aumenta le specie più sensibili scompaiono del tutto mentre quelle più tolleranti tendono a saturare gli habitat a causa della graduale scomparsa di competitori. Questi tipi di modificazioni sia delle dimensioni numeriche delle popolazioni sia del numero di specie componenti della comunità sono studiate da indici di diversità uno dei quali è l'Indice di Diversità di Shannon (1948).

2.3 Indici di comparazione

Questi indici valutano le alterazioni della qualità ambientale misurando la similarità fra le composizioni di due o più comunità, essi traducono in termini numerici e quindi misurano, la similarità di due comunità da un punto di vista qualitativo, ovvero confrontando i due insiemi di specie presenti. Maggiori sono i valori di questi indici maggiore sarà il numero di specie in comune fra le componenti considerate.

2.4 Indicatori biologici delle acque

2.4.1 Caratteristiche delle acque correnti

Un sistema fluviale è costituito da un insieme di corsi d'acqua tributari che dopo un certo tratto in cui scorrono più o meno paralleli si congiungono l'un l'altro fino a formare un corso principale. La principale caratteristica delle acque correnti è il movimento la cui intensità è fondamentale nel determinare la composizione di una comunità biologica che popola un corso d'acqua. Alcune delle caratteristiche degli ambienti lotici (di acqua corrente) sono in primo luogo la corrente unidirezionale, le ampie superfici di contatto acqua - atmosfera ed acqua - sedimenti, la distribuzione dell'ossigeno disciolto abbastanza uniforme ed, infine, una stretta interdipendenza con le caratteristiche del bacino di drenaggio (Ghetti, 1986). La corrente, oltre a determinare la morfologia dei substrati, ha effetti sulla modalità di circolazione dei nutrienti e sul tipo di vegetazione insediante. L'azione costante delle correnti è il motivo per cui le acque lotiche sono per lo più sempre sature di ossigeno, inoltre esse esercitano una profonda influenza sulla distribuzione degli organismi che in genere devono possedere speciali strutture per l'ancoraggio a pietre od a altri oggetti (Leadley-Brown 1971). Gli invertebrati acquatici hanno evoluto diversi adattamenti morfologici, ecologici e comportamentali che permettono loro di insediarsi in ogni microhabitat del corso del fiume (p. es. hanno subito un appiattimento dorso ventrale per colonizzare gli interstizi fra le pietre). (fig. 2.2)

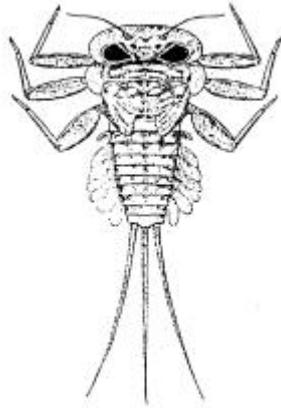


Fig. 2.2 esempio di adattamento morfologico per resistere alla forte corrente dei fiumi; l'appiattimento dorsoventrale del macroinvertebrato del genere Baetis

I laghi, gli stagni e le acque lentiche in generale presentano una tipica zonazione; nelle zone temperate, in estate, si assiste alla formazione di due serie di strati distinti: l'epilimnio che comprende gli strati d'acqua superficiali più caldi e quindi più leggeri, e l'ipolimnio, formato dagli strati d'acqua profondi più freddi e quindi più pesanti. Epilimnio e ipolimnio sono separati da una fascia di spessore variabile: il termoclino. Tale fascia è caratterizzata da una brusca caduta di temperatura che funge anche da barriera allo scambio di materiali (Odum, 1988). Fig. 2.3

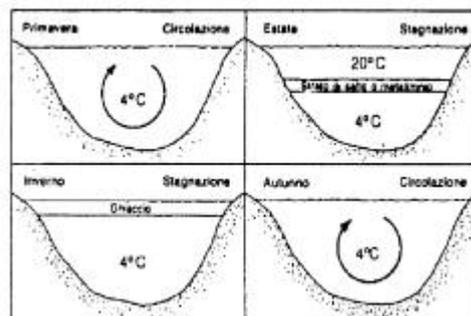


Fig. 2.3 Il ciclo annuale del lago viene scandito da fasi di stagnazione e circolazione

In inverno questa caratteristica stratificazione scompare per l'abbassamento della temperatura delle acque superficiali che, diventando più pesanti, sprofondano mescolandosi con gli strati inferiori e permettono la risalita dei nutrienti; queste fluttuazioni stagionali di temperatura implicano cambiamenti anche nella composizione chimica delle acque, ad esempio nel contenuto di ossigeno e di anidride carbonica, ed influenzano la colonizzazione ed i cicli vitali delle comunità animali e vegetali che si insediano in ambienti di acque lentiche.

Gli ambienti lotici in genere non presentano le caratteristiche stratificazioni dei laghi, in un corso d'acqua troviamo due gradienti distinti: il gradiente trasversale e quello longitudinale. Il primo

riguarda le modificazioni ambientali che si riscontrano dalla riva al corpo centrale (filone) della corrente fluviale dove è massima la velocità delle acque; questo gradiente determina una diversa composizione dei sedimenti presenti nell'alveo fluviale e di conseguenza dei relativi insediamenti faunistici. Il secondo riguarda tutti i cambiamenti che si riscontrano nel corso d'acqua dalla sorgente alla foce. Il bacino di drenaggio (bacino imbrifero) influisce fortemente sulle caratteristiche chimiche fisiche e biologiche di un corso d'acqua; esso comprende quella parte di territorio le cui acque tendono a raccogliersi verso un dato corso d'acqua ed è delimitato dalle linee di spartiacque al di là delle quali le acque confluiscono in altri corpi idrici. La superficie del bacino imbrifero influisce in parte sul volume delle acque raccolte, la sua copertura vegetale determina la ripartizione delle acque di ruscellamento e di quelle di evapotraspirazione ed il minerale organico ed i sali minerali drenati sono in funzione del tipo di terreno attraversato, ovvero delle percentuali di campi coltivati, di aree industriali e di agglomerati urbani. In definitiva si può ritenere che un corpo d'acqua è funzione dell'ambiente terrestre che lo circonda. Questi ed altri fattori contribuiscono a dare ad ogni corso d'acqua una propria identità; una delle definizioni che meglio riescono a dare l'idea della variabilità degli ambienti lotici è quella che considera ogni corso d'acqua come una serie di ecosistemi differenziati in funzione delle zone naturali che esso attraversa e definiti da un insieme di cambiamenti delle condizioni ambientali da un ecosistema al successivo nella direzione della corrente.

Esiste una stretta interdipendenza fra qualità dell'acqua ed il bacino di drenaggio del fiume. Le condizioni geomorfologiche, il grado di copertura vegetale, influenzano condizionano la velocità dell'acqua e, quindi, la quantità di ossigeno disciolto, la temperatura, il pH, il sedimento.

Dalla sorgente alla foce variano le caratteristiche del substrato, la portata d'acqua, la temperatura, la velocità della corrente, l'ossigenazione, la percentuale di nutrienti disciolti, la durezza dell'acqua e tutta una serie di zonazioni biologiche (Ghetti, 1988). L'ambiente fluviale non è limitato al corpo idrico in sé, anche le sponde e le fasce vegetazionali circostanti soggette alla sommersione durante le piene ne fanno parte, all'interno in queste fasce si possono trovare delle zone umide di notevole importanza quali gli specchi effimeri (dopo una piena) e le lanche.

Si può dire che il numero di specie che hanno avuto successo nel colonizzare le acque correnti è molto minore rispetto a quelle che si sono adattate alla vita in acque lentiche (Leadley Brown, 1971). In genere fattori determinanti nella distribuzione degli organismi acquatici sono la turbolenza dell'acqua e la velocità della corrente ma fondamentale è anche la natura del substrato; di solito è quest'ultima che definisce la struttura delle comunità animali e vegetali lungo un corso d'acqua. Turbolenza dell'acqua e natura del substrato contribuiscono a definire la stabilità del materiale di fondo che è soggetto a rotolamento e trascinamento verso valle, o ad una azione di

erosione costante. La colonizzazione del substrato superficiale in questo caso è più ardua. Inoltre negli ambienti che sono sottoposti a processi di inquinamento o ad interventi che alterano le caratteristiche morfologiche del fiume la struttura dei popolamenti sarà modificata (Ghetti, 1986).

La struttura delle biocenosi fluviali è molto complessa per l'intersecarsi di molti microhabitat e di aree di sovrapposizione di diverse zone oppure per i repentini cambi ambientali dovuti ad azione antropica quali gli sbarramenti dell'asse fluviale. Ogni zona è caratterizzata da comunità caratteristiche ed il variare di singoli fattori che definiscono ciascuna zona determina la presenza o meno di diversi gruppi sistematici. Per quanto riguarda i vegetali, le alghe vivono attaccate ad ogni tipo di oggetto solido, sono per lo più microscopiche, ma si trovano anche specie di dimensioni ragguardevoli. Vi sono anche specie che vivono nel fango come nella maggior parte delle Diatomee e Cianofiticee filamentose.

Una zonazione verticale come quella che si trova nei laghi è molto rara mentre esiste una sorta di zonazione per differenti parti del corso d'acqua in relazione alla velocità del flusso ed al substrato (Hynes, 1970). Le altre piante macrofite possono essere divise in tre gruppi: il primo comprende quelle che vivono ancorate a rocce od a altri substrati solidi, il secondo quelle che vivono ancorate al substrato e l'ultimo comprende le piante liberamente natanti. Le piante che appartengono al primo gruppo includono, alle nostre latitudini, muschi e licheni, i primi sono diffusissimi e presentano diversi adattamenti a seconda delle caratteristiche del corso d'acqua. Le piante del secondo gruppo includono vari tipi di Angiosperme ed i generi *Nitella* e *Chara* delle Charales; queste piante riescono a vivere sia in acque lotiche che lentiche mostrando nelle prime caratteristici adattamenti al regime impetuoso delle acque. Le piante appartenenti al terzo gruppo sono scarsamente rappresentate nelle acque lotiche mentre sono numerose nelle zone del corso d'acqua dove la corrente ha minor forza.

Gli invertebrati che vivono su, in, o vicino le acque lotiche includono i rappresentanti di quasi tutti i Phyla che vivono nelle acque dolci. Tutti mostrano adattamenti morfologici caratteristici al loro habitat come ad esempio l'appiattimento e l'affusolamento del corpo fino al raggiungersi di una forma idrodinamica, la formazione di ventose, uncini e ganci per ancorarsi ad oggetti solidi, la secrezione di sete o di altri materiali viscosi od adattamenti comportamentali come la vita sotto pietre, massi o sotto il substrato per contrastare la forza della corrente. Tra i Vertebrati di gran lunga dominanti sono i Pesci; l'ordine più importante è quello degli Ostariofisi con numerosissime specie divise in tre sottordini, Characoidei, Siluroidei e Cyprinoidei. Le parti più basse dei fiumi vengono anche spesso utilizzate da specie marine che restano per un certo tempo in acque dolci per alimentarsi (Hynes, 1970). Altri Vertebrati vivono in, o vicino al fiume. Vi sono rappresentanti della classe degli Anfibi: Anuri e Urodeli. Tra i Rettili troviamo Emididi e Colubridi.

Gli Uccelli associati alle acque dolci si nutrono di Pesci e di invertebrati; essi insieme ai Mammiferi rivestono un ruolo importante nell'ambito delle reti alimentari ed occupano nicchie ecologiche differenti.

2.4.2 La valutazione ambientale dei corsi d'acqua

Gli ambienti acquatici ed in particolare quelli di acque correnti svolgono sul territorio una costante azione di drenaggio dei residui delle attività umane; questi posseggono, in condizioni naturali, ottime capacità autodepurative ed autoregolative. Tuttavia tali ambienti sono anche i principali vettori dei carichi inquinanti nei laghi e nei mari. Dal dopoguerra gli scarichi urbani ed industriali immessi nei corsi d'acqua sono bruscamente aumentati, provocando un graduale ma costante aumento del degrado della qualità delle acque con una sensibile limitazione ai possibili utilizzi di esse. Nello sfruttamento dei fiumi si è spesso sottovalutato il rapporto esistente tra la quantità degli sversamenti e la capacità autodepurativa dei corpi idrici recettori. In generale si può asserire che poca importanza è stata data allo stato di salute ed alla integrità del sistema complessivo.

E' ormai ampiamente riconosciuto che la tutela ambientale è strettamente legata alla conoscenza ed alla comprensione degli elementi che costituiscono l'ecosistema e dei fenomeni che in esso avvengono in quanto gli uni e gli altri sono i veri indicatori dello stato di salute o di degrado dell'ecosistema stesso. Ogni ecosistema possiede una buona qualità ambientale quando è in grado di sostenere una flora ed una fauna adeguate a quella tipologia ambientale (Ghetti 1986). Nel caso dei sistemi acquatici la prima garanzia per sapere se un'acqua sia di buona qualità consiste nel verificare se è in grado di nuocere agli organismi che da essa dipendono. La salvaguardia della diversità biologica e la conoscenza delle capacità naturali di ripristino delle risorse rinnovabili sono di fondamentale importanza nella gestione territoriale. Il controllo della qualità dei corsi d'acqua fondato anche sullo studio degli organismi che in essi riescono a vivere può misurare gli effetti prodotti da una gestione dell'ambiente affatto fondata sui meccanismi naturali. Tale controllo dovrebbe essere costante soprattutto negli ambienti di acque correnti che si caratterizzano per la elevata dinamicità e la cui autoregolazione e capacità depurativa sono state in buona parte modificate dall'intervento dell'uomo (Ghetti, 1986).

Nel terzo seminario tecnico "Biological Water Assessment Methods" organizzato nel 1990 dalla Comunità Europea è stato asserito che i metodi biologici di valutazione della qualità ambientale devono diventare parte integrante nelle procedure di monitoraggio e i dati chimici e biologici

devono essere tenuti entrambi in considerazione per fornire un giudizio completo sulla qualità delle acque.

2.4.2.1 Extended Biotic Index

Introduzione

Negli ultimi anni il monitoraggio della qualità delle acque correnti prevede, oltre alle analisi chimiche e microbiologiche, anche l'impiego degli indicatori biologici. Le analisi biologiche, che nel monitoraggio delle acque devono affiancarsi alle analisi chimiche e microbiologiche, permettono di porre l'attenzione sulla conservazione delle componenti dell'ecosistema fluviale nel loro complesso. Il metodo biologico di valutazione della qualità dei corsi d'acqua è infatti in grado di valutare gli effetti che gli inquinanti, indipendentemente dalla loro natura e concentrazione, determinano sull'ecosistema acquatico. Rispetto al metodo chimico di analisi delle acque, quello biologico fornisce una risposta "integrata" nel tempo poiché la comunità di macroinvertebrati vivendo in permanenza nel corso d'acqua risente degli effetti di un inquinamento anche se questo è avvenuto molto tempo prima del prelievo (Ghetti, 1997).

L'utilizzo degli indicatori biologici per lo studio della qualità delle acque superficiali è stato introdotto nella Direttiva C.E.E. 659/78, recepita dalla normativa italiana con il D. Lgs. 130/92. Successivamente il D. Lgs. 152/99, e poi il D. Lgs. 258/00 hanno ufficializzato l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.), ottenuto in seguito a revisioni e adattamenti dell'"Extended Biotic Index" (E.B.I.), come metodica per il biomonitoraggio delle acque correnti (Ghetti & Bonazzi, 1981; Ghetti, 1986; 1995a; 1995b; 1997).

I macroinvertebrati acquatici

L'analisi della comunità degli invertebrati acquatici e l'applicazione degli indici biotici fondati su di essa, rappresentano un valido strumento per lo studio della qualità di un corso d'acqua. Con il nome di macroinvertebrati si intendono quegli organismi superiori al millimetro, e quindi facilmente visibili a occhio nudo, che almeno per una parte del loro ciclo di sviluppo colonizzano i diversi substrati di un corso d'acqua. Da un punto di vista tassonomico, la comunità di macroinvertebrati bentonici raggruppa al suo interno specie appartenenti ai seguenti gruppi: Insetti (Plecoteri, Efemeroteri, Tricotteri, Eteroteri, Ditteri, Coleoteri, Odonati, Megalotteri e Planipenni) Crostacei, Molluschi, Anellidi, Tricladi, Nematomorfi, Briozoari e

Poriferi. Dal punto di vista trofico i macroinvertebrati appartengono alle categorie degli erbivori, dei carnivori e dei detritivori.

La scelta delle comunità di macroinvertebrati come indicatori della qualità di un corso d'acqua è comprensibile per vari motivi: questi organismi sono facilmente campionabili, sono relativamente semplici da identificare (la determinazione dei vari taxa arriva a livello di famiglia e solo per i Plecotteri e gli Efemerotteri a livello di genere), presentano un ciclo di sviluppo abbastanza lungo riuscendo a registrare in modo integrato la qualità dell'ambiente (Ghetti, 1997).

La presenza di un elevato numero di macroinvertebrati in un fiume è determinante per i processi autodepurativi del fiume stesso e costituisce un buon indicatore biologico della naturalità del corso d'acqua. La struttura di una comunità di macroinvertebrati viventi in un fiume di buona qualità ambientale, cioè con acqua priva di fonti di inquinamento, è complessa e diversificata. Il numero di specie presenti è elevato e fra esse vi è un rapporto numerico equilibrato, cioè non c'è nessuna specie che prevale sulle altre. Poiché i macroinvertebrati sono sensibili a qualsiasi fonte di inquinamento, in relazione al grado di alterazione del corso d'acqua, si osserva una alterazione del numero delle specie presenti, la scomparsa di quelle più sensibili e l'aumento del numero degli individui appartenenti a poche specie più resistenti.

Le fonti di inquinamento che possono causare una modificazione della struttura della comunità di macroinvertebrati di un corso d'acqua sono di vario tipo: sostanze organiche degradabili, sostanze organiche non degradabili, sostanze inorganiche tossiche o anche non direttamente tossiche.

Metodologia

L'applicazione dell'I.B.E. si basa concettualmente su di un confronto fra la struttura di una comunità "attesa" e la composizione realmente "presente" in un determinato fiume. Quanto più il valore dell'indice è basso tanto più la struttura della comunità di macroinvertebrati si discosta dalla condizione "ideale".

Il metodo di campionamento consiste nell'effettuare in ciascuna stazione una serie di prelievi nei vari microhabitat presenti, in modo da raccogliere tutti i rappresentanti della comunità di macroinvertebrati (Tabella 1).

Gruppi faunistici da considerare	Livello di determinazione per stabilire le “Unità Sistematiche” (U.S.)
Plecotteri	genere
Tricotteri	famiglia
Efemerotteri	genere
Coleotteri	famiglia
Megalotteri	famiglia
Odonati	famiglia
Ditteri	famiglia
Eterotteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia
Tricladi	famiglia
Irudinei	famiglia
Oligocheti	famiglia
	Altri taxa meno comuni
Megalotteri	famiglia
Planipenni	famiglia
Nematomorfi	famiglia
Briozoari	famiglia
Poriferi	famiglia

Tabella 2.2: Limiti obbligati per la definizione dell'Unità Sistematica (U.S.) secondo Ghetti (1986).

Tramite una tabella a doppia entrata (Tabella 2) che considera il numero di taxa raccolti (Unità Sistematiche) e la loro sensibilità all'inquinamento, viene calcolato il valore I.B.E. (Indice Biotico Esteso) a cui corrisponde una precisa Classe di Qualità (Tabella 3). Le Classi di Qualità sono 5, si passa da un ambiente non inquinato (Classe di Qualità I) a uno fortemente inquinato (Classe di Qualità V) attraverso tre stadi intermedi.

Tabella 2.3: Tabella per il calcolo del valore I.B.E., secondo Ghetti (1997)

Gruppi faunistici che determinano l'ingresso orizzontale in tabella (ingresso orizzontale in tabella)		Numero totale delle Unità Sistematiche (U.S.) costituenti la comunità (ingresso verticale in tabella)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-..
Plecotteri (<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 (tranne 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 (più Baetidae e Caenidae ^{oo})	Più di una U.S.	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	Una sola U.S.	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridi, Atiidi e Palemonidi	Tutte le U.S. sopra assenti	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Asellidae	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	--	--	--	--
Tutti i taxa precedenti assenti	Possono essere presenti organismi a respirazione aerea	0	1	--	--	--	--	--	--	--

Legenda:

^o: nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (tranne BAETIDAE o Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei tricoteri al fine dell'entrata orizzontale in tabella;

^{oo}: nelle comunità in cui sono assenti i Plecotteri (tranne eventualmente *Leuctra*) e fra gli Efemerotteri sono presenti solo Baetidae e Caenidae l'ingresso orizzontale in tabella avviene al 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 di nevai, acque ferme, zone deltizie, salmastre ecc.)

*: questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane. Si tratta in genere di ambienti ad elevata diversità, ma occorre evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa).

Classi di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio di qualità	Colore di riferimento
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 inquinato o comunque alterato	giallo
Classe IV	4 - 5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	arancione
Classe V	1 - 2 - 3	Ambiente eccezionalmente inquinato o alterato	rosso

Tabella 2.4: Tabella di conversione dei valori I.B.E. in classi di qualità con relativo giudizio e colore per la rappresentazione cartografica, secondo Ghetti (1986).

Per la raccolta di macroinvertebrati è necessario usare un retino immanicato con rete in nylon su telaio di alluminio (Ghetti, 1986). Nel caso di substrati sassosi l'imboccatura del retino deve essere posta controcorrente con il lato inferiore ben adattato al fondo, mentre a monte vengono smossi i ciottoli. Per il campionamento su substrati soffici e in acque lente il retino deve essere raschiato sulla superficie per raccogliere il sedimento. E' importante anche sollevare le pietre per esaminarle attentamente al di sotto in modo da rimuovere anche gli organismi più piccoli e più tenacemente ancorati. Per un buon campionamento è necessario anche lavare in una bacinella ripiena d'acqua, foglie, rametti, alghe filamentose e muschi.

In ciascuna stazione di prelievo questa procedura deve essere ripetuta più volte nelle zone a diversa velocità dell'acqua, diversa profondità e diverso substrato (ciottoli, massi, macrofite, sedimento fine) in modo da saggiare le varie nicchie ecologiche presenti.

Per ogni stazione devono anche essere rilevate particolari informazioni ambientali come il tipo di fondo, la portata, la turbolenza, la presenza di macrofite.

L'analisi dei campioni raccolti per la determinazione tassonomica deve essere effettuata in laboratorio usando un microscopio binoculare. L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) richiede livelli di determinazione diversa per i taxa considerati come è indicato nella Tabella 1. Per la classificazione degli animali sono disponibili varie guide per il riconoscimento dei macroinvertebrati (Sansoni, 1988; Campaioli et al., 1994; Campaioli et al., 1998).

Gli esemplari raccolti vengono conservati in provette di vetro con alcool a 70%, con l'indicazione del luogo e della data di raccolta.

Il materiale necessario per il campionamento e la determinazione degli animali è sintetizzato in tabella 2.5

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"><input type="checkbox"/> retino per la raccolta dei macroinvertebrati<input type="checkbox"/> stivali da pescatore<input type="checkbox"/> vaschetta in plastica bianca (40x30x15)<input type="checkbox"/> pinze da entomologo morbide con punta sottile<input type="checkbox"/> contenitori in plastica a bocca larga e tappo a vite ermetico<input type="checkbox"/> alcool al 70%<input type="checkbox"/> macchina fotografica per documentare la tipologia della stazione<input type="checkbox"/> microscopio binoculare<input type="checkbox"/> guide per il riconoscimento dei macroinvertebrati |
|--|

Tabella 2.5: materiale necessario per il campionamento e per l'attività di laboratorio

Gli esemplari raccolti per ciascuna stazione devono essere determinati arrivando al livello sistematico richiesto dall'Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Attraverso la Tabella 2 viene calcolato il valore I.B.E. e successivamente quest'ultimo viene convertito in classi di qualità a cui corrisponde un relativo giudizio sintetico e un colore per la rappresentazione in cartografia.

L'individuazione del numero e la collocazione geografica dei punti di campionamento dipende dalle caratteristiche del fiume stesso. E' necessario tenere conto dei principali fattori ambientali e antropici relativi alla zona oggetto di indagine come la posizione degli affluenti e la immissione di impianti di depurazione, la presenza/assenza di centri abitati, di attività lavorative idroinquinanti (comprese quelle agricole), di punti di captazione delle acque, di opere di ingegneria fluviale. A tale scopo è estremamente utile servirsi di carte topografiche e foto aeree del bacino imbrifero prima di effettuare i sopralluoghi in natura.

Considerazioni finali

Il controllo biologico delle acque basato sulla macrobentofauna fornisce, quindi, un giudizio sintetico sulla qualità complessiva dell'ambiente e ben si colloca a fianco dei controlli chimici e fisici. Il suo uso continuo nel tempo permette, inoltre, il controllo dell'efficacia degli interventi risanatori e valuta, nel contempo, le capacità autodepurative in tratti di corsi d'acqua soggetti a carichi inquinanti sia continui che transitori; infine è utile nel definire il valore naturale di un determinato ambiente per una politica di protezione e conservazione (Ghetti, 1986). L' E.B.I. può

essere utilizzato sia per una diagnosi di qualità a grande scala territoriale sia per il controllo di singole sezioni di corsi d'acqua; può anche essere utilizzato lungo l'asta fluviale per l'individuazione di scarichi abusivi, per l'analisi di impatto di scarichi autorizzati o di specifici inquinanti. Specialmente in quest'ultimo caso una esatta conoscenza della qualità delle acque superficiali permette di programmare la salvaguardia anche delle acque profonde dato lo stretto rapporto che si instaura tra alveo fluviale e falda idrica. Per la sua peculiarità il metodo biologico, a differenza di quello chimico, può valutare anche l'impatto di opere di artificializzazione (arginature, briglie, canalizzazioni) che, pur non comportando alcuno scarico e non modificando la composizione chimica dell'acqua, alterano altre componenti ambientali quali il profilo trasversale e longitudinale dell'alveo, l'illuminazione, l'ombreggiamento, la velocità della corrente, la profondità.

E' utile porre in risalto che il giudizio di qualità ambientale fornito dal metodo tutela la risorsa fluviale con l'obiettivo del mantenimento di un alto livello qualitativo della vita acquatica. Il criterio di valutazione biologica è quello di permettere un giudizio sul grado di allontanamento dalle risorse naturali del corso d'acqua; condizioni che rappresentano la migliore garanzia per la salvaguardia delle potenzialità della risorsa fluviale.

I macroinvertebrati bentonici non solo vengono usati di routine in tutti i laboratori che si occupano di analisi biologiche delle acque, ma costituiscono anche un utile argomento da utilizzare in esperienze di educazione ambientale.

La raccolta, l'osservazione e la classificazione dei macroinvertebrati acquatici permette infatti di raggiungere i seguenti obiettivi:

- Presentare gli esseri viventi collocati nell'ambiente in cui si nutrono e si riproducono
- Analizzare l'ambiente scelto (il fiume) in modo che emergano i primi concetti di base della biologia quali varietà degli ambienti, varietà delle specie, adattamento
- Individuare analogie e differenze morfologiche fra gli animali raccolti
- Sviluppare sensibilità e interesse verso la conoscenza e la tutela degli ambienti naturali presenti sul territorio
- Individuare le relazioni tra mondo fisico, mondo biologico e presenza dell'uomo in un ambiente

L'analisi dei macroinvertebrati di un corso d'acqua costituisce una buona attività di educazione ambientale anche perché si può realizzare in qualsiasi momento dell'anno e senza costi eccessivi. L'analisi dei macroinvertebrati potrà fare parte di un progetto più ampio che potrà avere come tema l'acqua vista sotto tutti i suoi aspetti fisici, chimici e biologici. I macroinvertebrati possono servire per trattare anche altri argomenti quali le catene alimentari, l'inquinamento da scarichi urbani, i vertebrati acquatici, le

piante associate alle rive, l'utilizzazione dell'acqua del torrente. Lo studio del fiume permette inoltre di coinvolgere, oltre alle scienze, anche altre aree disciplinari. Per esempio possono essere sviluppate riflessioni e discussioni partendo dall'osservazione della carta topografica della zona, può essere effettuata una ricerca dei documenti relativi alla storia del torrente oppure una ricerca sulle attività umane legate al fiume in oggetto.

2.4.2.2 Il metodo R.C.E

La prima elaborazione di un indice biologico, (R.C.E. *Riparian Channel and Environmental Inventory*) che classificasse lo stato ambientale delle fasce riparie e degli alvei, è stato ideato da un ecologo svedese dell'Università di Lund negli anni '80.

Il metodo presentava una scheda costituita da 16 domande, con 4 risposte predefinite per ognuna di esse ed un punteggio attribuito ad ogni singola caratteristica.

Questo nuovo modo di studiare i corsi d'acqua è stato sperimentato affiancandolo alle più usuali metodologie (analisi chimico - fisiche, microbiologiche, ecotossicologiche, I.B.E, ecc.) e, dopo molteplici applicazioni, è stata riconosciuta l'importanza che tale strumento poteva svolgere come modello di definizione della qualità ambientale dei fiumi.

L'applicazione dell'R.C.E di Peterson si è diffuso velocemente tra gli studiosi di idrobiologia; ne sono seguiti vari aggiornamenti e modifiche migliorative fino alla formulazione dell'R.C.E. II, adattato alla realtà italiana nel 1991 da Siligardi e due anni dopo, dallo stesso Siligardi in collaborazione con Maiolini.

In Italia la metodologia, inizialmente, è stata testata e applicata soprattutto nelle zone alpine e prealpine, per diffondersi, successivamente, anche nel resto della penisola; è nata così l'esigenza di un nuovo aggiornamento, pur mantenendone la struttura di base, in modo da adattare l'Indice alle caratteristiche morfo - ecologiche di tutti i corsi d'acqua italiani.

La stesura attuale è appunto l'I.F.F., il quale esprime il livello della funzionalità idrobiologica di un fiume.

(R.C.E. *Riparian Channel and Environmental Inventory*) Il lavoro di revisione è terminato nel novembre 2000 ed è stato presentato ufficialmente da parte dell'A.N.P.A (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente) ad un recente congresso (Dicembre 2000).

2.5 Le alghe come indicatori di qualità delle acque lotiche

Il fondo del letto del fiume influenza le condizioni fluviali con il rilascio o l'accumulo di materiali a causa del continuo rimescolamento. Esiste poca correlazione fra il flusso stagionale di composti chimici e le condizioni stagionali di produzione di plancton. La temperatura influenza invece fortemente il contenuto in plancton tanto da ridurlo, durante l'inverno, fino al 9% rispetto alla stagione calda (nel fiume Illinois, U.S.A.). Anche la quantità di irradiazione luminosa risulta essere un ulteriore fattore limitante. La luce viene spesso fortemente ridotta nei fiumi a causa della torbidità: particelle maggiori di 30 ppm riducono la penetrazione di luce quasi completamente tranne che per un sottile strato molto vicino alla superficie (Whipple *et alii*, 1948). Sebbene alcune alghe sopravvivano anche in fiumi molto fangosi, il fattore maggiormente limitante la sopravvivenza sembra essere la torbidità mentre l'estensione e la profondità del corso d'acqua influenzano minimamente la produzione algale. La velocità della corrente e la natura del fondo sono fattori che fortemente influenzano le alghe; per molti organismi piccoli, variazioni locali come la differenza di corrente fra il fondo e la sommità del corso d'acqua (la corrente è di solito minore sul fondo, intorno alle rocce e lungo le rive) risultano più importanti delle condizioni generali. Occorre quindi, per una corretta valutazione delle biocenosi algali considerare, insieme con le caratteristiche generali e macroscopiche dell'ambiente fluviale, anche i microhabitat che lo compongono. In effetti è proprio su tali microambienti che vengono effettuati i campionamenti ed una non sufficiente conoscenza di tali ambienti e delle loro popolazioni può portare ad errate valutazioni. In acque lotiche le alghe più caratteristiche sono quelle che presentano strutture atte ad ancorarle al substrato o che utilizzano particolari adattamenti come, ad esempio, imponenti secrezioni di gelatine nelle quali si trovano imbrigliate le cellule. Molte alghe si sviluppano in aree con corrente assente o debole per poi spostarsi in aree con corrente più intensa. Il corso d'acqua è soggetto a rilevanti fluttuazioni in quantità e distribuzione per quanto riguarda la sua composizione algale: la produzione planctonica sembra mostrare un ciclo della durata di 3-5 settimane. Di solito la maggior parte delle alghe è rappresentata da alghe verdi e blu verdi; le Diatomee mostrano una marcata predominanza per i mesi più caldi. Naturalmente con fiumi fortemente arricchiti in nutrienti certe specie di alghe presentano forte proliferazione (bloom); non risulta tuttavia chiaro perché taluni generi non risultino invece ugualmente stimolati.

La degradazione di un inquinante in un fiume avviene attraverso vari processi di ossidazione. Ad ogni stadio del processo il numero ed il tipo di microrganismi varia fino al raggiungimento di un ambiente disinquinato dove la componente biotica torna in qualche modo simile a quella rinvenibile a monte dell'inquinamento. La comunità algale rappresenta a questo

proposito, un gruppo importante nei processi depurativi. La variazione nella popolazione algale in punti diversi o sotto diverse condizioni di inquinamento costituisce uno degli indici che può essere applicato per determinare la presenza di inquinanti o per stimare il grado di recupero a seguito di una alterazione pregressa.

Le alghe blu-verdi e flagellate sono i gruppi più comuni dopo una contaminazione organica. Occorre fare una distinzione fra inquinanti organici di origine civile e industriale: questi ultimi differiscono da quelli di origine domestica nel fatto di essere composti principalmente di uno o più gruppi di composti organici o comunque di essere una miscela molto meno eterogenea rispetto a quelli civili. Si pensi ad esempio agli scarichi di un frantoio, di un mattatoio, di una segheria. Tutti gli inquinanti di tipo organico tendono a stimolare la crescita di taluni lieviti, batteri, muffe e protozoi ma sono probabilmente nocivi per le alghe; corsi d'acqua riceventi grandi quantità di tali rifiuti non presentano popolazioni algali funzionanti in maniera efficiente. Inquinanti industriali di tipo non organico tendono a produrre alta torbidità e variazioni del pH spesso sufficienti a distruggere la crescita algale. Alcuni insetticidi, erbicidi e fungicidi che pervengono nel corpo idrico non sempre distruggono le alghe, ma possono concentrarsi nel plancton ed influenzare altri organismi collocati più in alto nella rete alimentare. Alterazioni della temperatura del corso d'acqua ad opera degli impianti di raffreddamento di talune industrie creano un blocco termico lungo il fiume responsabile di fitocenosi alterate: alghe blu-verdi sono favorite dalle alte temperature, medie temperature incoraggiano le alghe verdi mentre temperature più basse risultano favorevoli alle diatomee.

Specialmente nel caso di rifiuti civili, alghe e batteri sono capaci di portare avanti il processo di autodepurazione del corpo idrico in particolar modo se si tratta di acque lotiche. Le alghe utilizzano i sali di azoto e fosforo come nutrienti e rilasciano ossigeno come prodotto della organizzazione del carbonio inorganico. Le acque soggette ad inquinamento di origine organica presentano un basso contenuto di ossigeno disciolto a causa dell'attività decompositiva dei batteri. L'ossigeno prodotto dalle alghe permette ai batteri di continuare a degradare gli scarichi; i prodotti che si formano includono nitrati e fosfati che fertilizzano ulteriormente le alghe.

Durante il processo depurativo il fiume può essere diviso in più zone. La zona di degradazione (polisaprobica) è posta immediatamente sotto la fonte di inquinamento; la maggior parte dell'inquinante qui non è ancora decomposto, alghe non tolleranti ed altri organismi non sono presenti, la concentrazione dell'ossigeno disciolto è molto vicina a od è zero. La zona che segue è quella di intensa degradazione (zona alfa-mesosaprobica) dove alghe e batteri sono presenti in gran numero. La terza zona è quella di recupero delle condizioni naturali (zona beta-mesosaprobica) dove l'acqua inizia ad essere chiara, le alghe sono presenti mentre i batteri sono fortemente ridotti

in numero e l'inquinante è alla ultima fase di degradazione. L'ultima zona (zona oligosaprobica) presenta acqua finalmente chiara, riappaiono quelle alghe che non tollerano inquinamenti mentre quelle più adattabili si riducono fortemente di numero. La tendenza generale è di avere Diatomee nelle acque più pulite, alghe blu-verdi e pigmentate con flagello nella prima parte nelle zone di intensa degradazione e decomposizione ed alghe verdi nelle zone con attiva decomposizione.

Per la valutazione di un corpo idrico mediante lo studio della fitocenosi algale il procedimento solitamente attuato prevede la raccolta di campioni secondo metodi standardizzati, gli organismi presenti vengono successivamente identificati (anche mediante l'utilizzo di apparecchiature ottiche adeguate) e ne viene stabilita la frequenza relativa. Possono essere considerati tutti i tipi algali, o ci si può limitare a pochi taxa od addirittura a pochi gruppi di individui. In alcuni casi gruppi particolari di alghe sono stati usati per indicare la qualità od il tipo di acqua. Alcuni laghi americani sono stati caratterizzati in termini di gruppi dominanti di fitoplancton (A. J. Brook, 1965). Talune associazioni di Diatomee sono state selezionate in qualità di indicatori di scarichi industriali. Cinque diverse specie algali sono comunemente utilizzate in Inghilterra come indicatrici del processo autodepurativo: *Stigeoclonium tenue* indica, ad esempio, la zona a più intensa degradazione mentre *Gomphonema parvulum* rivela la zona meno inquinata (R.W. Butcher, 1949).

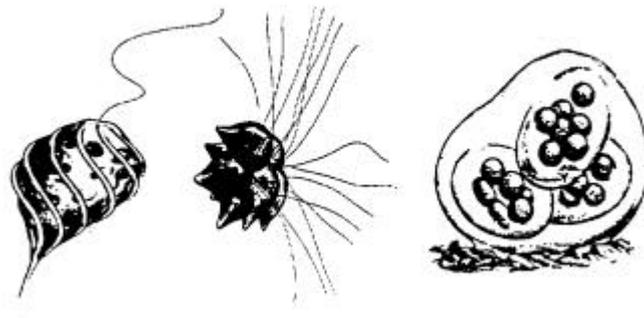


Fig. 2.4 Alcune delle alghe più comunemente usate per rilevare il grado di alterazione fluviale.

3 Le acque potabili

3.1 Introduzione

L'acqua naturale che viene utilizzata per l'approvvigionamento degli acquedotti cittadini, qualunque sia la sua provenienza, deve subire un trattamento di potabilizzazione, che ne renda la qualità compatibile con il consumo umano. Tali trattamenti vengono effettuati in impianti "ad hoc", che sono strutturati in varie fasi, secondo la complessità; questa è direttamente dipendente dal tipo di acqua che viene usata e quindi dalle sue caratteristiche "iniziali", a monte del trattamento.

In generale gli impianti possono essere alimentati con acque di falda (sorgenti e pozzi) o con acque superficiali (corsi d'acqua, laghi, bacini idrici).

3.2 Le acque di falda

Le captazioni di acque di falda prevedono l'uso di acque sotterranee, la cui qualità è spesso legata alla profondità della falda di scorrimento; in linea di massima le acque di questi approvvigionamenti non necessitano di trattamenti molto spinti, potendo contare su caratteristiche chimico-fisiche già buone anche a monte dei trattamenti. In alcuni casi, ad esempio le sorgenti con scaturigini montane, spesso è sufficiente una lieve disinfezione. In effetti, le caratteristiche di qualità necessarie dal punto di vista microbiologico sono quelle che più frequentemente possono venire meno per queste fonti (in conseguenza ad esempio di precipitazioni dilavanti il suolo che possono provocare aumento del grado di fecalizzazione delle acque). Per cui un procedimento, anche minimo, di disinfezione è praticamente obbligato nel caso di acque da avviare alle reti di distribuzione. Anche le acque che scaturiscono direttamente da pozzi in profondità nel sottosuolo di solito non presentano problemi di concentrazioni elevate di elementi tossici; è comunque ovviamente buona norma, prima di utilizzare pozzi, accertarsi del tipo di insediamenti industriali ed agrozootecnici delle zone circostanti, poiché i loro scarichi possono determinare l'arrivo di inquinanti alla falda (nitrati, solventi, metalli pesanti, composti organo-alogenati per fare qualche esempio).

Usualmente le acque di profondità possono porre due ordini di problemi principali: la presenza di quantità eccessive di ferro e manganese ed una durezza elevata (dovuta ad alte concentrazioni di ioni calcio e magnesio). Si tratta di elementi presenti naturalmente nelle acque e non derivati da attività umane, non nocivi per la salute ma che provocano problemi di natura organolettica ed incrostazioni a tubazioni ed elettrodomestici. Esistono ad ogni modo per entrambi i casi apposite

varianti impiantistiche: ferro e manganese vengono precipitati con permanganato di potassio, dopo aerazione, trattamento con un'ossidante (ad esempio cloro) e successiva filtrazione. La durezza viene diminuita tramite trattamenti di addolcimento (aggiunta di calce o bicarbonato di sodio) e precipitazione.

Un altro composto che può essere presente in concentrazioni troppo elevate nelle acque di pozzo è il nitrato, che può essere eliminato con resine a scambio anionico o con filtri biologici.

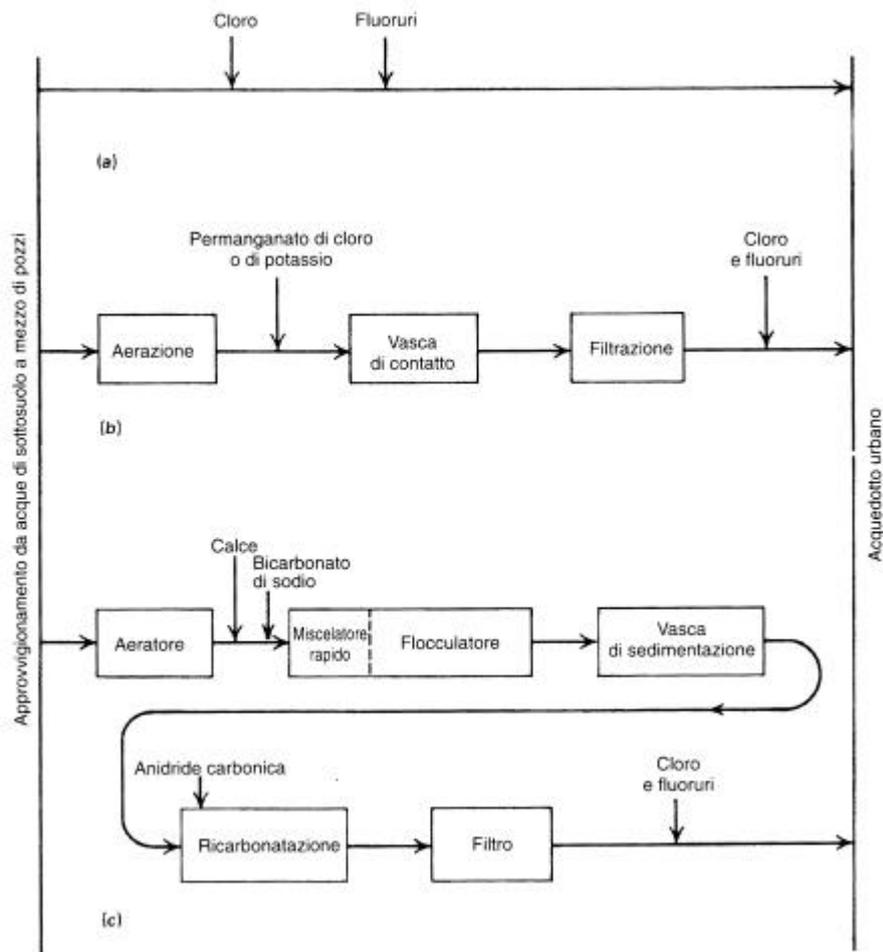


Fig. 3.1: schemi di trattamento di acque di falda

3.3 Le acque superficiali

Negli ultimi decenni l'aumento del fabbisogno di acqua destinata ad usi prevalentemente domestici è andato via via aumentando, soprattutto nei paesi industrializzati. Ciò ha fatto sì che le fonti di approvvigionamento teoricamente più protette (le acque di falda) non bastassero più. Per aumentare la portata di acqua distribuita spesso i gestori hanno dovuto fare ricorso a captazioni di acque superficiali, sia di fiumi sia di laghi, che se da un lato offrono grandi disponibilità in termini di quantità, dall'altro pongono non poche questioni da risolvere inerenti alla qualità. Infatti, queste risorse spesso presentano problemi di inquinamento notevoli, dovuti a scarichi industriali, che il sistema autodepurativo non è riuscito da solo ad abbattere, vista la persistenza di tali composti nell'ambiente. Tutto questo, nella pratica, costringe ad aumentare le fasi del trattamento, rendendo maggiori le possibilità che i reattivi dosati, reagendo con sostanze naturalmente già presenti nelle acque, possano dare origine a sottoprodotti, talvolta tossici per l'uomo e per l'ambiente acquatico in genere.

Inoltre anche le variazioni di portata sono caratteristiche di questi sistemi; infatti, nei periodi di intense precipitazioni si hanno aumenti della torbidità e delle sostanze organiche in arrivo agli impianti, mentre nelle stagioni di siccità diminuisce il potere di diluizione nei confronti degli inquinanti.

In seguito a ciò gli schemi di trattamento utilizzati per questo tipo di acque risultano più complessi.

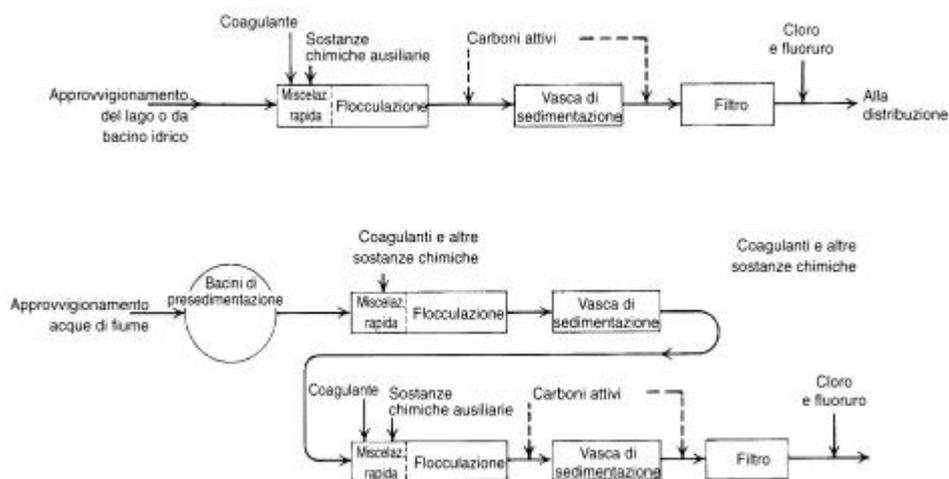


Fig. 3.2: schemi di trattamento di acque superficiali

3.3.1 Coagulazione e sedimentazione

Nelle filiere di trattamento per la potabilizzazione delle acque superficiali, la prima sezione che si incontra è quella di coagulazione e flocculazione. Nelle acque grezze in arrivo, talvolta solo leggermente pre-disinfettate (per aumentare il tempo di contatto e quindi l'effetto del disinfettante), vengono dosati reagenti in grado di formare dei fiocchi con i materiali già presenti. Il meccanismo chimico-fisico della coagulazione permette l'aggregazione di più fiocchi; in presenza di una lieve agitazione nella vasca di contatto e di una successiva fase di calma, tali fiocchi precipitano sul fondo di una vasca di sedimentazione. In tal modo le particelle più grandi vengono eliminate e l'acqua può essere più agevolmente filtrata. Con questo trattamento si possono ottenere significative riduzioni della torbidità, della carica batterica, del numero di alghe e del colore presenti in quantità notevoli nelle acque grezze superficiali. I reagenti più utilizzati sono solfato di alluminio e policloruro di alluminio (quali coagulanti) e polimeri sintetici, come l'acrilammide (come flocculanti). In vari casi, soprattutto per il trattamento di acque di fiume, con caratteristiche più variabili nel tempo, può essere impiegata anche una sezione di pre-sedimentazione, per eliminare i materiali più grossolani. Ovviamente tutti i prodotti che vengono utilizzati si possono ritrovare, come residui, nei fanghi estratti dal fondo dei sedimentatori, che dovranno per questo essere considerati come veri e propri rifiuti, da avviare a processi di recupero o di smaltimento.

Esistono svariati schemi di bacini di sedimentazione, in generale comunque l'acqua da trattare entra sul fondo del serbatoio, da qui il flusso di acqua chiarificata risale verso l'alto, dove sono poste le canalette di sfioro, mentre i flocculi che si formano ricadono verso il basso, a formare un deposito fangoso vero e proprio, da qui vengono poi asportati con l'ausilio di appositi strumenti raschiatori.

E' buona norma provare i dosaggi dei vari coagulanti e flocculanti prima in laboratorio che su scala reale. Tale operazione viene effettuata facendo uso dei cosiddetti "jar test", vale a dire una batteria di recipienti con agitatore meccanico in cui provare gli effetti dei vari reattivi sulle acque da trattare, dosandoli alle varie concentrazioni.

In alcuni casi si possono trovare delle varianti che permettono di accorpate in una sola unità i trattamenti di chiarificazione e flocculazione, dosando i flocculanti direttamente nel flusso di ingresso del bacino, che avviene al centro della vasca: in tal modo la formazione di uno strato fangoso è favorito dall'accumulo progressivo delle particelle sedimentate.

3.3.2 Filtrazione

Una fase estremamente importante dei processi di potabilizzazione, in particolare delle acque superficiali, è costituita dalla filtrazione. Normalmente la portata di acque già trattate nelle tappe precedenti arriva alle batterie filtranti per gravità (consentendo notevoli risparmi energetici), ma per impianti di dimensioni piccole e medie (con meno spazi a disposizione) l'afflusso ai filtri può essere in pressione. L'applicazione più semplice (e più antica) consiste nel far passare il flusso di acqua dall'alto al basso in grosse vasche, riempite con sabbia di varia granulometria. Tale processo prende il nome di filtrazione lenta, poiché sulla superficie del filtro si forma la cosiddetta "pelle del filtro", vale a dire una vera e propria pellicola biologica che assume le caratteristiche di un tappeto filtrante. La granulometria delle sabbie può variare, a seconda della fase del processo, solitamente negli impianti di maggiori dimensioni le vasche con sabbie fini sono precedute da "sgrossatori" con ghiaia o addirittura pietrisco. Ovviamente con il passare del tempo si ha un possibile intasamento dei letti filtranti e quindi un aumento della perdita di carico, con diminuzione dell'efficienza. Per prevenire questi problemi si provvede a "controlavaggi" dei filtri, con insufflazione di aria dal basso verso l'alto: in tal modo si provoca un rimescolamento dei materiali filtranti e la fuoriuscita delle impurità accumulate mediante le acque di "controlavaggio".

Come detto per portate minori sono utilizzati anche filtri a pressione, in cui l'acqua viene pompata. Il meccanismo di funzionamento è simile a quello dei filtri a gravità. I letti filtranti, costituiti da strati di sabbia ed antracite, sono racchiusi in contenitori di dimensioni varie, a seconda dei volumi di acqua da trattare. Anche in questo caso si deve, con frequenze variabili, fare ricorso ad operazioni di "controlavaggio", per evitare l'intasamento delle batterie filtranti.

Esistono poi vari tipi di filtri, utili per trattare portate minori o tipologie di captazioni particolari, ad esempio quelli in "farina fossile", oppure i microfiltri. Solitamente il flusso da trattare passa all'interno di cartucce la cui parete è costituita dal materiale filtrante.

Talvolta a valle di un trattamento di filtrazione a sabbia può essere prevista una fase di filtrazione su carbone attivo, che consente la rimozione di una serie piuttosto ampia di sostanze inquinanti, dal cloro, ai sottoprodotti di disinfezione (ad esempio i THM), ai diserbanti e pesticidi, a gusti ed odori che compromettono le caratteristiche organolettiche delle acque. I carboni attivi in letti devono essere spesso rigenerati, per ottenere un funzionamento adeguato, questo porta a costi assai elevati. Oltre all'uso del carbone granulare, un'ulteriore applicazione consiste nel dosare carbone attivo in polvere direttamente nel flusso da depurare, immettendolo prima o dopo una delle varie fasi del trattamento.

Sempre maggiore importanza a livello applicativo vanno riscontrando le tecniche di filtrazione su membrana. In tal modo l'acqua da trattare viene spinta attraverso filtri a membrana che permettono micro-, ultra e nanofiltrazione; in tal modo vengono asportate dal flusso particelle fino alle dimensioni dei nanometri (inclusi anche gli agenti patogeni batterici e virali). Tale tecnica si spinge fino al limite del "trattenimento" con l'osmosi inversa, utilizzata anche per la desalinizzazione delle acque. Si tratta di tecniche per il momento abbastanza costose per essere utilizzate su larga scala negli impianti, ma la cui applicazione pare possibile in un non lontano futuro.

Tra i sistemi di eliminazione di sostanze ioniche non desiderabili vanno inoltre ricordate le resine a scambio ionico, utilizzabili ad esempio per la rimozione dei nitrati o anche per l'addolcimento delle acque dure.

3.3.3 Disinfezione

Una tappa fondamentale nella filiera di potabilizzazione è costituita dalla disinfezione. In effetti, praticamente qualunque tipo di approvvigionamento idrico da inviare ad una rete di distribuzione, subisce un trattamento, anche blando, di disinfezione. Ciò allo scopo di evitare la proliferazione batterica, in particolare ovviamente delle specie patogene. Quello della disinfezione è tuttavia un momento piuttosto delicato, poiché il disinfettante che si immette, reagendo con sostanze già presenti nelle acque grezze, può dare origine ai cosiddetti "sottoprodotti di disinfezione", che in molti casi sono provati tossici per l'organismo umano.

Il disinfettante più utilizzato risulta ancora l'ipoclorito di sodio, che presenta varie caratteristiche d'uso favorevoli: la manipolazione del prodotto è relativamente semplice, così come il dosaggio nell'acqua da trattare. Il potere di disinfezione, cioè la capacità di disattivare i diversi tipi di microrganismi, si può definire medio, in relazione ad altri tipi di disinfettanti. Va aggiunto che per eliminare alcuni tipi di possibili patogeni (protozoi, clostridi solfito-riduttori, virus) le concentrazioni richieste sono piuttosto elevate, a parità di tempo di contatto, rispetto agli altri agenti ossidanti.

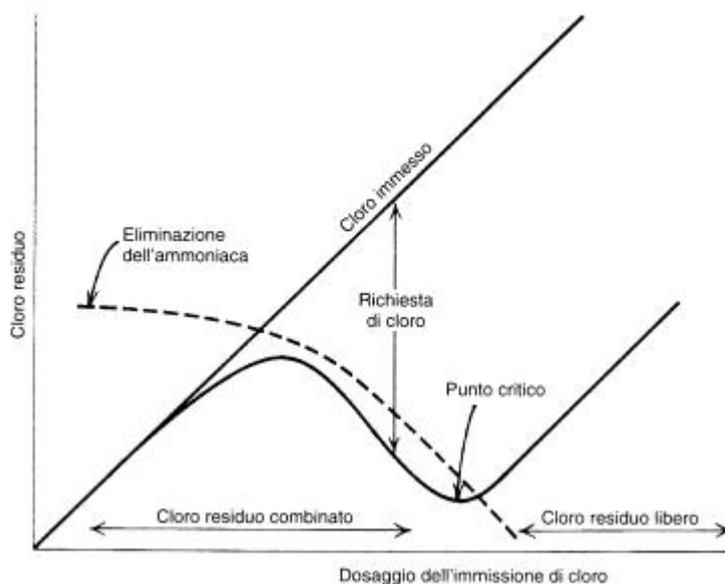


Fig. 3.3: curva della clorazione con “break-point”

Solitamente l'efficacia di un disinfettante viene misurata da una costante, definita dal prodotto tra la concentrazione dello stesso ed il tempo di contatto con l'acqua da trattare; quindi per mantenere inalterato il potere battericida è opportuno agire su questi due fattori.

Controindicazione principale riguardo all'uso dell'ipoclorito è costituita dal fatto che, reagendo con alcune sostanze organiche naturali, abbondantemente presenti nelle acque superficiali, soprattutto acidi umici e fulvici, esso provoca la formazione di composti organo alogenati, in particolare i cosiddetti THM (trialometani: cloroformio, bromoformio, diclorobromometano, clorodibromometano), classe di composti di cui è dimostrata la cancerogenicità già a concentrazioni di varie decine di $\mu\text{g/l}$.

Medesimo problema si pone con l'utilizzo del cloro in forma gassosa, che è raro anche per via della manipolazione più difficile, trattandosi di un prodotto gassoso.

Negli ultimi 10 – 15 anni i gestori di acquedotti hanno cominciato ad utilizzare con frequenza un altro tipo di disinfettante: il biossido di cloro. Tra i principali aspetti positivi di questo prodotto va annoverato un potere ossidante maggiore dell'ipoclorito ed il fatto che non si formino dopo il trattamento i trialometani. D'altronde è però accertata la formazione di altri due composti potenzialmente tossici, vale a dire clorati e cloriti (questi ultimi appaiono tra i parametri chimici regolamentati dal nuovo Decreto Legislativo 31/2001). In pratica si riproporrebbe in qualche modo lo stesso problema dovuto all'ipoclorito, anche se in forma diversa. Inoltre è stata provata una sostanziale modifica dei caratteri organolettici nelle acque sottoposte a dosaggio di biossido di

cloro. Aspetto svantaggioso nell'impiego di tale composto è dovuto principalmente al fatto che deve essere prodotto "in loco", sul luogo dell'uso, facendo reagire acido cloridrico e clorito di sodio, ad esempio, operazione che se non condotta correttamente può dare luogo anche ad esplosioni.

Altro prodotto utilizzato per la disinfezione delle acque è l'ozono, che è un ossidante in generale più forte delle sostanze a base di cloro. Anche in questo caso però esistono delle oggettive limitazioni al suo uso: la molecola deve essere prodotta "in loco", in appositi impianti (mediante scariche elettriche su aria secca) e quindi si adotta per impianti di dimensioni piuttosto grandi. Inoltre anche l'ozono non è esente dalla formazione di sottoprodotti potenzialmente dannosi per la salute, in particolare aldeidi e chetoni e, in presenza di bromuri, bromoderivati organici.

Ultimamente sono state portate a termine parecchie prove sperimentali per l'introduzione su vasta scala dell'acido peracetico quale disinfettante per acque destinate al consumo umano. Tale prodotto unirebbe una relativa semplicità d'uso con la probabile assenza di sottoprodotti tossici. I dati in questione sono comunque ancora in via di conferma.

Esiste poi un ulteriore tipo di trattamento, di tipo chimico-fisico: i raggi ultravioletti. L'applicazione di questa tecnologia alle acque potabili provoca la destabilizzazione della struttura degli acidi nucleici della cellula. Ciò permette di "disattivare" anche le cellule appartenenti alle specie patogene. I raggi UV vengono irradiati tramite appositi impianti forniti di lampade al quarzo. Il problema principale nell'utilizzo di questo sistema consiste nel cosiddetto fenomeno della "fotoriattivazione": in pratica, grazie a meccanismi di riparazione cellulare, una parte delle cellule danneggiate sarebbero in grado di ripristinare la struttura degli acidi nucleici e quindi tornare potenzialmente patogene una volta subentrate nella rete di distribuzione.

Come visto esistono una varietà di tipologie di trattamenti a scopo di disinfezione, differenti a seconda dei prodotti o delle molecole adoperati, del potere ossidante, del punto di applicazione a livello della filiera di potabilizzazione. Tutti questi schemi presentano vantaggi e svantaggi che vanno verificati "puntualmente" nel momento della scelta dell'applicazione.

Resta fuor di dubbio che il miglior trattamento per acque destinate al consumo umano sarebbe il "non trattamento", poiché quello che viene dosato nelle acque si ripresenta nella maggior parte dei casi in "qualche modo" nelle acque trattate. Tuttavia tale prospettiva risulta allo stato attuale praticamente utopica, risultando compromesse da inquinanti di vario genere non solo le più esposte acque superficiali, ma anche quelle di profondità, ritenute fino a pochi decenni fa le più sicure. E' quindi alla fine obbligatorio un trattamento minimo nel migliore dei casi (disinfezione).

Da questo punto di vista una prospettiva piuttosto interessante potrebbe trovarsi nelle applicazioni delle “filtrazioni assolute”, che consentirebbero l’eliminazione di agenti patogeni biologici e di inquinanti chimici, teoricamente senza "aggiunte".

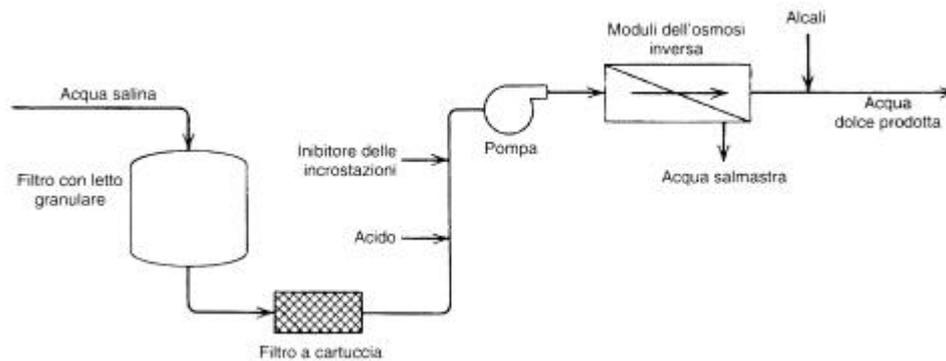


Fig. 3.4: schema di impianto ad osmosi inversa

Tipo di trattamento	Rimozione batterica primaria	Disinfezione secondaria	Ferro e Manganese	Sapore e Odore	Colore	Torbidità	Durezza	Sottoprodotti di disinfezione
Cloro	x	x	x	x	x			
Ozono	x		x	x	x			
Raggi UV	x							
Potassio permanganato			x	x	x			
Coagulazione/ Filtrazione	x		x		x	x		x
Addolcimento con calce			x				x	
Filtrazione lenta	x					x		
Microfiltrazione	x					x		
Ultrafiltrazione	x					x		
Nanofiltrazione	x				x	x	x	x
Osmosi inversa	x		x		x	x	x	x
Carbone attivo				x				x
Scambio ionico							x	

Nella tabella soprastante sono riassunti i principali tipi di trattamento applicabili per alcuni degli inquinanti o degli elementi non compatibili con acque destinate al consumo umano (con “x” sono segnati i trattamenti utilizzabili).

3.3.4 Residui di potabilizzazione

I trattamenti delle acque potabili, soprattutto quelli più spinti, originano notevoli quantità di residui, derivanti dalle varie fasi della filiera. Si possono citare i residui delle coagulazioni chimiche, i precipitati della decalcificazione, le acque di controlavaggio dei filtri, i solidi depositati nelle vasche di sedimentazione, gli ossidi prodotti dalla rimozione di ferro e manganese, le acque di concentrazione delle separazioni con membrana. I rifiuti così originati devono ovviamente essere smaltiti. Nella maggioranza dei casi i residui di sedimentazione e le acque di controlavaggio (le tipologie che sono prodotte in quantità maggiori) vengono raccolti in bacini di decantazione, eventualmente trattati con polimeri, per ottenere un migliore addensamento dei solidi sospesi.

Le acque di sfioro originate durante le fasi di graduale ispessimento dei residui di potabilizzazione vengono in gran parte riciclate all'inizio dell'impianto, dove subiranno i trattamenti comuni alle acque grezze.

Quindi la parte ispessita può essere trattata in compattatori ed ulteriormente sottoposta a disidratazione meccanica, analogamente a ciò che avviene per i fanghi residui di depurazione. In tal modo, dopo passaggio ad una filtropressa o a una centrifuga, si origina una certa quantità di fanghi residui da smaltire.

A differenza di quello che avviene per la depurazione, questi fanghi non sono adatti allo smaltimento in agricoltura, poiché hanno contenuti di sostanze organiche e di nutrienti troppo ridotti. Perciò di solito la strada che viene seguita è quella dello smaltimento in discarica. Talvolta negli ultimi anni si è potuto utilizzare il fango residuo di grossi impianti, reimpiegandolo in alcuni settori dell'industria delle costruzioni, come materiale di miscela opportunamente "inertizzato". Quando possibile è opportuno anche il riciclaggio delle sostanze chimiche residue dei trattamenti.

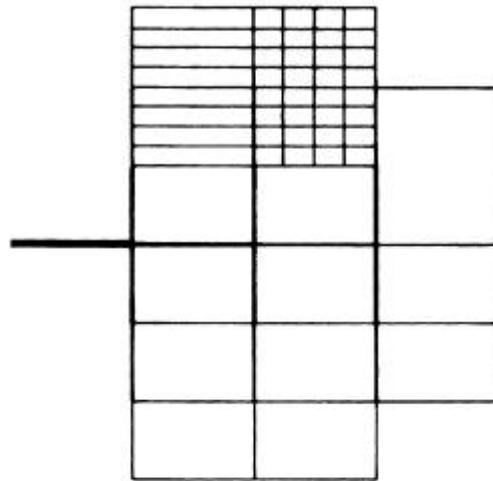
4 Le reti di distribuzione

4.1 Acque potabili

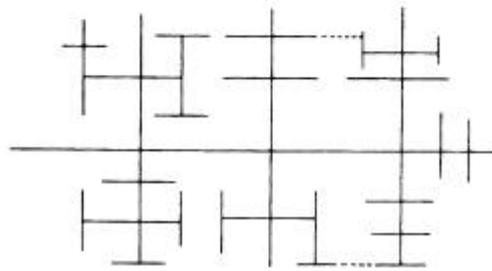
L'acqua che viene prodotta negli impianti di potabilizzazione è condotta alle utenze per mezzo di una rete distributiva, composta oltre che da tubazioni di vario diametro, anche da bacini idrici, depositi, stazioni di pompaggio, linee di servizio per gli allacciamenti alle singole utenze.

Esistono vari tipi di reti distributive, attualmente le più diffuse sono quelle ad anello e quelle ramificate. Le prime sono da preferirsi poiché le condutture principali, quelle di diametro maggiore, formano una trama continua con quelle secondarie, che portano l'acqua alle utenze collegate. In tal modo, in caso di messa fuori servizio di una parte della rete le altre, ad essa collegate, non restano isolate. Nelle reti ramificate le diramazioni secondarie si dipartono dal tubo principale; in questo schema però, oltre ai problemi che si hanno in caso di chiusura della linea principale, vengono a crearsi dei rami ciechi, i cosiddetti "fondo rete", in cui spesso l'acqua non scorre in continuo, per cui si possono verificare ristagni, con peggioramento della qualità e formazione di cattivi odori. Tali situazioni richiedono manutenzioni e pulizie frequenti, tramite risciacqui e scarichi.

In caso di rete distribuita su più piani altimetrici, l'installazione di schemi ad anello è resa difficile dalle differenze di pressione richieste, che non dovrebbero essere superiori a circa 35 metri di prevalenza.



(a)



(b)

Figura 4.1: tipologie di reti distributive: (a) rete a maglie; (b) rete ramificata.

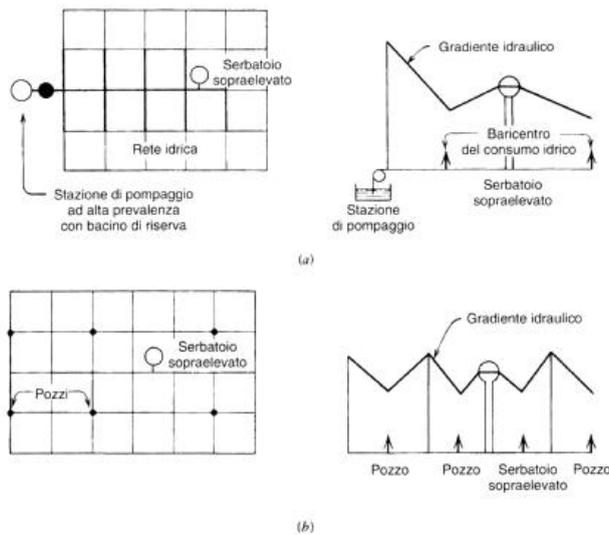


Figura 4.2: schemi di sistemi di distribuzione (con pompaggio e serbatoio, con pozzi in collegamento diretto)

Per le derivazioni all'utenza vengono di solito impiegati tubi con diametri ridotti (20 mm.), di solito fatti in acciaio zincato, materiali plastici, ghisa o piombo (le tubazioni in piombo verranno gradualmente sostituite, poiché il nuovo Decreto Legislativo 31/2001 abbassa sensibilmente le concentrazioni massime ammissibili di tale elemento nelle acque distribuite, inoltre, soprattutto in presenza di acque "aggressive", esiste un pericolo di rilasci di questo metallo).

La pressione richiesta per superare il dislivello tra scantinati e piani superiori viene calcolata intorno ai 70 Kpa (7 m); ne deriva che solitamente le utenze residenziali dovrebbero avere tubature con pressioni di circa 280 Kpa, per garantire il superamento dei dislivelli tra piani ed il servizio a più apparecchiature domestiche (la normativa richiede una pressione minima di 5 metri al tetto dell'utenza, garantendo una portata minima di 0.1 l/sec.).

Le condotte utilizzate per le reti di distribuzione dell'acqua potabile comunemente sono in ghisa malleabile, materie plastiche e vetroresina, cemento-amianto, calcestruzzo ed acciaio. Le tubazioni devono possedere proprietà particolari: resistenza alla flessione, alle alte pressioni idriche, agli urti, subiti soprattutto durante l'installazione, alle alterazioni che possono essere provocate dall'aggressione chimica e biologica del suolo o di acque sotterranee.

L'acciaio dolce, detto comunemente ferro, presenta caratteristiche di resistenza ed elasticità particolari ma può essere soggetto a corrosione da agenti chimici o biologici. L'acciaio vero e proprio viene usato con frequenza in particolare da quando vengono adottate le protezioni catodiche contro la corrosione.

Tale caratteristica di resistenza è invece tipica dei materiali plastici, quali polivinilcloruro (PVC) e polietilene (PE), quest'ultimo più elastico. Al contrario del ferro è minore la resistenza ai colpi d'ariete. La superficie dei tubi in materiali plastici è molto liscia e quindi ha anche il vantaggio di non offrire attriti al flusso dell'acqua.

Le tubature in ghisa devono solitamente essere protette da un rivestimento interno (di solito malta cementizia), che scongiuri il pericolo di formazione di tubercoli e biofilm. L'uso del cemento-amianto è oggi vietato per via della dimostrata cancerogenicità di questo materiale.

La messa in posa delle condotte viene di solito effettuata interrando in trincea, a profondità che non dovrebbero mai essere inferiori a 1 – 1.2 metri, per assicurare adeguata protezione termica e meccanica. Solitamente le tubazioni vengono posate seguendo il profilo stradale (dove possibile). Le condutture devono essere poste a quote superiori a quelle della falda freatica e, tassativamente, al di sopra di quelle della rete fognaria.

Una rete idrica, oltre alle condotte, è costituita anche da una serie di altri manufatti, tra cui si possono ricordare i pozzetti di manovra, che contengono valvole e saracinesche per gli interventi;

pozzetti di scarico, per la pulizia periodica delle tubazioni; pozzetti di sfiato, che permettono la fuoriuscita dell'aria che può creare "sacche" nei tubi; pozzetti di interruzione, per interrompere eventuali dislivelli e quindi le pressioni di flusso; pozzetti partitori, per ripartire le portate.

Le acque provenienti dagli impianti di trattamento vengono inviate alle reti distributrici anche mediante una serie di opere di adduzione. Raramente vengono utilizzati canali a pelo libero, mentre più diffuse sono le condotte in pressione. Queste ultime possono utilizzare la forza di gravità, per spingere le acque a vari livelli piezometrici, oppure la forza centrifuga derivante da pompe. In quest'ultimo caso si parla di stazioni di pompaggio, solitamente costituite da una vasca di carico e da una o più pompe di sollevamento (di cui almeno una ha funzione di riserva).

All'interno delle reti idriche assumono particolare rilievo i serbatoi; strutture che svolgono funzione di accumulo delle acque durante le ore di minore consumo e quindi fanno da volano per l'intera rete durante quelle di maggiore consumo.; inoltre in periodi di scarsità di risorse costituiscono una riserva importante. Quando possibile è utile costruire i serbatoi in zone collinari, per sfruttare in tal modo il livello piezometrico. I serbatoi per lo più possono essere interrati, seminterrati, pensili (torri piezometriche), in galleria; devono essere costituiti di materiali non deteriorabili (di solito calcestruzzo), coperti per la protezione dalla luce e da agenti inquinanti vari, isolati termicamente. I serbatoi di grandi dimensioni sono preferibili per la maggiore elasticità e sicurezza del servizio, tuttavia possono porre maggiori problemi di origine igienico – sanitaria.

Un aspetto assai importante nella gestione delle reti idriche è quello relativo alle perdite. Si calcola che in Italia la percentuale dell'acqua immessa dagli impianti e persa durante il corso della distribuzione si aggira intorno al 28 – 30%. Tale valore deve necessariamente essere diminuito, ma spesso ciò si può fare solo attraverso un controllo capillare delle tubazioni, che pochi gestori possono effettuare.

Una volta concluso il suo percorso dall'impianto di trattamento alle reti, l'acqua potabile deve essere consegnata alle utenze. Nel nostro paese la normativa impone ormai il collegamento diretto all'acquedotto, con registrazione di consumi per ogni utenza tramite un contatore individuale. In tal modo viene contabilizzata soltanto la portata realmente consumata e, almeno a questo livello, non ci sono sprechi. Questo tipo di soluzione è in generale raccomandabile anche dal punto di vista della qualità dell'acqua che arriva al rubinetto. L'interposizione tra la condotta dell'acquedotto e quella privata dell'utenza di serbatoi e autoclavi (come avviene in molti vecchi impianti interni) è solitamente apportatrice di peggioramenti nella qualità chimica e soprattutto batteriologica delle acque. Infatti la presenza di vasche di raccolta costituisce spesso un "focolaio" di riproduzione batterica, in particolare se pulizia e manutenzione delle stesse non vengono eseguite con opportune frequenze. E' stato stimato che le cause di peggioramento della qualità dell'acqua al

rubinetto dell'utenza sono in rapporto di 10 a 1 negli impianti interni privati a fronte delle reti di distribuzione degli acquedotti. Molto spesso la qualità delle acque fornite dagli impianti di potabilizzazione diminuisce lungo le reti di distribuzione, fino ad assumere l'aspetto peggiore proprio in corrispondenza dei punti di utenza; usualmente non esistono problemi di carattere igienico-sanitario (a questo riguardo i parametri più a rischio sono torbidità, ferro ed indici di inquinamento microbiologico), bensì di tipo organolettico, venendo meno alcune delle caratteristiche del prodotto fornito dagli acquedotti. Motivo principale di tale deterioramento è la corrosione che può avvenire nelle tubazioni e che può essere dovuta a varie cause, prevalentemente elettrochimiche, microbiologiche e fisiche. Come già riportato sono innanzi tutto i materiali di costruzione che determinano alcuni fenomeni di corrosione (ad esempio il rilascio dei metalli per condotte di piombo o rame, che può avvenire anche dalle saldature dei giunti); a tal proposito si ovvia, per i tubi in ferro zincato, con la protezione catodica, in cui un metallo (in questo caso lo zinco) funziona da protezione per l'altro (il ferro) in caso di corrosione elettrochimica.

In sintesi, si può dire che sono vari i parametri chimici e fisici che determinano il grado e la velocità di corrosione e che si influenzano reciprocamente nel fenomeno. Tra questi si possono citare pH, ossigeno disciolto, anidride carbonica, cloruri, nitrati, solfati, temperatura; grandezze di cui gli incrementi di valore o di concentrazione, in generale, aumentano la velocità di corrosione. Al contrario alcalinità e durezza svolgono in linea di massima un'azione protettiva (anche se contribuiscono decisamente ad aumentare l'aggressività dell'acqua ed alla formazione di incrostazioni calcaree, la cui intensità si può valutare attraverso alcuni indici, il più noto dei quali è quello di Langelier).

Un ulteriore aspetto di rilievo è costituito dalla degradazione di tipo biologico. I trattamenti di potabilizzazione non sono ovviamente in grado di azzerare totalmente le cariche microbiche di un'acqua distribuita; inoltre i fenomeni di ricrescita batterica avvengono proprio a livello delle reti idriche. In generale la formazione di biofilm di spessori anche rilevanti sulle tubazioni, indipendentemente dai materiali di costituzione, avviene come una vera e propria colonizzazione di un "habitat", con una successione di fasi ecologiche. Quantità anche minime di sostanza organica (in forma di carbonio organico assimilabile) rendono possibile lo sviluppo di popolazioni batteriche, che, per mezzo di varie strutture esocellulari, aderiscono alle pareti interne delle tubazioni. I batteri cominciano a produrre sostanze polimeriche extracellulari (EPS) ed in tal modo si forma una patina gelatinosa attorno al lume del tubo. Questo strato costituisce un ulteriore substrato per lo sviluppo di altre forme batteriche e di altri organismi superiori (ad esempio funghi, alghe e protozoi che sono in grado di penetrare negli impianti attraverso meccanismi di resistenza alla disinfezione). A questo punto il biofilm è diventato un vero e proprio "biofouling", con possibilità di alterazioni notevoli a

carico dei materiali di cui è fatta la condotta e con un ovvio restringimento del lume del tubo. Inoltre in tratti di rete terminali, dove possono verificarsi ristagni e variazioni di portata, lo strato adeso può staccarsi frequentemente, causando un peggioramento delle qualità organolettiche delle acque all'utenza. Va sottolineato che questo fenomeno può avere anche implicazioni igienico-sanitarie, nel caso in cui all'interno del biofilm avvenga una crescita di organismi patogeni (evento comunque per la verità piuttosto improbabile, trattandosi normalmente di specie che non si adattano molto bene all'ambiente della rete acquedottistica).

4.2 Fognature

Il sistema fognario è costituito dall'insieme di manufatti ed impianti che raccolgono e trasportano acque reflue e meteoriche. Le prime vengono inviate dalla rete fognaria agli impianti di depurazione, le seconde vengono drenate dai bacini di caduta e riversate nei corpi idrici recettori.

I sistemi di raccolta delle fognature sono di solito misti o separati. Nel primo caso acque "nere" ed acque di pioggia confluiscono insieme, con le naturali variazioni di portata dovute agli eventi meteorici. Le fognature di questo tipo devono comprendere delle opere di "sfioro", vale a dire strutture che consentano di "by-passare" gli impianti di depurazione se le precipitazioni fossero troppo abbondanti, con conseguente affluenza di portate molto elevate ai depuratori.

Nel caso di sistemi separati la gestione degli impianti di trattamento è senz'altro facilitata, poiché giungono ad essi dalla fognatura i carichi reali dovuti alle acque nere, con portate normalmente più costanti. Anche in questo caso comunque le acque meteoriche dovrebbero essere inviate a trattamenti, anche parziali, prima dello scarico nei corpi idrici, contenendo concentrazioni varie di inquinanti, derivati da dilavamenti eventuali di piazzali, strade, tetti, ecc.

Il dimensionamento di una rete fognaria è operazione di una certa complessità, dipendendo da una serie di fattori, tra cui si possono citare i più rilevanti, come estensione e tipologia dell'area reale drenata, per la parte meteorica, o entità di portata e concentrazione da insediamenti civili ed industriali, per la parte delle acque reflue.

La rete fognaria consta di una serie di ramificazioni che si dipartono dalle utenze, per le acque reflue, e dalle aree drenate per le acque meteoriche. I condotti allacciati, di diametro minore, confluiscono nei collettori principali, di diametri maggiori, che portano le acque ai rispettivi recapiti finali. La velocità del flusso deve essere considerata nel dimensionamento delle tubazioni della fognatura, poiché velocità troppo basse favoriscono la sedimentazione dei residui sospesi nelle acque nere. Il profilo della rete fognaria è dipendente dal tipo di condotte (a pressione o a gravità) e

dai manufatti necessari. Tutti i materiali utilizzati devono ovviamente essere estremamente resistenti alla corrosione, di tipo chimico, biologico e fisico, vista l'origine dei liquami e le loro caratteristiche di setticidità. Inoltre devono essere impermeabili alle infiltrazioni dall'esterno ed alle eventuali fuoriuscite di liquami. Come già ricordato è buona norma costruire le reti della fognatura al di sotto di quelle delle acque potabili.

I tratti di fognatura in pressione sono asserviti a stazioni di sollevamento, dotate di pompe. Tali accessori sono necessari per superare i dislivelli lungo il percorso di arrivo ai depuratori o agli scarichi.

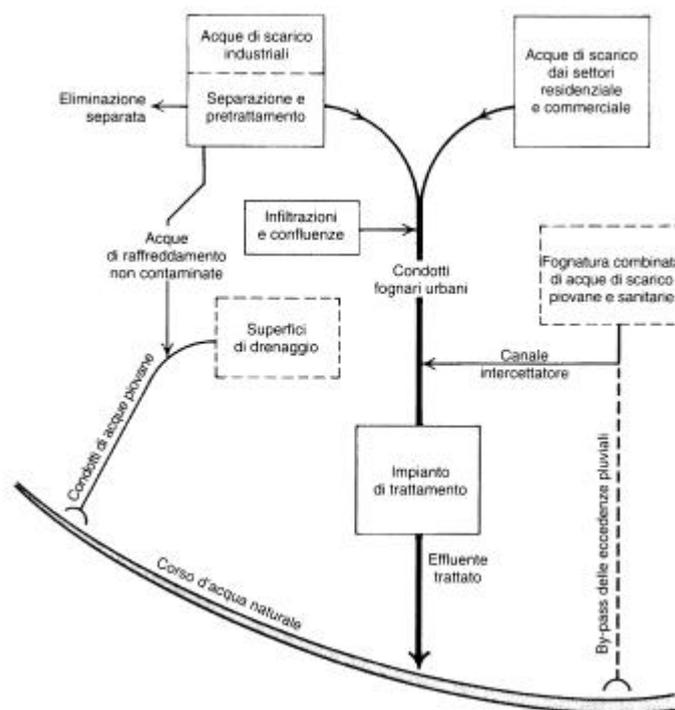


Figura 4.3: schema di fognature e scarichi municipali

La maggior parte delle condotte fognarie è comunque a gravità. Solitamente le tubazioni sono sotterranee, per evidenti motivi igienici; fatte con una pendenza tale da evitare la sedimentazione dei materiali di maggiori dimensioni. La velocità del flusso dovrebbe essere compresa tra 0.5 e 4 m/sec., per impedire la sedimentazione da un lato e l'erosione delle tubazioni dall'altro. Lo schema generale della fognatura comprende inoltre i sifoni ("selle" per superare la presenza di corsi d'acqua che incrociano le condotte) ed i tombini (per l'ispezione e la manutenzione).

Il processo di corrosione che di solito può avvenire nelle tubazioni fognarie consiste in una prima fase di decomposizione batterica anaerobica, che avviene sul fondo, con produzione di acido

solfidrico; sulla volta dei tubi invece spesso l'ambiente è aerobico (normalmente non vi scorre liquame) e l'acido solfidrico si trasforma in acido solforico; questo composto aggredisce le pareti delle condutture.

Anche in ragione di ciò, una delle caratteristiche ricercate nei materiali di costruzione delle reti fognarie è la resistenza alla corrosione; inoltre altre proprietà richieste sono la resistenza alle sollecitazioni meccaniche (in particolare per scongiurare eventuali rotture al momento della posa in opera) e resistenza all'abrasione interna. Esistono vari materiali utilizzati a questo scopo: calcestruzzo e cemento armato, fibrocemento, gres, ghisa, acciaio, materiali plastici polimerici (PVC e polietilene); ognuno possiede vantaggi e svantaggi peculiari; per la scelta è opportuno valutare caso per caso, a seconda dei bisogni specifici.

Nella gestione delle reti fognarie risulta naturalmente fondamentale il controllo degli scarichi ad esse afferenti, soprattutto per prevenire eventuali disfunzioni agli impianti di trattamento. In particolare in caso di scarichi da insediamenti industriali, anche di modeste entità, si rende utile un monitoraggio di portate e concentrazioni dei reflui. Usualmente vengono approntate norme da parte dei Comuni o degli Enti gestori che regolano gli allacciamenti in fognatura; tali atti possono prendere spunto dalla legislazione nazionale (o comunitaria) e prevedere opportuni accorgimenti a livello locale. Gli scarichi da insediamenti industriali dovrebbero essere veicolati in apposite reti separate, in maniera da essere convogliati a trattamenti che siano in grado di ridurre i carichi inquinanti. All'interno delle reti fognarie sarebbe opportuno prevedere il posizionamento di pozzetti di prelievo, così come all'immissione dei singoli allacciamenti delle industrie. Infatti le sostanze riversate nella fognatura sono di natura molteplice e molte tra esse non sono trattabili dai normali impianti di depurazione, per cui possono passare tali e quali nei corpi idrici recettori, provocando fenomeni di inquinamento a vario grado. Si ricordano ad esempio metalli pesanti, solventi, benzine, grassi, soprattutto se contenuti in elevate concentrazioni nei reflui da trattare. Anche le differenze di portata vanno conosciute e controllate, poiché picchi frequenti nel tempo possono causare "shock" alle fasi biologiche dei processi depurativi.

5 La depurazione

a cura di Monica Leonzio

5.1 Rete fognaria e caratteristiche delle acque di rifiuto

L'apporto dei liquami grezzi agli impianti di depurazione avviene attraverso la rete fognaria cittadina, la quale può essere di tipo misto oppure nera. Nella fognatura mista, come dice la parola stessa, vengono convogliate sia acque bianche, sia acque nere.

Uno studio accurato sui liquami grezzi che devono essere trattati fa sì che tutti i calcoli e i dimensionamenti che vengono eseguiti in fase di progettazione sugli impianti di depurazione siano più appropriati.

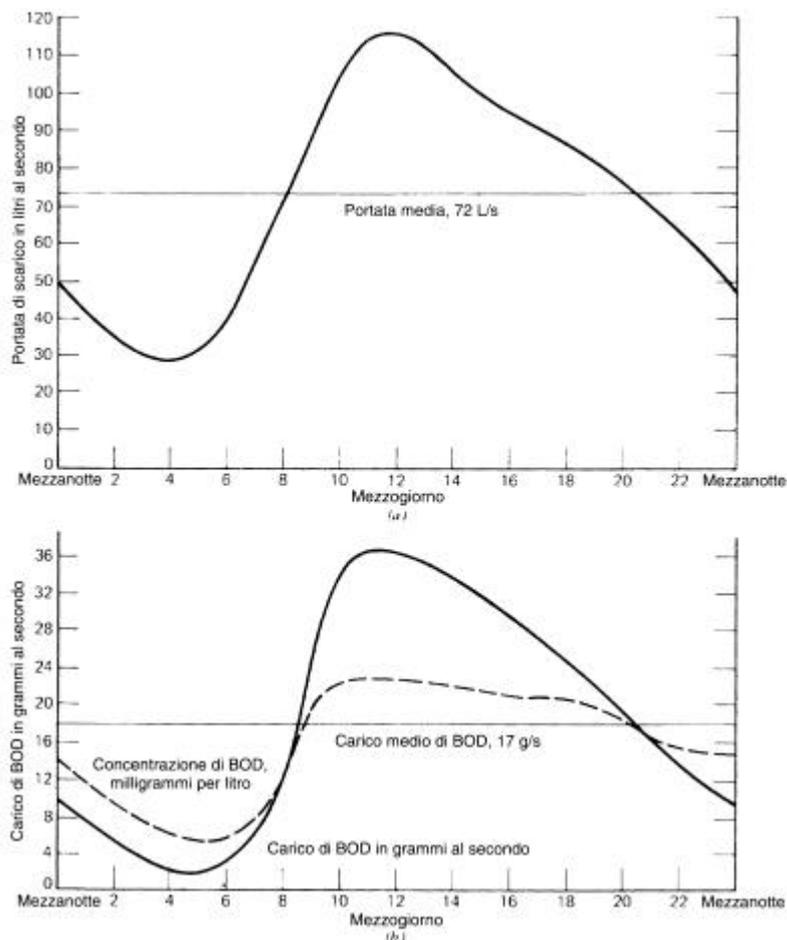


Figura 5.1: curva dell'andamento giornaliero degli scarichi fognari

I parametri più significativi e caratterizzanti un liquame di origine civile sono i seguenti: BOD5, COD, SST, solidi sedimentabili, Azoto totale, Fosforo totale, oli e grassi. Nella caratterizzazione di liquami di origine industriale a questi si possono aggiungere metalli pesanti, idrocarburi vari, solventi, tensioattivi.

Naturalmente anche la conoscenza delle portate e delle concentrazioni medie e di punta dei liquami grezzi permette di effettuare un dimensionamento congruo dell'impianto di depurazione a cui sono destinati.

Durante il corso della giornata si verificano notevoli oscillazioni della portata e della concentrazione dovute all'attività umana. Un altro grosso problema per quanto concerne le portate è dato dalle infiltrazioni in fognatura oltre che dalle acque di drenaggio e a piccoli corsi d'acqua allacciati al sistema fognario che, risentendo direttamente delle precipitazioni meteoriche, aumentano o diminuiscono il loro apporto di acqua in fognatura determinando gravi problemi agli impianti di depurazione in quanto spesso le portate in ingresso nei giorni di pioggia superano di gran lunga quelle di punta previste nel progetto.

Questo è uno dei motivi che spinge spesso i gestori di impianti a costruire grandi vasche di stoccaggio, dette vasche di prima pioggia, in testa agli impianti che permettano di accumulare un grosso quantitativo di liquami grezzi che verranno dosati in impianto successivamente all'evento di pioggia, in maniera più costante nel tempo e quindi più facilmente trattabile.

Anche gli impianti situati in zone turistiche presentano grosse difficoltà in quanto tali zone sono soggette a sensibili variazioni della popolazione, in tempi relativamente brevi, con conseguenti importanti variazioni dei carichi organici ed idraulici da trattare negli impianti. Soprattutto gli impianti di depurazione biologica tollerano male che per lungo tempo il carico organico sia bassissimo in quanto viene a mancare proprio l'alimento necessario per lo sviluppo dei microrganismi atti alla depurazione; nel momento in cui si avrà un innalzamento rapido delle portate e dei carichi l'impianto verrà quindi a trovarsi "impreparato" a tale evento, dal punto di vista ecologico.

Lungo la rete fognaria si trovano distribuiti gli impianti di sollevamento che possono trovarsi in numero più o meno rilevante in funzione soprattutto del territorio. Questi impianti di sollevamento servono a vincere la mancanza di pendenza che si può verificare in un alcuni tratti di fognatura oppure in tutti quei casi in cui due rami di fognatura si trovano a profondità diverse per cui l'uno non riesce a riversarsi nell'altro naturalmente.

Le destinazioni finali di queste complesse reti fognarie dovrebbero sempre essere i depuratori anche se nella realtà ci sono ancora moltissime situazioni da sanare nelle quali gli

scarichi di grandi agglomerati urbani vengono a tutt'oggi confluire direttamente nei fiumi o nei fossi distruggendo la vita che vi si trova all'interno e trasformandoli in vere e proprie fogne "a cielo aperto" nelle quali neppure la capacità autodepurativa del corpo d'acqua può fare molto contro le grosse quantità di liquami che vi affluiscono.

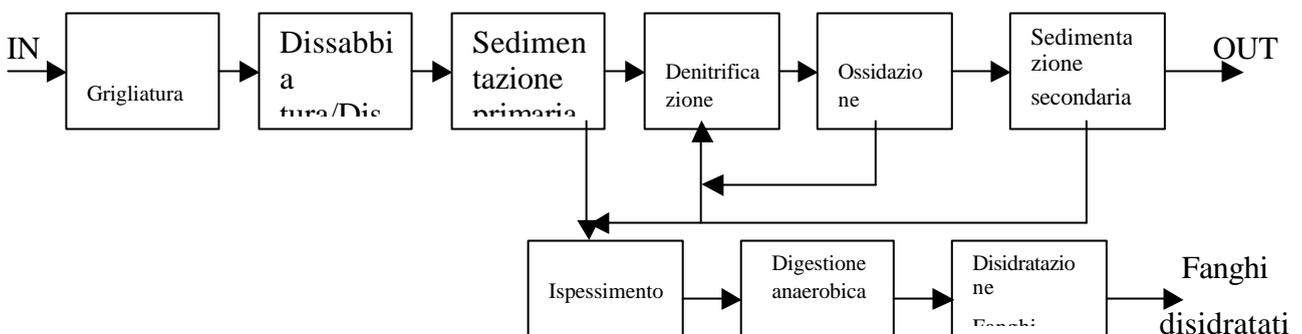
5.2 Impianti a fanghi attivi

La realizzazione della depurazione per via biologica secondo il principio dei fanghi attivi risale al 1913 quando due inglesi Arden e Lockett annunciarono l'ideazione di questo sistema allora rivoluzionario. Naturalmente nel corso di questi anni il sistema di depurazione a fanghi attivi ha subito un enorme sviluppo dimostrandosi il tipo d'impianto più versatile per la depurazione delle acque di rifiuto.

Gli impianti di depurazione a fanghi attivi vengono dimensionati in base al numero di abitanti equivalenti che si prevede di allacciare a tale impianto; questo tipo di informazione si ottiene da quello studio sulle fognature di cui si parlava sopra. Normalmente per gli impianti biologici il calcolo degli abitanti equivalenti (ab. eq.) viene effettuato in base ai Kg di BOD5 in arrivo all'impianto: $n^{\circ} \text{ di ab. Eq.} = \text{Kg BOD5} / 60 \text{ g}$

(considerando che ogni abitante produca 60 g/d di BOD5)

Qui di seguito viene riportato uno schema classico di un impianto a fanghi attivi a servizio di una comunità piuttosto grande. Naturalmente per agglomerati più piccoli vengono omesse alcune sezioni in modo da abbattere i costi di realizzazione e di gestione. In seguito parleremo dei diversi tipi di impianti oggi in uso per comunità di qualche migliaio di abitanti equivalenti.



Naturalmente lo schema è soggetto ad una serie di varianti imputabili sia al tipo di reflui in ingresso, sia alle portate.

Per impianti che non superano qualche migliaio di ab.eq. si possono costruire sia impianti continui simili a quello sopra descritto, omettendo qualche sezione, oppure impianti discontinui o “SBR” (“Sequencing Batch Reactor”).

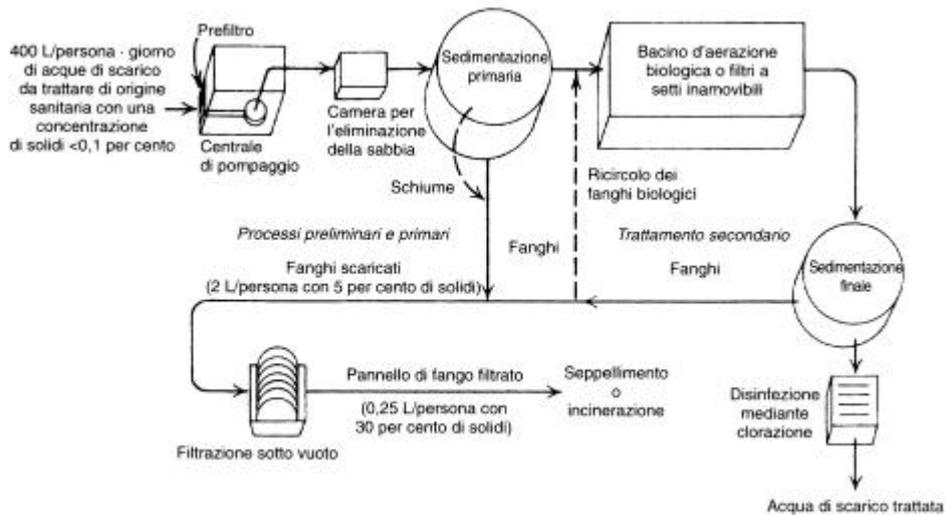


Figura 5.2: schema di impianto di depurazione di tipo “convenzionale”

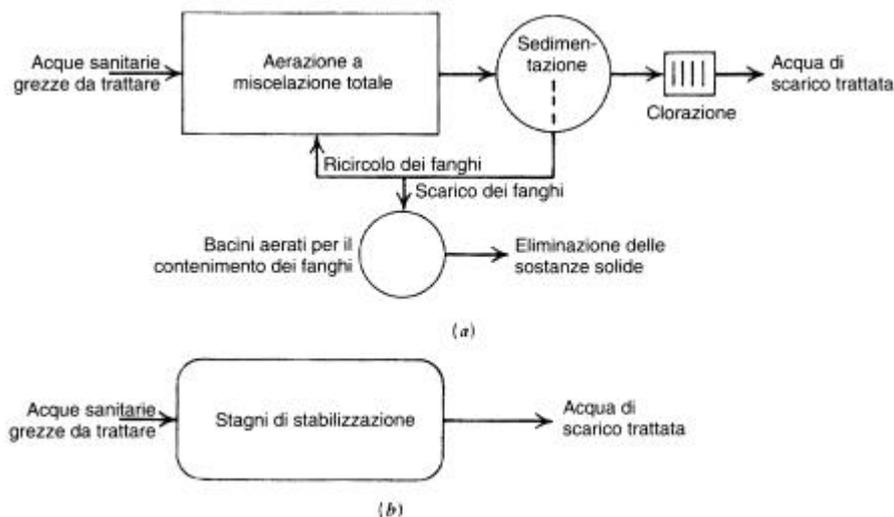


Figura 5.3: schemi di impianti di depurazione per piccole portate (trattamento biologico senza sedimentazione primaria e stabilizzazione biologica naturale per lagunaggio)

In un impianto di depurazione per reflui prevalentemente civili la prima sezione che si incontra è quella di pre-trattamento, di solito costituita da una grigliatura meccanica, in cui vengono trattenuti i residui più grossolani in arrivo dalla fognatura, materiali che all’interno delle tubazioni

potrebbero causare intasamenti. Tali residui vengono raccolti a parte ed inviati successivamente a smaltimento.

Quale vasca iniziale può essere presente talvolta una fase di equalizzazione o neutralizzazione, dove i liquami in arrivo agli impianti vengono raccolti e successivamente, con frequenze predeterminate, inviati alle successive tappe del processo. In questo modo si evita che giungano, specialmente alle vasche di ossidazione, carichi in eccesso per concentrazioni e volume, che disturberebbero quasi sicuramente il processo. Inoltre a questo livello possono essere operati vari interventi, utili alle successive fasi, come ad esempio l'aerazione dei liquami o la correzione del loro pH.

La disabbiatura e desoleatura è una sezione presente di solito in impianti di una certa dimensione; essa consiste di una vasca con insufflazione d'aria, che permette il deposito dei materiali inerti sabbiosi sul fondo e degli oli e grassi in superficie, dove confluiscono in un'apposita canaletta. In tal modo vengono eliminati dal flusso principale buona parte di questi materiali, che, specialmente ad elevate concentrazioni, possono influire negativamente sul processo biologico.

Il "cuore" di un impianto di depurazione biologica è la vasca di ossidazione, sede dei processi metabolici di trasformazione delle sostanze affluite con i liquami. La variazione più diffusa di tale processo è quella a fanghi attivi. Il fango viene mantenuto in sospensione, si ha la formazione di fiocchi a livello di cui avviene la degradazione microbica dei composti, ad opera di una vera e propria comunità batterica, che si sviluppa e si diversifica a seconda del tipo di molecole da biodegradare. In questo tipo di processo è fondamentale fornire alla flora microbica ossigeno disciolto a concentrazioni opportune, che di solito viene insufflato in vari modi (tramite piattelli detti "diffusori" o turbine, tanto per citare i più diffusi).

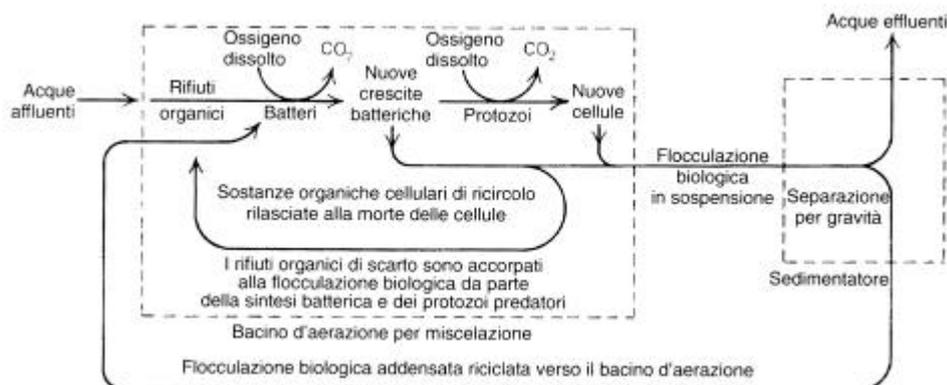


Figura 5.4: schema del processo a fanghi attivi

Nell'ossidazione ha sede la demolizione dei composti carboniosi più complessi in molecole più semplici e la trasformazione dell'azoto ammoniacale in azoto nitrico (nitrificazione). Quest'ultimo processo avviene in realtà in due tappe, la prima (più lenta) in cui l'azoto ammoniacale viene ossidato ad azoto nitroso dai batteri del genere *Nitrosomonas*, la seconda in cui si completa l'ossidazione da azoto nitroso a quello nitrico ad opera di batteri del genere *Nitrobacter*. La nitrificazione, grazie al legame che si instaura tra l'azoto inorganico dei liquami (presente nella forma ammoniacale, dannosa per la vita acquatica e quindi per i corpi recettori) e l'ossigeno fornito alla vasca di ossidazione, porta alla formazione, come detto di azoto nitrico. Si tratta della fase più delicata della depurazione biologica, quella che più facilmente può essere inibita da sostanze tossiche, poiché i microrganismi che la realizzano sono più suscettibili a "shock" di varia provenienza.

A differenza della nitrificazione, la degradazione del ciclo del carbonio viene effettuata da un consorzio di generi batterici.

Altri tipi di trattamento a fanghi attivi sono quelli cosiddetti a "biomassa adesa", come ad esempio i dischi ed i letti percolatori, in cui la flora microbiologica "ossidante" non è in sospensione, bensì fissa ad un supporto di materiale adeguato.

L'azoto nitrico che si forma per via della nitrificazione può indurre effetto eutrofizzante sul corpo idrico recettore, se l'effluente depurato ne riversa elevate concentrazioni. Gli effetti di tale fenomeno sono uno sviluppo eccessivo delle biomasse algali, con conseguente decremento del tasso di ossigeno disciolto dei corsi d'acqua. Per tale motivo, soprattutto negli impianti più grandi, viene prevista una sezione di denitrificazione. In questa parte dell'impianto l'azoto nitrico, che vi proviene con il flusso di ricircolo dall'ossidazione, viene trasformato in azoto molecolare, che tende a risalire sulla superficie della vasca e a disperdersi in atmosfera. Anche questo processo viene svolto da particolari popolazioni batteriche e, a differenza dell'ossidazione (che si svolge in ambiente aerobico) avviene in condizioni di anossia, ovvero con valore del potenziale poco sotto 0 millivolt, vale a dire intermedie tra aerobiosi ed anaerobiosi. In tal modo la flora denitrificante, in carenza di ossigeno, va a consumare quello fornito dalle molecole di azoto nitrico in arrivo, causando la formazione delle molecole di azoto. Il flusso in uscita da questa fase è quindi estremamente più povero di azoto nitrico, la cui concentrazione ovviamente si abbassa anche all'uscita dell'impianto. Di solito le condizioni di anossia richieste per la denitrificazione si ottengono con la sola presenza di agitatori lenti, che danno un movimento minimo ai fanghi. Va inoltre aggiunto che i composti carboniosi, di cui anche i batteri denitrificanti abbisognano per rinnovare le biomasse, arrivano dai flussi di ingresso o di sedimentazione primaria, quindi da liquami non depurati o solo parzialmente depurati.

Come visto, i processi biologici di depurazione consentono l'abbattimento di buona parte delle molecole organiche (misurabile con la diminuzione di COD e BOD tra affluente ed effluente dell'impianto) e dei composti inorganici dell'azoto, sia in forma ridotta (azoto ammoniacale), che in forma ossidata (azoto nitroso e nitrico); tali rese sono possibili in presenza di liquami dalla fognatura prevalentemente di origine civile. Tutto questo permette di scaricare nei corpi recettori reflui non inquinanti per le comunità ecologiche.

Negli ultimi decenni è sorto però anche il problema dell'abbattimento del tenore di fosforo che viene riversato con i reflui nei corsi d'acqua. Le normative hanno imposto limiti sempre più stringenti, poiché il fosforo, come l'azoto, è nutriente indispensabile per la crescita algale e quindi anche questo elemento può avere analogo effetto eutrofizzante. Il processo di eliminazione biologica del fosforo ha però meccanismi che paiono più complessi che per l'azoto e che di fatto non sono stati ancora del tutto chiariti. La rimozione biologica del fosforo necessita comunque di una fase anaerobica, in cui siano assenti sia l'ossigeno che i nitrati (con un potenziale redox negativo di almeno 100 mV.). In tal modo si selezionano popolazioni batteriche specializzate (in cui particolare importanza sembra avere il genere *Acinetobacter*) che in presenza di ossigeno accumulano fosforo (in forma polimerica di polifosfati) come riserva cellulare, mentre in ambiente anaerobico rilasciano tali riserve di fosforo e l'energia di tale processo viene utilizzata per sintetizzare riserve carboniose, in forma di PHB (poliidrossibutirrato). Riassumendo si può dire che il carico di fosforo in ingresso al depuratore può essere allontanato con il flusso di ritorno da una vasca anaerobica, in cui si ha il rilascio del fosforo accumulato in fase aerobica. Nella maggior parte degli schemi di impianto, in particolare quelli avviati nel passato, la sezione di defosfatazione biologica è assente e la rimozione del fosforo avviene in buona misura per via chimico-fisica (oppure per via biologica, se in qualche "step" si formano delle "sacche" di anaerobiosi).

Parte molto importante nei processi di depurazione è costituita dalle fasi di sedimentazione, in cui vengono eliminati la maggior parte dei solidi presenti nei liquami in entrata. Negli impianti di dimensioni medio grandi solitamente sono comprese una sedimentazione primaria ed una secondaria o finale. Nella prima fase di sedimentazione, posta a monte dei processi di ossidazione, si verifica la deposizione per gravità dei materiali più grossolani e sedimentabili, che hanno passato il vaglio della grigliatura. In questo modo viene "alleggerito" il carico in ingresso all'ossidazione di quei solidi che potrebbero interferire con i processi depurativi. Talvolta per facilitare la decantazione vengono aggiunti ai liquami composti inorganici o polimeri organici che ne accrescono la capacità di sedimentazione (ad esempio il cloruro ferrico), soprattutto in caso di afflusso di reflui industriali, che contengono particelle non asportabili di per sé con la sola forza di gravità. I sedimentatori sono dotati di strutture per l'asportazione periodica dei materiali

sedimentati, che vengono inviati alla linea di trattamento dei fanghi; inoltre spesso esistono canalette di sfioro per la raccolta dei materiali che vengono eventualmente alla superficie della vasca.

I sedimentatori finali sono invece posti a valle delle vasche di ossidazione; in questi si ha la deposizione delle sostanze più “fini” che sono derivate dai processi di ossidazione biologica, sempre per gravità ed in condizioni di “staticità”. Anche in questo caso apposite strutture (dette “carri-ponte”) raccolgono i materiali sedimentati per inviarli alla linea fanghi. A questo livello il processo di sedimentazione è assai “delicato”, poiché il suo fallimento comporta la fuoriuscita di un effluente non limpido (e quindi presumibilmente fuori dei limiti di legge), con conseguente mancanza di finalità di tutto il processo di depurazione biologica. Per questo dal punto di vista gestionale è molto importante saggiare in continuazione le caratteristiche di sedimentazione dei fanghi, con semplici prove di laboratorio o con l’analisi microscopica della morfologia dei fiocchi di fango che si formano in ossidazione. Infatti particolari condizioni portano ad una crescita smisurata di popolazioni batteriche filamentose, che formano delle trame tra le microstrutture del fango, rendendolo “gonfio” e quindi più difficilmente sedimentabile. Si formano in tal modo sulla superficie dei sedimentatori spessi strati di schiume biologiche difficilmente eliminabili, che originano il fenomeno noto come “bulking”, che provoca la fuoriuscita, anche copiosa, di fanghi dall’impianto, rendendo inquinante l’effluente per i corpi recettori.

Il refluo che lascia i sedimentatori secondari, attraverso le canalette superficiali di sfioro, costituisce il prodotto finale di tutta la filiera di depurazione, vale a dire l’effluente dell’impianto. A monte dello scarico vero e proprio nel corpo idrico può essere prevista una sezione di disinfezione dei reflui così depurati. Tale fase è motivata dalla presenza di cariche microbiologiche fecali ancora piuttosto elevate. In realtà usualmente non viene effettuata disinfezione, da un lato perché spesso l’inquinamento fecale in uscita dagli impianti è minore di quello già presente nei corpi recettori, dall’altro perché il trattamento dei reflui potrebbe provocare la formazione di sottoprodotti tossici, dannosi all’ambiente acquatico in misura ben maggiore di un puro inquinamento da sostanza organica, che si presta più facilmente ai processi “autodepurativi” che avvengono nelle acque naturali. In questa sede si possono citare soltanto alcuni tra i più comuni disinfettanti in uso: composti del cloro (ipoclorito, biossido di cloro), acido peracetico, ozono; tutti caratterizzati come detto dalla formazione di sostanze che si originano per effetto di reazioni chimiche tra le molecole stesse dei disinfettanti e molecole che svolgono la funzione di precursori di composti tossici (anche se di per sé non tossiche) e già presenti nelle acque da trattare (problematica molto sentita anche nei trattamenti di potabilizzazione). Inoltre si possono utilizzare come disinfettanti anche i raggi UV, che però hanno il problema detto della “fotoriattivazione” (in pratica una parte dei

microrganismi viene debilitata e non uccisa dal trattamento ed è in grado di “rivitalizzarsi” successivamente).

Quanto descritto fino ad ora fa parte del processo di depurazione biologica in senso stretto e caratterizza quella parte dell’impianto che prende il nome di “linea acque”. La produzione di un refluo depurato liquido, va di pari passo con l’accumulo nelle varie fasi dei residui di depurazione, che si possono considerare i “rifiuti” non recuperabili del processo. Tali rifiuti vanno anch’essi trattati con tecniche differenti, che vanno a costituire la “linea fanghi”.

I fanghi spillati dai sedimentatori (detti fanghi di supero) vengono usualmente inviati ad una fase di ispessimento, in cui vengono lasciati in grosse vasche a sedimentare (in condizioni che possono essere statiche o dinamiche), in modo che avvenga una ulteriore formazione dell’interfaccia solido-liquido e che la parte superiore liquida possa essere nuovamente separata da quella solida e ricircolata all’inizio dell’impianto. In questa maniera si aumenta il residuo secco dei fanghi e se ne diminuiscono i volumi da trattare successivamente. Gli ispessitori possono essere vari per un impianto, a seconda anche delle portate e delle concentrazioni dei fanghi da trattare (e quindi delle dimensioni dell’impianto stesso).

Le fasi di ispessimento permettono di ridurre il volume del fango da avviare ai successivi trattamenti ma in generale non attuano un processo che riesca a sottrarre gran parte degli inquinanti in esso presenti. Per ottenere tale effetto si ricorre ad una fase detta di stabilizzazione (o digestione) che può essere condotta in ambiente aerobio o anaerobio. In impianti medio piccoli di solito si hanno digestori aerobici, che funzionano in modo analogo alle vasche di ossidazione, con la differenza che tale processo ha bisogno di quantità di ossigeno superiori, dovendo i microrganismi “aggreddire” fanghi più concentrati. Questo trattamento comunque non è molto adatto per impianti di dimensioni piuttosto ragguardevoli, inoltre non riduce in maniera importante i volumi di fango residuo. In impianti più grandi invece si fa ricorso alla digestione anaerobica, processo più complesso ma probabilmente di maggiore rendimento. In questo caso i fanghi ispessiti vengono inviati a grosse “campane”, con atmosfera totalmente priva di ossigeno, in cui si specializzano popolazioni batteriche atte a degradare le molecole complesse a lunga catena di atomi di carbonio in molecole via via più semplici, fino ad ottenere molecole di CO₂ e CH₄ (metano). Risultato finale di questo processo, che si può definire come una fermentazione metanigena, è la produzione di biogas, che può essere riutilizzata come fonte energetica, soprattutto all’interno dello stesso impianto, per alimentare macchinari e strumentazioni (cogenerazione). Rispetto alla digestione aerobica, in questo caso si possono avere maggiori problemi nell’avviamento, poiché più delicati sono gli equilibri che si devono instaurare, e nel mantenimento delle condizioni favorevoli ai consorzi batterici che intervengono, in particolare di pH e di temperatura (che non deve essere inferiore a 35 °C, proprio

per tale motivo i digestori devono essere coibentati); in compenso si ottiene un prodotto (il biogas) che normalmente non deve essere smaltito bensì può venire riciclato, inoltre il grado di abbattimento delle sostanze organiche contenute nei fanghi (compresi vari agenti microbici patogeni) è maggiore, così come la riduzione in volume dei fanghi.

L'ultimo passaggio della linea fanghi è la cosiddetta disidratazione, vale a dire il processo in cui dopo ispessimento e stabilizzazione il fango residuo subisce un'ulteriore diminuzione del contenuto di umidità, fino ad assumere una consistenza solida, che è quella richiesta per lo smaltimento finale. Tale operazione può essere svolta con l'ausilio di vari tipi di macchine che devono portare il residuo secco dei fanghi di risulta almeno al 15-20 %. Le attrezzature utilizzate variano a seconda della tipologia di impianto, delle esigenze di trattamento e della disponibilità economica. Qui si ricordano due processi particolari: la centrifugazione, da cui si possono ottenere fanghi anche con il 30 % di residuo secco, e la nastropressatura, più economica, ma con rendimenti inferiori.

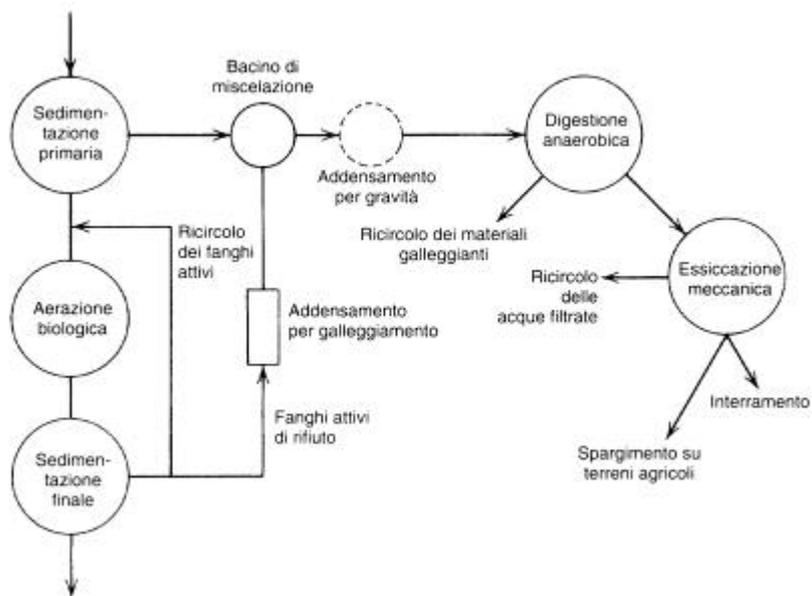


Figura 5.5: schemi di trattamento di fanghi residui (alternative possibili)

Giunti a questo punto il ciclo del trattamento si chiude, i liquami in ingresso provenienti dalla fognatura sono stati trasformati in parte in effluente depurato, che può essere riversato anche in corsi d'acqua superficiali, in parte in fanghi residui. Questi ultimi di solito vengono smaltiti in agricoltura (come ammendanti e fertilizzanti), solo se i reflui trattati sono prevalentemente civili (ed in presenza di concentrazioni limitate di eventuali tossici), oppure in discarica autorizzata a ricevere questo tipo di rifiuti.

Quelle sopra descritte sono le sezioni che di solito si trovano nello schema a blocchi di un depuratore di dimensioni medio grandi. Ovviamente esistono molte variazioni a queste linee generali, poiché ogni processo che avviene nell'impianto può essere "spinto" in maniera diversa a seconda delle esigenze; inoltre negli ultimi anni la progettazione di sistemi brevettati per l'abbattimento delle varie specie di inquinanti ha ricevuto notevole incremento e quindi è possibile trovare in commercio soluzioni pronte per le diverse situazioni gestionali.

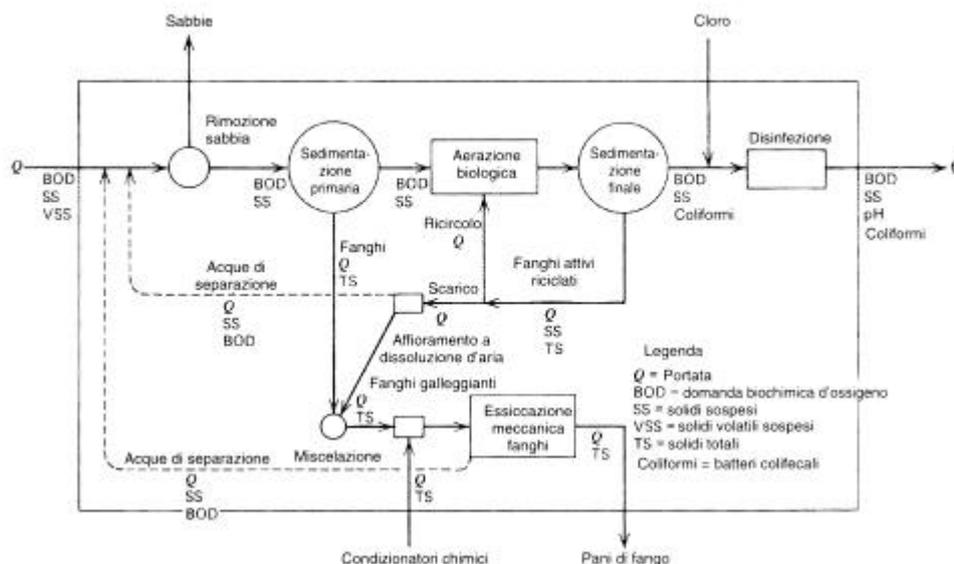


Figura 5.6: schema delle relazioni che intercorrono tra le unità di processo in un impianto a fanghi attivi

Una variabile naturalmente di primaria importanza nella progettazione di un depuratore è costituita dal tipo di scarichi che vi devono essere trattati, a seconda che siano di provenienza prevalentemente civile o industriale. Nel secondo caso lo schema delineato in precedenza non sarà nella maggior parte dei casi sufficiente a garantire scarichi entro i limiti imposti dalle normative. Infatti in questo caso i processi a fanghi attivi non potranno da soli ottenere rese depurative

soddisfacenti, se non in presenza di trattamenti primari che permettano di diminuire il carico di sostanze tossiche (ad esempio equalizzazione, correzione del pH, aggiunta di flocculanti e coagulanti), di solito presenti in concentrazioni assai elevate a seconda dei processi industriali (o anche artigianali) di provenienza, da inviare all'ossidazione. Inoltre anche i reflui ottenuti spesso devono subire trattamenti terziari (ad esempio filtrazione o lagunaggio) prima dello scarico o a monte di un possibile riutilizzo, sia esso agricolo o industriale).

Anche il tipo di struttura può differenziarsi da un impianto all'altro, a seconda delle esigenze di trattamento, di spazio e di finanziamenti disponibili. In generale si adottano schemi di impianto "continuo" o cosiddetto "batch".

Per quanto concerne gli impianti continui sono spesso in uso quelli di tipo compatto dove, successivamente alla grigliatura, in un unico blocco "compatto" di calcestruzzo, risultano inglobate: la fase di aerazione, la fase di sedimentazione, la digestione aerobica del fango di supero ed infine l'ispessimento dei fanghi stabilizzati.

Per i piccoli impianti viene spesso adottato anche il sistema "batch" o "intermittente" (detti SBR, acronimo di "Sequencing Batch Reactor") dove, a differenza degli altri impianti, la vasca di ossidazione ha anche la funzione di vasca di sedimentazione. Questi impianti sono normalmente costituiti da una grigliatura e da due vasche: la prima vasca serve da accumulo/denitrificazione, mentre la seconda da ossidazione/sedimentazione; la prima vasca funziona da accumulo dei liquami quando la seconda è in fase di sedimentazione, nel momento in cui riparte la fase di ossidazione i liquami accumulati nella prima vasca vengono pompati nella seconda. In questo tipo di configurazione risulta ovviamente fondamentale il controllo dei diversi cicli e quindi dei tempi da impostare all'impianto, per sfruttarne al massimo la resa, senza provocare cambiamenti "ecologici" troppo repentini.

5.3 Extra-flussi

Gli impianti di depurazione di medie dimensioni e soprattutto con capacità residua di trattamento sufficiente spesso trattano, oltre ai reflui recapitati tramite fognatura, una quantità variabile di scarichi che confluiscono all'impianto attraverso le autobotti.

Questi rifiuti consistono principalmente in:

- fanghi delle fosse settiche;
- rifiuti della pulizia delle fognature;
- fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane;
- rifiuti della pulizia dei sollevamenti fognari.

Normalmente questi scarichi detti “su gomma” vengono sottoposti ad un pretrattamento più o meno spinto consistente in una grigliatura fine ed in una dissabbiatura; questo trattamento preliminare serve ad eliminare più possibile il materiale grossolano e la sabbia, contenuta in abbondanza soprattutto nei fanghi delle fosse settiche.

La dissabbiatura è una sezione di trattamento estremamente importante negli impianti di depurazione in quanto nella gestione degli stessi ci si scontra spesso con problemi di intasamento delle tubazioni dovuti ad accumuli consistenti di tale materiale che spesso compromettono tutto il ciclo depurativo.

Una volta subito il trattamento preliminare questi rifiuti vengono dosati in testa all'impianto entrando così a far parte del ciclo depurativo delle acque reflue, mentre le sabbie sedimentate, ed eventualmente i grassi accumulati in superficie vengono avviati a smaltimento come veri e propri rifiuti del processo depurativo.

Al fine di tutelarsi da scarichi tossici per l'impianto i gestori effettuano continui campionamenti su tali apporti controllando così la qualità del materiale che viene scaricato.

Alcuni impianti di accettazione hanno in testa dei campionatori automatici che effettuano dei controlli durante lo scarico; se i parametri controllati superano i limiti impostati una valvola motorizzata installata sulla tubazione chiude automaticamente impedendo che si effettui lo scarico. Non è semplice scegliere quei parametri che possono risultare fondamentali per la salvaguardia dell'impianto da questo punto di vista e soprattutto è impresa piuttosto ardua automatizzarli; a questo proposito esistono in commercio anche sistemi sofisticati per la rilevazione in continuo di varie grandezze ed inoltre dei sistemi “sentinella” per la prevenzione di eventuale penetrazione di tossici in impianto, basati in particolare sugli effetti indotti sulla biomassa ossidativa.

A seconda della capacità di carico residuo (vale a dire nel caso di numero di abitanti equivalenti reali inferiore a quello potenziale) gli impianti di depurazione possono essere autorizzati anche a trattare altre tipologie di rifiuto, compatibili con il processo di ossidazione biologica, come ad esempio i percolati provenienti dalle discariche, naturalmente dimostrando che l'effluente scaricato non risenta di peggioramenti della qualità.

I rifiuti, per poter essere movimentati, devono essere sempre accompagnati da un documento in quattro copie chiamato "formulario rifiuti" dove vengono riportati i dati salienti del produttore del rifiuto, del trasportatore, dello smaltitore, la tipologia di rifiuto, ed altri.

Tali movimentazioni di rifiuti implicano, oltre alla conservazione dei formulari per cinque anni, la tenuta di registri detti "registri di carico e scarico" in cui vengono annotate tutte le movimentazioni in ingresso ed in uscita da un impianto.

Questo sta a significare che ogni impianto, all'interno del quale venga effettuata una qualsivoglia movimentazione sia in ingresso che in uscita, è obbligato alla tenuta del registro di carico e scarico.

Questi documenti appena citati sono tutti soggetti a controlli da parte delle autorità competenti (ARPAT, Guardia di Finanza, ecc...) per i cinque anni successivi alla loro compilazione.

In aggiunta alla compilazione dei formulari e dei registri di carico e scarico i soggetti che rientrano nel ciclo di vita di un qualsiasi tipo di rifiuto, siano essi produttori o smaltitori, sono tenuti a presentare ogni anno il MUD, il Modello Unico di Dichiarazione in cui vengono riportate tutte le movimentazioni di rifiuti che il dichiarante ha effettuato nell'anno precedente.

Il MUD va consegnato alla Camera di Commercio la quale ha così la possibilità di effettuare raffronti incrociati fra le aziende in modo da riscontrare eventuali omissioni.

5.4 L'importanza della strumentazione: il telecontrollo

Gli impianti di depurazione, soprattutto quelli di medio grandi dimensioni, necessitano per una corretta gestione di strumentazione installata nelle varie sezioni. Questo permette al gestore di monitorare 24 ore su 24 i vari parametri controllati; se questi dati sono collegati ad un PC questo permetterà, tramite l'utilizzo di un programma di telecontrollo, di registrare tutti questi dati disponibili e creare così degli archivi storici, avendo disponibili i trend relativi ad ogni parametro.

La strumentazione normalmente installata in un impianto è la seguente:

- Conducimetro in ingresso;
- Elettrodo per potenziale redox in denitrificazione e defosfatazione biologica;
- Ossimetro in ossidazione;
- Misuratori di portata per liquidi e per gas distribuiti nelle varie sezioni;
- Torbidimetro in uscita;
- Campionatori automatici in ingresso ed in uscita;
- Misuratori di pH e temperatura nei digestori anaerobici.

Anche in questo caso esistono numerose variazioni, dipendenti dalle specifiche esigenze dei gestori e dal tipo di carico affluente al depuratore.

La funzione del telecontrollo non è soltanto quella di registrare dati e creare così dei grafici che indicano l'andamento dei vari parametri, ma è soprattutto quella di avvertire il personale che interviene sugli impianti ogni qual volta si evidenzia un'anomalia; questo normalmente è reso possibile grazie all'utilizzo dei telefoni cellulari o della rete fissa attraverso i quali arrivano dei semplici SMS o delle registrazioni vocali che avvertono del problema riscontrato.

In alcuni casi il telecontrollo serve anche per automatizzare l'impianto, ciò vuol dire che, una volta programmato il sistema, questo è in grado di effettuare delle manovre senza che sia presente il personale addetto, cioè senza che l'impianto sia presidiato.

Tutto questo permette sia una gestione più attenta degli impianti di depurazione (soprattutto quelli non presidiati e soggetti solo a controlli periodici), sia una ottimizzazione delle risorse umane.

5.5 Cosa si recupera in un impianto di depurazione

Uno degli aspetti più conosciuti per quanto riguarda il “recupero” negli impianti di depurazione è senza dubbio il riuso dell’effluente depurato previo ulteriori adeguati trattamenti di affinamento e disinfezione. L’interesse per questo argomento nasce da una serie di fattori di natura sociale, economica e tecnica, il più importante dei quali è ovviamente costituito dall’insufficienza delle risorse idriche tradizionali.

Le opportunità di riutilizzare risorse idriche recuperate dalle acque reflue sono molteplici:

- riuso agricolo;
- riuso industriale;
- riuso urbano;
- riuso potabile.

Tra tutte queste ipotesi quelle più percorribili almeno in Italia sembrano essere le prime due.

Oltre all’effluente depurato, in un impianto che tratta scarichi prevalentemente civili e che abbia la digestione dei fanghi di tipo anaerobico, si riescono ad ottenere altri materiali da recuperare: il biogas ed i fanghi disidratati.

Il biogas può essere utilizzato, oltre che per la caldaia interna all’impianto, anche per produrre energia elettrica attraverso motori che utilizzano il biogas come combustibile; tale energia può essere riutilizzata per il fabbisogno del depuratore stesso. Infatti questi motori hanno la possibilità di generare una parte dell’energia elettrica necessaria al funzionamento delle numerose macchine dell’impianto, lavorando in parallelo con la rete ENEL, ma hanno anche la possibilità di funzionare come gruppo elettrogeno di soccorso nel caso in cui la corrente dall’ENEL sia assente.

I fanghi disidratati invece possono venire recuperati totalmente in agricoltura come concime poiché sono ricchi di nutrienti e possono quindi sostituire i normali fertilizzanti, in modo per lo meno parziale. Il recupero dei fanghi in agricoltura è ovviamente possibile solo per depuratori che trattano reflui di tipo civile, essendo questi, nella maggior parte dei casi, privi di sostanze tossiche non eliminabili del tutto dal processo a fanghi attivi. Tale procedura evita che si debbano smaltire in discarica enormi quantità di fanghi disidratati con tutti i problemi che ne conseguono ed inoltre fa sì che gli agricoltori non ricorrano a fertilizzanti di tipo chimico.

In conclusione in un impianto prevalentemente civile si può recuperare tutto il materiale prodotto dalla depurazione delle acque di rifiuto, questo è sicuramente uno degli aspetti su cui si dovrà lavorare maggiormente in futuro.

6 Riutilizzo dei reflui di depurazione

6.1 Introduzione

Il recepimento delle normative europee, ed in generale una linea di tendenza ormai affermata nei paesi della CEE, sta portando all'attenzione degli stati membri la questione del riutilizzo delle acque e la chiusura del ciclo della gestione delle stesse.

In Italia si può far risalire al 1994 il primo intervento in proposito, con l'emanazione della cosiddetta "Legge Galli" (L. 36/94) che pone particolare rilievo al fatto di mettere a disposizione dei consumatori risorse idriche quali-quantitativamente adeguate, imponendo in tal modo obblighi di maggiore attenzione per il riutilizzo di quelle che non possono avere come fine ultimo la potabilizzazione.

Si è aperto (o comunque riscoperto) un capitolo relativamente inedito riguardo al riutilizzo delle acque nel nostro paese. Certamente, vista la vocazione per molti versi agricola di buona parte del nostro paese, uno dei riusi che appaiono maggiormente appropriati è quello concernente l'irrigazione di coltivi, pascoli ma anche di giardini, parchi, aree ricreative e paesaggistiche in generale. In quest'ottica non sono ancora molti gli esempi nostrani, su larga scala, di riutilizzo dei reflui provenienti dagli impianti di depurazione; tutto ciò per una serie di problemi normativi, metodologici, di tecnologie disponibili ma soprattutto di carenza d'investimenti in "ricerca e sviluppo".

I nuovi richiami normativi internazionali e le stringenti questioni di salvaguardia del mezzo idrico, a scopi più "nobili" possibili, rendono però di assoluta attualità quest'argomento.

6.2 Normative internazionali e nazionali

Proprio in ragione di quanto premesso, negli ultimi anni sono stati intensificati gli sforzi per regolamentare in maniera efficace il riutilizzo dei reflui. Tale obiettivo viene perseguito a cominciare da diversi organismi internazionali o universalmente riconosciuti.

Occorre innanzi tutto precisare che i limiti su cui è stata posta maggiore attenzione sono quelli microbiologici; questo sia per ovvie ragioni di carattere igienico-sanitario, sia perché, per giustificare l'utilizzazione a livello economico di tale risorsa, si parte da reflui con caratteristiche chimiche e fisiche spesso ottimali per le colture.

In ordine cronologico si possono citare come documenti di una certa importanza, a livello internazionale, sull'argomento la legislazione dello stato della California (U.S.A., 1968), il cosiddetto "Rapporto di Engelberg" (stilato da una commissione di esperti di vari organismi nel 1985), le linee guida dell'Organizzazione Mondiale per la Sanità (1989), la normativa proposta dalla statunitense Environmental Protection Agency (1992). In questa sede non sembra opportuno soffermarsi più di tanto sulle varie legislazioni; è importante però sottolineare che i parametri microbiologici considerati sono sempre gli stessi, anche se variano i limiti numerici, vale a dire coliformi totali e fecali, elminti (in particolare nematodi) e loro uova.

I coliformi vengono utilizzati quali possibili indicatori della presenza di batteri patogeni e di inquinamento di tipo fecale; si passa da limiti assai restrittivi di 2.2 coli totali / 100 ml (come media di 7 rilevamenti consecutivi) ad altri più elevati (1000 / 100 ml coli totali o fecali, a seconda dei casi).

Per quanto riguarda i nematodi, dove questi sono previsti, il loro numero viene sempre limitato ad 1/l con riferimento particolare alle uova vitali. Questi elminti sono stati giustamente inseriti perché le uova rappresentano una delle forme di maggiore resistenza ai trattamenti tra gli agenti infettivi che possono essere presenti negli scarichi.

Le varie normative citate contengono ovviamente, oltre agli standard microbiologici, alcuni limiti per sostanze chimiche e indicano il tipo di trattamento minimo da seguire, secondo la qualità del refluo di partenza. Inoltre vengono differenziate le situazioni a seconda dei tipi di colture per cui le acque vengono riutilizzate e del tipo di terreni (pascoli, aree ricreative, alberi da frutta, prodotti da consumare crudi o meno, ecc.).

I singoli stati nazionali hanno di solito derivato una legislazione propria, a partire dalle proposte delle organizzazioni transnazionali. Oltre alle normative europee esiste un cospicuo corpo

di leggi anche nei paesi extraeuropei, dove ovviamente il riutilizzo non solo è pratica comune da secoli ma viene effettuato anche in condizioni non sempre ideali dal punto di vista del trattamento. E' soprattutto nei paesi a clima caldo ed arido che l'esigenza di limitare gli sprechi di qualunque tipo di risorsa idrica è pressante. Ad ogni modo anche in tali situazioni i limiti imposti riguardano sempre colibatteri (totali e fecali), elminti e, talvolta, alcuni patogeni (come ad esempio *Salmonella* e *Vibrio cholerae*).

In Italia la situazione è analoga ai paesi che hanno preso come riferimento la legislazione della California. Allo stato attuale i limiti normativi da considerare sono quelli imposti dalla Delibera del Comitato Interministeriale del 4/2/77, una delle regolamentazioni che accompagnarono l'entrata in vigore della "Legge Merli" (L. n° 319/76). Recentemente nel nostro paese è stato varato il cosiddetto "Testo Unico sulle acque", noto come Decreto Legislativo n° 152/99 (poi modificato dal D. L.vo n° 258/00) che abolisce la "Legge Merli" ma che, di fatto, per il momento non muta la situazione relativa al riuso agricolo dei reflui, che rimane assimilato ad una pratica di scarico diretto sul suolo. A tale proposito i limiti di emissione sono quelli proposti dalla Tabella 4 dell'Allegato 5 del citato Decreto 152 (dove *Escherichia coli* costituisce l'unico parametro microbiologico, di cui però non sono proposti limiti!). Non trattandosi ad ogni modo di una tabella specificamente dedicata alle acque reflue da riutilizzare a scopo agricolo, continuano a permanere i limiti della Delibera del 4/2/77 (riferita come detto ad una legge in realtà abolita!). Vale a dire dal punto di vista microbiologico il vincolo di non superare concentrazioni di Coli totali di 2/100 ml (utilizzando la tecnica dell'"MPN" e considerando valori medi di misure per 7 giorni consecutivi) per prodotti da consumarsi crudi e di 20 coli/100 ml per prodotti da consumare dopo trattamento chimico-fisico o nel caso di irrigazione di pascoli o di zone non accessibili al pubblico.

A dire il vero l'articolo 26 del "Testo Unico" ipotizza la definizione di norme tecniche per il riuso delle acque tramite Decreto del Ministero dell'Ambiente. Di tale normativa esiste una bozza, che indicherebbe i criteri tecnico-economici per attuare il progetto di recupero, alcuni requisiti per gli impianti di trattamento dei reflui idonei a produrre un'effluente per l'irrigazione e limiti aggiuntivi per alcuni impieghi particolari (ad esempio il consumo crudo diretto), tra cui spiccano l'assenza di Salmonelle ed una concentrazione di *Escherichia coli* inferiore a 10 UFC/100 ml. Comunque per il momento questo Decreto non risulta ancora approvato ed è perciò in attesa di seguire il proprio iter legislativo.

Normativa	Coliformi totali	Coliformi fecali	Nematodi e loro uova
Italiana (Del. 4/2/77)	2	-	-
Californiana	2.2	-	-
O.M.S.	1000	-	1
Rapporto Engelberg	-	1000	1
E.P.A.	-	200	-

Tabella 6.1: sintesi di alcune norme per riuso di effluenti per irrigazione non limitata

Normativa	Coliformi totali	Coliformi fecali	Nematodi e loro uova
Italiana (Del. 4/2/77)	20	-	-
Californiana	23	-	-
O.M.S.	-	-	1
Rapporto Engelberg	-	-	1
E.P.A.	-	200	-

Tabella 6.2: sintesi di alcune norme per riuso di effluenti per irrigazione limitata

Oltre al riutilizzo agricolo altri tipi di riuso sono possibili, e già praticati in altre parti del mondo; tra questi si possono citare quello per aree urbane (per cui sono richiesti requisiti in linea con quelli del riutilizzo agricolo o anche più restrittivi); quello industriale (per cui gli standard di qualità dipendono dal processo interessato); quello a scopo potabile (che comunque nel nostro paese non è contemplato).

6.3 Caratteristiche standard dell'acqua di irrigazione

Sembra opportuno delineare brevemente quelle che devono essere le caratteristiche generali di acque usate a fine irriguo anche dal punto di vista chimico e chimico-fisico.

I valori più frequentemente usati sono quelli riportati nelle linee guida della F.A.O. (riprese da proposte di Ayers e Westcot del 1985). Molto sinteticamente, a seconda dei valori di vari parametri vengono individuate tre fasce di restrizione d'uso ("No problems", "Increasing problems", "Severe problems"). Il superamento dei limiti più severi non preclude la possibilità di riutilizzo ma impone attenzioni particolari e la valutazione delle caratteristiche dei suoli da irrigare.

Tra i parametri più importanti si trovano la conducibilità, l'indice SAR (cioè la concentrazione dello ione sodio in rapporto a quelle di calcio e magnesio), i solidi sospesi, i cloruri, il boro, l'azoto, i bicarbonati, il cloro residuo, il pH.

Senza volerci soffermare sui singoli valori, occorre ricordare che effluenti di impianti civili di depurazione in condizione di rispetto dei limiti imposti dal D. L.vo 152/99 presentano, per i parametri sopra citati, condizioni per lo più rientranti nelle linee guida (eccezioni importanti possono riguardare cloruri e sodio). Per cui, come già ricordato, restano i valori degli indici microbiologici quelli che pongono maggiori problemi di trattamento.

6.4 Riuso nell'industria

Abbastanza diffusi sono i riusi per ottenere acque di raffreddamento, acque per le caldaie ed in genere acque da utilizzare per i vari processi industriali. I problemi che più frequentemente si possono riscontrare in questo tipo di applicazione riguardano la possibilità di formazione di incrostazioni e di ricrescita biologica e conseguentemente fenomeni di corrosione delle tubazioni e dei manufatti. Inoltre dovrebbe essere controllato anche l'aerosol per prevenire la diffusione di eventuali microrganismi patogeni presenti.

Ovviamente una generalizzazione delle caratteristiche di qualità di un refluo da recuperare a fini industriali non può essere fatta, se non per tipologia di processi. Una problematica ulteriore che si può presentare è costituita dal fatto che, trattandosi di ricicli continui, può avvenire un incremento di sostanze indesiderate.

6.5 Sistemi di trattamento

Gli effluenti dei depuratori, anche avendo caratteristiche chimiche conciliabili con i limiti tabellari, devono forzatamente subire dei trattamenti di disinfezione per l'abbattimento delle elevate cariche batteriche e soprattutto fecali.

I sistemi di trattamento possono idealmente essere divisi in due grandi categorie: quelli classici, che utilizzano ossidazioni di tipo chimico-fisico e quelli "naturali", di applicazione relativamente recente su vasta scala.

Tra i primi è indubbiamente diffuso l'uso di cloro nelle sue varie forme (ipoclorito, biossido di cloro, cloro gas) ma il suo duplice ruolo, diretto ed indiretto (formazione di sottoprodotti), di inquinante tossico per le comunità acquatiche ne sconsigliano l'impiego.

Metodi alternativi già ampiamente sperimentati sono quelli basati sull'utilizzo di raggi Ultravioletti, ozono, acido peracetico e, in misura minore, acqua ossigenata. In breve va detto che tutti presentano svantaggi e vantaggi: in particolare (ad esclusione degli UV) tutti questi disinfettanti presentano il problema della formazione di molecole chimiche, derivate dall'interazione dell'ossidante stesso con le sostanze presenti naturalmente nelle acque trattate, spesso dotate di proprietà mutagene (o in ogni caso nocive per l'ambiente).

Parametri	Unità di misura	“No problems”	“Increasing problems”	“Severe problems”
Conducibilità	μS/cm	< 700	700 - 3000	> 3000
Solidi sospesi	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Conducibilità (μS/cm) con SAR:				
0 - 3		> 700	200 - 700	< 200
3 - 6		> 1200	300 - 1200	< 300
6 - 12		> 1900	500 - 1900	< 500
12 - 20		> 2900	1300 - 2900	< 1300
20 - 40		> 5000	2900 - 5000	< 2900
Sodio	mg/l			
Irrigazione superficiale		<3	3 - 9	> 9
Irrigazione pioggia a		< 70	> 70	
Cloruri	mg/l			
Irrigazione superficiale		< 140	140 - 350	> 350
Irrigazione pioggia a		< 100	> 100	
Boro	mg/l	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
Azoto totale	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonato	mg/l	< 90	90 - 500	> 500
Cloro residuo	mg/l	< 1	1 - 5	> 5
pH	Unità pH	6.5 – 8.4	6.5 – 8.4	6.5 – 8.4

Tabella 6.3: alcuni standard di qualità delle acque destinate al riuso agricolo proposte dalla F.A.O. (riprese da quelle di Ayers e Westcot)

Inoltre l'ozono è costoso dal punto di vista impiantistico; i raggi UV d'altronde non uccidono in maniera definitiva le cellule ma piuttosto ne causano rotture reversibili a livello degli acidi nucleici (fenomeno noto come "fotoriattivazione") e quindi vanno usati in coppia con altri trattamenti, non garantendo una sufficiente copertura batteriostatica. Inoltre l'efficacia di rimozione è spesso dipendente dal tipo di microrganismi colpiti.

Di recente utilizzo sono poi i sistemi di filtrazione su membrana, ad alta pressione, utili per l'abbattimento anche di particelle di dimensioni intorno al nanometro. Innovativi sono inoltre i cosiddetti bioreattori a membrana, che in pratica accoppiano un trattamento di ossidazione biologica a fanghi attivi ed uno di separazione con membrane. Tali impianti a membrana costituiscono però applicazioni ancora piuttosto costose per essere applicate su larga scala al riutilizzo dei reflui. Nel caso di riutilizzo da impianti industriali assume particolare importanza anche il trattamento con carboni attivi, che consente l'adsorbimento di molte sostanze soprattutto organiche che possono compromettere la successiva fase di recupero, vista la natura e la provenienza del refluo.

Oltre a quelli descritti, basati su aggiunte di sostanze chimiche o su trattamenti fisici, esistono sistemi per l'affinamento della qualità dei reflui che potremmo definire "biologici". Con questi metodi non ci sono necessità di "additivi" alle acque, per cui viene eliminato il problema della formazione di sottoprodotti; l'altro lato della medaglia è costituito dal fatto che la gestione di tali sistemi è, almeno nella fase di "start-up", più complessa. Inoltre, a parità di efficacia, sono richiesti di solito spazi più ampi. Sintetizzando si possono citare i sistemi di filtrazione lenta su sabbia, lagunaggio e fitodepurazione. Si tratta in tutti i casi di trattamenti biologici, imperniati sull'autodepurazione che avviene nei diversi ecosistemi che si creano nei filtri o nei bacini suddetti. Si intuisce che tali strade sono praticabili solo avendo a disposizione vasti spazi "a valle" dell'impianto da cui proviene il refluo da trattare. Il basso impatto ambientale caratteristico di questi sistemi ("consigliati" anche dalla normativa vigente, vedi D. lgvo. 152/99, come alternativi alla disinfezione) accoppiato ad ottime rese di abbattimento delle cariche microbiche ne fanno un notevole campo di ricerca.

In particolare importanti sviluppi potrà avere la fitodepurazione, che in breve si realizza "costringendo" il refluo (possibilmente con basse concentrazioni di solidi sospesi) ad attraversare superficialmente sistemi radicali di varie specie di piante: a questo livello si registrano processi ossidativi di varia natura che consentono di ottenere acque con livelli minimi di inquinanti batteriologici.

In questa sede si è preferito non dilungarsi eccessivamente sulla descrizione dei sistemi di trattamento, argomento su cui esiste una massiccia bibliografia. E' opportuno soltanto sottolineare che non esiste una soluzione universalmente valida, ma che ogni situazione impiantistica di

partenza va adeguatamente valutata per la scelta della migliore tecnologia disponibile, sia dal punto di vista dell'impatto ambientale che della resa economica.

Sistema di trattamento	Rimozione di virus (Log10)	Rimozione di batteri (Log10)	Rimozione di cisti protozoi (Log10)	Rimozione di elminti (Log10)
Sedimentazione primaria	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 2
Additivi chimici	0 - 1	1 - 2	0 - 1	1 - 3
Fanghi attivi	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 2
Biofiltrazione	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 2
Lagune aerate	1 - 2	1 - 2	0 - 1	1 - 3
Stagni di ossidazione	1 - 2	1 - 2	0 - 1	0 - 2
Clorazione, ozonazione	0 - 4	2 - 6	0 - 3	0 - 1
Bacini di stabilizzazione	1 - 4	1 - 6	1 - 4	1 - 3
Stoccaggio effluenti	1 - 4	1 - 6	1 - 4	1 - 3

Tabella 6.4: efficacia di rimozione di varie categorie di microrganismi in rapporto al sistema di trattamento dei reflui utilizzato

6.6 Analisi biologiche dei reflui da riutilizzare a scopo irriguo

Come visto in precedenza in realtà non sarebbero moltissime le analisi microbiologiche da condurre per il riutilizzo in agricoltura dei reflui.

E' altresì importante evidenziare che per una valutazione completa di una risorsa idrica di cui si prevede il riuso irriguo sarebbe opportuno ampliare l'esame dei comuni parametri microbiologici, allargando i test a generi caratteristici per ogni gruppo di microrganismi (compresi protozoi e metazoi inferiori) potenzialmente patogeni. Detto ciò tentiamo di fornire una panoramica (sintetica e non esaustiva) delle analisi che si possono affrontare in un ragionevole piano sperimentale.

Innanzitutto non sembra possibile esimersi dall'analisi dei "normali" indicatori colimetrici. La normativa italiana (Delibera C.I.T.A.I. del 4/2/77) prevedeva l'uso della tecnica MPN ("Most Probable Number") per la determinazione dei coli totali. In effetti, l'uso della tecnica MF ("Membrane Filtranti") non sembra mettere al riparo dalle "insidie" tipiche di una matrice come un refluo, che, anche se depurato, presenta spesso solidi sospesi e colloidali tali da rendere le analisi di uno stesso campione poco ripetibili. Il metodo basato sull'uso dei tubi multipli (MPN) presenta spesso l'inconveniente di essere piuttosto "tedioso" e lungo come tempi. Buoni risultati si potrebbero ottenere con kit già pronti, che in pratica sostituiscono i tubi multipli dell'MPN con micropiastre da leggere in fluorescenza. Quanto detto vale in particolare per Escherichia coli ed Enterococchi, ma esistono applicazioni anche per i coliformi totali. Va aggiunto comunque che il ricorso alla filtrazione su membrana potrebbe essere praticato se si è in grado di garantire un "trend" di risultati confrontabili.

Enterobatteri patogeni, quali Salmonella, specie opportuniste (come ad esempio Pseudomonas aeruginosa), Stafilococchi (come Staphylococcus aureus) possono essere determinate sia per avere un'espressione della concentrazione assoluta di tali microbi nelle acque da destinare al riuso, sia per stimare le rese di abbattimento dei sistemi di disinfezione. La scelta delle specie da determinare resta comunque nelle mani dello sperimentatore (se si è in presenza di prove ad esempio su un "pilota" o su un impianto "batch") non sussistendo obblighi normativi (si eccetterà forse Salmonella). Tale scelta sarà ovviamente condizionata anche dal particolare tipo di colture che vanno irrigate con le acque ottenute. Un aspetto di rilievo è costituito anche dall'epidemiologia delle zone in cui avviene la sperimentazione.

Esistono concrete possibilità che l'uso degli indicatori colimetrici classici non consenta di trarre conclusioni circa le cariche virali presenti nelle acque da avviare a riutilizzo. Varie ricerche sono state effettuate, e molte sono tuttora in corso, per stabilire in primo luogo le classi di particelle virali da assumere quali validi indicatori riguardo la presenza di tutte le altre specie (in tal senso i batteriofagi anti *E. coli* sembrano i più seri candidati) e secondariamente i metodi analitici più idonei. Nella determinazione dei virus in campioni ambientali già la prima tappa di concentrazione dei volumi di acqua prelevati è difficoltosa. La successiva semina, dopo eluizione, in cellule ospiti rende i recuperi solitamente poco soddisfacenti (in relazione anche al tempo di analisi richiesto). In questo settore l'utilizzo di tecniche di biologia molecolare, se sostenibili e analiticamente gestibili, costituisce una notevole implementazione futura.

Tra gli indicatori utili per la valutazione dell'efficacia di abbattimento dei sistemi di affinamento dei reflui vanno considerati anche alcuni protozoi patogeni. In particolare i generi *Giardia* e *Cryptosporidium*, formando cisti in situazioni di difficoltà ambientale, possono penetrare attraverso le barriere costituite dai sistemi filtranti. La ricerca di queste forme viene normalmente usata negli Stati Uniti per assicurarsi della loro assenza a valle degli impianti di potabilizzazione delle acque. Essendo specie patogene, molto resistenti anche alla disinfezione, la loro sorveglianza a fini epidemiologici può rappresentare un passo avanti anche per il fine di riuso a scopo irriguo.

Anche in questo caso si pone il medesimo problema delle altre analisi microbiologiche sui reflui: il recupero dei microrganismi dal campione prelevato. Inoltre la metodica più comunemente utilizzata (filtrazione su cartuccia, eluizione, concentrazione del campione, trattamento con coloranti fluorescenti e conteggio al microscopio delle cisti vitali) ha una durata che mal si sposa con esigenze di controllo "routinario" ma semmai può essere proponibile per ricerche particolari.

Le varie linee guida internazionali, come visto in precedenza, consigliano, prima del riutilizzo, il controllo degli elminti e delle loro uova (le forme maggiormente resistenti agli "stress" ambientali e quindi ai vari sistemi di trattamento). Mentre esistono metodi abbastanza sperimentati nella ricerca su acque potabili o comunque da potabilizzare, è più arduo il reperimento di test per la determinazione nei reflui. Come ricordato per i protozoi (anche con difficoltà maggiori, viste le dimensioni superiori di questi metazoi), la concentrazione degli individui presenti in volumi di acque (che devono inevitabilmente essere elevati) è piuttosto problematica (a meno che il numero di questi "vermi" non sia particolarmente elevato, ma spesso non è il caso dei reflui di depurazione). Solitamente alla fase di concentrazione ne segue una di determinazione quali-quantitativa, basata sull'osservazione al microscopio di aliquote dell'intero campione concentrato.

Come osservato in precedenza tutte le determinazioni biologiche sulle acque reflue (anche se depurate con trattamenti terziari) presentano difficoltà legate all'incertezza della misura su questo tipo di matrice. I metodi attualmente in uso presentano effettivamente margini di miglioramento (soprattutto dal punto di vista della sensibilità verso gli organismi "bersaglio" e dei tempi necessari per ottenere i risultati), anche se si prestano a fornire valori comunque affidabili per formulare giudizi riguardo all'idoneità dei reflui a scopo irriguo.

Esiste una grande varietà di lavori che documentano gli sforzi attualmente in atto, da parte della comunità scientifica internazionale, per mettere a punto metodiche con recuperi adeguati dei vari organismi e microrganismi e soprattutto con determinazioni basate su tecniche di biologia molecolare. In effetti, l'analisi a livello genetico consente una sicurezza pressoché totale sull'individuazione delle varie specie; restano però da risolvere ancora problemi legati alla fase precedente di trattamento della matrice. Anche le tecniche immunologiche ed immunoenzimatiche sembrano prestarsi a questo tipo di applicazioni.

Specie patogene	Sopravvivenza sul terreno	Sopravvivenza sulle colture
Enterovirus	< 100 (di solito < 20)	< 60 (di solito < 15)
Coliformi fecali	< 70 (di solito < 20)	< 30 (di solito < 15)
<i>Salmonella</i> spp.	< 70 (di solito < 20)	< 30 (di solito < 15)
Vibrio cholerae	< 20 (di solito < 10)	< 5 (di solito < 2)
Cisti di <i>Entamoeba histolytica</i>	< 20 (di solito < 10)	< 10 (di solito < 2)
Uova di <i>Ascaris lumbricoides</i>	Parecchi mesi	< 60 (di solito < 30)
Uova di <i>Taenia saginata</i>	Parecchi mesi	< 60 (di solito < 30)
Uova di <i>Trichuris trichiura</i>	Parecchi mesi	< 60 (di solito < 30)
Larve di Nematodi intestinali	< 90 (di solito < 30)	< 30 (di solito < 10)

Tabella 6.5: sopravvivenza media (in giorni) di varie specie patogene su terreno e colture

6.7 Tossicità

Come osservato in precedenza parlando degli standard di qualità delle acque di irrigazione, la tossicità delle stesse gioca un ruolo fondamentale tra i criteri di idoneità.

Nel momento in cui si voglia avviare una sperimentazione per testare l'idoneità di un certo tipo di effluente per l'irrigazione, ci si può trovare di fronte fondamentalmente a due diverse situazioni: in un caso si può avere già un'idea precisa del tipo di colture cui sono destinati i reflui, nell'altro si può invece avere il proposito di valutare le caratteristiche generali degli stessi.

Nell'ipotesi in cui si disponga delle specie da coltivare, l'allestimento di una serie di prove dovrebbe risultare più agevole. Infatti si dovrebbero utilizzare le piante (in numero statisticamente sufficiente) in modo da avvicinare la propria situazione il più possibile a quella su larga scala. In tal modo si avrà a disposizione una sorta di "pilota" che riproduce la situazione reale (stesse specie di piante e sistema di irrigazione, possibilmente uguali caratteristiche del terreno, ecc.). Lo scopo si può raggiungere preparando ad esempio delle "parcelle" sperimentali, ricavate dagli stessi appezzamenti su cui poi si dovrebbero utilizzare i reflui trattati.

Parametro	Efficacia di recupero della tecnica	Tempo di analisi	Significatività per riutilizzo reflui
Coliformi (tecnica MF)	+	+++	+
Coliformi (tecnica MPN)	++	+	+
<i>Escherichia coli</i> (tecnica MF)	+	+++	+
<i>Escherichia coli</i> (tecnica MPN)	++	+	++
Enterococchi (tecnica MF)	+	+++	+
Enterococchi (tecnica MPN)	++	+	++
Salmonella (tecnica MF)	++	++	+++
Pseudomonas (tecnica MF)	++	+++	++
Stafilococchi (tecnica MF)	++	+++	+
Enterovirus	+	+	+++
Colifagi (tecnica MF)	+	+	+
Cisti di protozoi	++	+	+++
Uova di nematodi	++	++	+++
Elminti	++	++	++

Tabella 6.6: sintesi delle caratteristiche dei metodi più comunemente impiegati per le analisi microbiologiche dei reflui (dove non indicato la tecnica utilizzata è quella più “diffusa”, citata nel testo).

Le crocette indicano gradi crescenti delle varie caratteristiche (ad esempio per i tempi di analisi: + = lento, ++ = medio, +++ = relativamente veloce)

In questo caso l'esame tossicologico è "immediato": sarà sufficiente misurare quali sono gli effetti seguenti ai periodi di irrigazione sulle piante testate. In generale i parametri utilizzabili come indicatori sono prevalentemente di carattere agronomico, quindi si possono citare la misura del peso secco (per valutare l'accrescimento vegetale), la lunghezza delle radici, l'area fogliare, la concentrazione di clorofilla totale (la scelta dei parametri e della frequenza di misura è ad ogni modo dipendente da come è impostata la sperimentazione).

Riguardo invece gli effetti sui terreni, esistono diversi saggi in grado di fornire informazioni rapide sulle possibili variazioni a carico dei suoli. Tra i test ecotossicologici di "screening" si possono ricordare la misura dell'attività respiratoria dei batteri del suolo, la prova per la valutazione del potere nitrificante del suolo, le prove di tossicità con l'anellide *Eisenia foetida* e con i batteri bioluminescenti della specie *Vibrio fischeri*. Tra i test atti a valutare il potenziale genotossico di campioni di terreno rientrano quello commercialmente noto come "Mutatox" sempre con *Vibrio fischeri*, il Test di Ames (su *Salmonella*), l'SOS Chromotest.

Nel caso in cui invece si voglia effettuare uno studio preliminare sull'impatto dei reflui (ad esempio per stabilire le caratteristiche di tossicità verso una specie piuttosto che un'altra) è opportuno utilizzare saggi ed indici ecotossicologici che permettano di "fotografare" una certa situazione, per poi osservarne il "trend" nel tempo.

In questo senso non ci si potrà più limitare ad effettuare prove dirette su parametri strettamente agronomici ma ci si dovrà rivolgere a test più rapidi e facilmente realizzabili (ma comunque ugualmente riproducibili). Alcuni autori hanno preso in esame una vasta bibliografia in proposito da cui emerge che un saggio di questo tipo potrebbe essere rappresentato dall'indice di germinazione (che praticamente accoppia in un solo valore numerico i risultati del numero di semi germinati e della misura dell'allungamento radicale, rispetto ad un "controllo"). In questo caso è da valutare l'opportunità della scelta nell'utilizzo di semi di una specie piuttosto che un'altra. Fino ad alcuni anni fa l'unica specie adoperata per questo test era il crescione (*Lepidium sativum*): come evidenziato in maniera ormai universale l'uso di una sola specie limita il valore delle conclusioni generali cui si giunge. E' perciò preferibile effettuare prove su semi di più generi.

Per i test tossicologici sui suoli si rimanda a quelli ricordati in precedenza.

Nel caso di sperimentazioni a carattere generale è utile anche la determinazione chimica di alcune classi di composti tossici (che presenta però il limite di fornire dati numerici non

completamente sovrapponibili con quella che è la biodisponibilità vera e propria delle molecole e di essere in generale più costosa).

7 Analisi biologiche per la gestione del ciclo delle acque

7.1 Acque potabili

La normativa di riferimento è il nuovo Decreto Legislativo 31/2001, che sostituisce il precedente D.P.R. 236/1988.

Indicatori colimetrici

Nell'analisi delle acque destinate al consumo umano "storicamente" assumono un'importanza notevole i cosiddetti "indicatori colimetrici". Si tratta di un gruppo di microrganismi che normalmente si ritrovano in vari organi nell'uomo e negli animali e che ne caratterizzano di solito il tratto gastro-intestinale. Non sono batteri che normalmente trovano condizioni ecologiche ideali di sopravvivenza nelle acque potabili e proprio per questo il loro ritrovamento in tale matrice viene interpretato come originato da inquinamento di tipo fecale: ciò indurrebbe ad ipotizzare che la riserva idrica o il punto in cui vengono identificati non sarebbe esente da problemi igienico sanitari per gli eventuali utenti. Questo tipo di microrganismi, che normalmente non sono patogeni per l'uomo, viene utilizzato come detto quale indicatore della possibile (ma non certa!) presenza di altri organismi patogeni, appartenenti alla stessa famiglia dei coliformi (le *Enterobacteriaceae*), come ad esempio *Salmonella*. Quindi, in presenza di referti positivi per questi batteri, si potrà decidere di procedere anche ad altro tipo di analisi più specifiche per le specie patogene.

I parametri che costituiscono la "colimetria" classica sono coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi fecali, così come previsti dal D.P.R. 236/88; con la nuova normativa vengono sostituiti dai parametri *Escherichia coli* (in luogo dei coliformi fecali), enterococchi (in luogo degli streptococchi fecali, di cui sono un'estensione tassonomica); inoltre tra i parametri di verifica sono compresi i colibatteri a 37°C. Il nuovo Decreto sulle acque destinate al consumo umano elenca anche i metodi analitici utilizzabili (in particolare si tratta delle norme ISO).

Pur in presenza di categorie microbiologiche ormai ben studiate ed utilizzate da decenni nel controllo delle acque, si può affermare che spesso il ruolo ecologico di questi batteri non è ancora del tutto chiaro, in particolare riguardo ai coliformi totali, la cui utilità nel campo del controllo delle acque può essere messa in discussione dal fatto che si tratta di germi "ubiquitari", assai facilmente rinvenibili in più matrici ambientali. Inoltre, anche se esistono metodiche analitiche di elezione (metodi delle membrane filtranti, MF, e del "numero più probabile", MPN, entrambe di tipo

“colturale”), queste non paiono esenti da limiti, talvolta anche imponenti, di ripetibilità e riproducibilità, in particolare dipendenti dalla matrice. Per cui sono in continua evoluzione anche le tecniche per la determinazione di tali parametri, per migliorarne accuratezza e precisione, ma anche per ottenere i risultati in tempi più rapidi.

Cariche batteriche a 37 e 22°C

Anche queste sono grandezze microbiologiche da tempo utilizzate per la comprensione della qualità dell’acqua potabile. Pur non rivestendo grande importanza per imposizione di limiti, queste misure forniscono un dato analitico sulle condizioni microbiologiche generali del campione (quelle a 37°C riguardo a provenienza di origine animale, quelle a 22°C per provenienza di tipo ambientale). Si può considerare significativo non tanto il loro valore assoluto quanto il loro andamento nel tempo, relativo ovviamente allo stesso punto di prelievo, tenendo presente che è operazione quasi impossibile ottenere acque con carica batterica nulla (praticamente sterili!) e che campioni con referti del genere vanno guardati con sospetto quanto quelli con presenza di cariche batteriche elevatissime.

Il metodo utilizzato per la determinazione di questi parametri consiste nell’inclusione di una piccola aliquota del campione in questione in terreni di crescita “generici”.

Clostridium perfringens

Nella nuova normativa sostituisce il parametro precedentemente indicato come “spore di clostridi solfito-riduttori”, mantenendone comunque lo stesso significato igienico sanitario e gestionale. Si tratta di un genere di batteri sporigeni anaerobi, che vengono ricercati quali indicatori della possibile presenza di entità maggiormente resistenti al trattamento di disinfezione, in particolare con cloro di quanto non siano i coliformi (ad esempio cisti di protozoi, virus ed altre forme batteriche). Anche il significato da assegnare a questo parametro è ancora abbastanza dibattuto, la nuova normativa lo inserisce come analisi da effettuare nel caso vengano utilizzate acque superficiali per la potabilizzazione. In generale sono germi abbastanza diffusi nell’ambiente ed il loro rapporto quantitativo con altri organismi per cui dovrebbero essere indicatori non è stato ancora definitivamente provato; trattandosi di batteri anaerobi obbligatori ed “annidandosi” preferibilmente nei sedimenti sono comunque segnalatori di vari tipi di problemi, come ad esempio non efficace lavaggio dei filtri.

Anche i clostridi vengono determinati dopo filtrazione su membrana, coltura su terreno selettivo specifico ed incubazione a temperatura adeguata; si contano successivamente le colonie che si sono formate.

Parametri accessori

Sia la precedente che la nuova normativa riportano in allegato una serie di parametri biologici la cui determinazione può essere decisa dai competenti organi di controllo, nel caso di sospetta pericolosità per la risorsa idrica. L'elenco comprende svariate forme, appartenenti a vari gruppi: virus (batteriofagi, enterovirus) batteri (*Salmonella*, *Shigella*, *Legionella*, *Pseudomonas aeruginosa*, stafilococchi patogeni), funghi, alghe, protozoi, nematodi a vita libera.

Questo tipo di parametri di solito non vengono inseriti tra le analisi routinarie delle acque potabili ma possono essere utili anche per la comprensione dell'effettiva riuscita del processo di potabilizzazione e per la valutazione di eventuali interventi da apportare nella filiera di trattamento. In particolare questo vale per i cosiddetti "elementi figurati" (alghe, protozoi ed elminti), che normalmente vengono individuati attraverso l'osservazione microscopica di subcampioni.

Per quanto riguarda gli altri parametri sopra elencati si tratta per lo più di analisi colturali tese ad individuare microrganismi specifici, dopo filtrazione di adeguati volumi di campione (nel caso dei virus anche centinaia di litri per mezzo dell'ultrafiltrazione tangenziale). Le metodiche sono comunque più difficili da applicare all'attività di normale controllo acquedottistico, per via della messa a punto più complessa, di solito esclusiva di pochi laboratori di riferimento.

Test di mutagenesi

Si possono definire come la "nuova frontiera" dell'analisi biologica. Permettono di stabilire in tempi brevi l'effetto mutageno delle acque su ceppi batterici scelti *ad hoc*. I microrganismi solitamente utilizzati sono *Salmonella* per il Test di Ames (dal nome del suo ideatore) e *Vibrio fischeri* per il test di bioluminescenza. Nel primo test si valuta l'effetto indotto dal campione sul DNA di ceppi di *Salmonella*, tramite la quantificazione fenotipica di una mutazione; nel secondo l'eventuale riduzione dell'emissione naturale di luminescenza da parte di *V. fischeri*.

Questo approccio analitico presenta effettivamente delle possibilità predittive riguardo ad eventuali effetti cancerogeni e mutageni sull'uomo; esistono però anche degli svantaggi legati a tali procedure: innanzi tutto l'uso che ne è stato fatto fino ad ora è stato praticamente solo a livello sperimentale e mai applicato di routine (almeno in Italia); inoltre è chiaro che non è operazione semplice estrapolare da queste prove dei dati oggettivamente e certamente applicabili anche

all'organismo umano. Va detto comunque che un'applicazione più diffusa faciliterebbe quanto meno la costruzione di casistiche da poter eventualmente inserire in modelli sperimentali.

7.2 Acque superficiali

Indicatori colimetrici

Gli stessi tre parametri (coliformi totali e fecali, streptococchi fecali) che venivano riportati dalla precedente normativa sulle acque destinate al consumo umano, erano anche utilizzati per determinare la categoria in cui classificare le acque superficiali destinate ai trattamenti di potabilizzazione (come previsto dal D.P.R. 515/1982, poi abrogato dal Decreto 152/1999 e sostituito da uno degli allegati a questa norma). Il valore di questi parametri microbiologici (più l'eventuale presenza di Salmonella) e di altri chimici permette di dividere le acque da potabilizzare in tre categorie, che prevedono filiere di trattamento sempre più complesse. Anche in questo caso è necessaria una adeguata valutazione delle metodiche, in particolare in rapporto al tipo di matrice analizzata, più complessa delle acque potabili. Resta comunque importante il dato analitico fornito da questi tre parametri, specialmente per valutare l'andamento del carico batteriologico inquinante nel tempo delle captazioni usate.

Salmonella

Viene utilizzato come parametro per indagare la presenza di eventuali enterobatteri patogeni nelle acque superficiali (come visto coincide anche con le indicazioni dei riferimenti normativi).

Parametri utili per la valutazione dello stato di qualità delle acque e loro successivo trattamento

In pratica si tratta dei parametri accessori già esaminati per le acque distribuite (alghe e loro tossine, virus, protozoi, elminti), per cui valgono le stesse considerazioni anche riguardo alle acque superficiali, dove la presenza di queste categorie di organismi potrà dare eventuali indicazioni sul tipo di filiera richiesta per il contenimento della loro concentrazione.

Test di mutagenesi

Valgono anche in questo caso le stesse considerazioni fatte per le acque potabili; in generale questi test consentono una valutazione più completa delle risorse idriche da captare e trattare, fino a deciderne l'eventuale esclusione.

Clorofilla ed altri pigmenti algali

La stima della biomassa totale dovuta all'abbondanza algale costituisce un parametro assai importante per la valutazione dello stato trofico di un bacino. Esistono vari metodi per determinare questa grandezza, di cui probabilmente il più diffuso è la quantificazione della concentrazione di clorofilla "a", indice abbastanza proporzionale a quello della biomassa totale. Il metodo maggiormente utilizzato allo scopo è la determinazione spettrofotometrica dopo estrazione del campione in acetone. La valutazione globale dello spettro dei pigmenti caratteristici delle popolazioni algali permette anche una quantificazione indiretta dei vari raggruppamenti sistematici.

Inoltre il parametro clorofilla è stato introdotto dal Decreto 152 tra i parametri da utilizzarsi per l'attribuzione della classe di qualità alle acque dei laghi.

7.3 Acque sotterranee

Anche per questa tipologia di acque si utilizzano frequentemente i già citati indici colimetrici classici, per valutare la qualità igienico sanitaria degli attingimenti dalle falde e delle acque distribuite successivamente in rete. Può essere utile un esame delle cariche batteriche a 37 e 22°C per gli stessi motivi visti in precedenza.

Importante, tra i parametri accessori, la valutazione della eventuale presenza di protozoi patogeni.

Ferrobatteri e solfobatteri

Si tratta di gruppi di microrganismi molto importanti nell'ecologia delle reti idriche, poiché possono essere responsabili dei fenomeni di ricrescita batterica all'interno dei lumi dei tubi e quindi causano ostruzione degli stessi.

La metodica per la loro determinazione si basa su un'osservazione al microscopio.

7.4 Acque sorgive

Oltre ai parametri fin qui descritti per le altre tipologia di acque destinate al consumo umano, potrebbe essere interessante l'uso di indicatori biologici della qualità di questa tipologia di risorsa, nella fattispecie della macrofauna indicatrice della qualità ambientale della sorgente (rotiferi, crostacei, insetti, elminti, molluschi, ecc.).

7.5 Acque reflue

Escherichia coli

Si tratta dell'unico parametro microbiologico per cui sono previsti limiti allo scarico dei depuratori; è stato introdotto dal Decreto 152 e sostituisce gli altri indicatori colimetrici.

Saggi ecotossicologici

Vengono introdotti per la prima volta in una normativa, allo scopo di monitorare la compatibilità degli scarichi rispetto al corpo idrico recettore.

L'ecotossicologia è una vera e propria scienza che sposta l'attenzione dello studio delle relazioni causa-effetto dall'uomo (tossicologia) all'ambiente.

Nel nostro paese è stata introdotta ufficialmente, relativamente al settore delle acque, dal D.lg.vo 152/99, che ne rende obbligatorio l'uso per la classificazione dello stato di qualità delle acque e come parametro per consentire lo scarico nei corpi idrici. Di fatto però la presenza di tali test è depotenziata dalla mancanza di sanzioni in assenza del loro rispetto.

In pratica una sostanza (o una miscela di sostanze), uno scarico (ma anche suoli, sedimenti, rifiuti, ecc.) tal quali o diluiti a diverse concentrazioni vengono sottoposti ad alcuni organismi, scelti tra i più rappresentativi dei vari livelli trofici. Si analizza poi il numero di individui per cui è mutata una condizione rispetto all'inizio della prova (ad esempio quanti non sono più mobili o sono morti, ecc.) e, tramite curve dose-effetto, si ottiene la concentrazione della soluzione esaminata che si può considerare ad 'effetto tossico' (acuto o cronico).

Per avere dei dati che permettano di trarre delle conclusioni riguardo ad interi ecosistemi è ovvio che si dovranno utilizzare vari organismi.

In generale si suggerisce di eseguire il test almeno su:

- un decompositore (di solito il batterio bioluminescente *Vibrio fischeri*)
- un produttore (alghe di varie specie)
- un consumatore primario (rotiferi, crostacei)
- un consumatore secondario (pesci)

Questi test sono estremamente utili nell'esprimere un giudizio sugli effetti che può avere uno scarico (di qualsiasi genere) sulla comunità ecologica cui viene 'sommministrato'. Non è però possibile estrapolare tali risultati anche all'uomo.

Inoltre non sempre gli organismi usati (per quanto si tratti di specie abbastanza ubiquitarie) sono quelli caratteristici dell'ecosistema in esame, per cui le conclusioni non sono facilmente generalizzabili.

L'applicazione dei test ecotossicologici (così come di quelli di mutagenicità) costituisce comunque un potente mezzo per la tutela ambientale (e quindi anche della risorsa idrica), che permetterebbe inoltre un'analisi del territorio a costi tutt'altro che esorbitanti.

Alghe e clorofilla

Sono parametri utili per la valutazione dello stato di qualità delle acque (vedi Decreto 152/99, Allegato 1). Data la non complessità delle metodiche, come già riportato in precedenza, si possono impiegare anche per verificare il “potere eutrofizzante” di uno scarico.

Anche per le acque reflue è interessante avere la possibilità di rilevare particolari classi di microrganismi, quali i virus ed i protozoi patogeni, vista anche l'origine dei campioni.

Va detto che in generale l'applicazione delle tecniche di rilevamento sulle acque reflue è molto più complicata e laboriosa che su acque caratterizzate da matrici meno complesse.

7.5.1 Gestione degli impianti di depurazione

Sludge biotic index (SBI)

Ricava un indice numerico rappresentativo del rendimento depurativo sulla base della presenza di varie specie di protozoi ciliati all'interno dei fanghi

Analisi dei batteri filamentosi

Valuta le classi di abbondanza di tali specie, responsabili di funzionamenti non efficaci del processo depurativo

Si tratta di analisi microscopiche che permettono di ricavare utilissime informazioni gestionali riguardo all'andamento dei processi depurativi a carico dei fanghi di ossidazione. E' opportuno sottolineare che un impianto di depurazione è un vero e proprio ecosistema (sebbene 'artificiale') e che quindi per gestirlo efficacemente non si può prescindere da una conoscenza delle valenze ecologiche che sono implicate nel processo

OUR e AUR test

Sigle che stanno rispettivamente per 'oxygen uptake rate' e 'ammonia uptake rate'; sono prove di cui ci si serve per determinare l'impatto di varie tipologie di liquami (o rifiuti) sull'andamento del consumo di ossigeno e del ciclo dell'azoto nei fanghi di trattamento. Possono essere utilizzati sia per la previsione gestionale degli afflussi all'impianto, sia come test ecotossicologici (l'OUR anche in 'continuo' e non solo in laboratorio)

Controllo aerosol biologici

Si effettua prelevando volumi di aria in vari punti dell'impianto con campionatori di diverso genere. Tali volumi d'aria impattano o vengono seminati (in caso si ottenga un estratto in soluzione) su piastre con gli opportuni terreni microbiologici di rilevamento.

I parametri più comunemente ricercati sono indicatori colimetrici, Salmonella, cariche batteriche e micotiche; in alcuni lavori di ricerca è stata effettuata anche la determinazione dei virus.

Tali pratiche analitiche hanno rilievo soprattutto dal punto di vista igienico-sanitario, per la valutazione del rischio biologico derivante dall'eventuale presenza degli aerosol negli impianti, sia per gli operatori che vi lavorano sia per la popolazione residente.

Gestione della produzione di biogas

Trattando in grossi digestori anaerobici i fanghi residui della depurazione si ottiene biogas, sostanzialmente ricco di metano ed anidride carbonica.

Anche questo è un processo che avviene essenzialmente in un ecosistema creato ad 'hoc' ed in cui la conoscenza dei microrganismi che trasformano le varie molecole che vi sono implicate ne permette l'ottimizzazione.

Il controllo di tale processo di solito si effettua misurando parametri chimici e fisici (pH, temperatura, concentrazione di acidi grassi volatili ed alcalinità), pur trattandosi come visto di un fenomeno biologico.

Tuttavia sviluppi futuri fanno ritenere di poter giungere anche a determinazioni dirette dei titoli batterici utili nella comprensione del processo.

8 Analisi chimiche per la gestione del ciclo delle acque

8.1 Parametri chimico-fisici importanti nella valutazione di un'acqua potabile

Di seguito si riassumono brevemente alcuni parametri importanti per la comprensione della qualità delle acque destinate al consumo umano. Va tenuto presente che il D.P.R. 236/88 prevedeva l'esecuzione di ben 56 parametri tra fisico-chimici e chimici, mentre con la nuova legislazione tale numero si è ridotto. Tali parametri vanno da quelli più specificamente organolettici a quelli che riguardano sostanze potenzialmente tossiche.

- pH (legato alla concentrazione di ioni idrogeno, esprime le caratteristiche di acidità o basicità di un'acqua)
- Conducibilità (misura il contenuto salino e la presenza di ioni in un'acqua ed è collegata al "residuo fisso", che ci permette di stabilirne il grado di mineralizzazione)
- Torbidità (valuta il contenuto "particellare" in sospensione di un'acqua e quindi, in qualche modo, la sua "limpidezza")
- Durezza (si ottiene dalla somma della durezza "calcica" e di quella "magnesica", consente in generale di stabilire l'aggressività di un'acqua nei confronti di tubature, manufatti, ecc.; è legata all'alcalinità)
- Disinfettante residuo (di solito si tratta di cloro residuo libero; deve raggiungere valori tali da mantenere l'acqua esente da batteri patogeni, senza modificarne le caratteristiche di gradevolezza per il consumatore né dare origine alla formazione di sottoprodotti)
- Cloruri e Solfati (legati all'aggressività dell'acqua. Sono parametri che caratterizzano le varie tipologie di acque e che ne costituiscono una caratteristica)

- Ossidabilità (misura indiretta della sostanza organica presente in un'acqua, si può usare in alternativa l'assorbanza a 254 nm. Il metodo non permette di determinare i prodotti volatili, che evaporano durante il trattamento).
- Alluminio (importante se presente nei prodotti utilizzati come flocculanti o coagulanti)
- Acrilammide e prodotti residui di polimeri organici (importante se presente nei prodotti utilizzati come flocculanti o coagulanti)
- Ferro e Manganese (metalli spesso presenti in elevate concentrazioni nelle captazioni sotterranee, arrecano soprattutto "disturbi" organolettici)
- Sottoprodotti della disinfezione (trialometani ed in generale composti organo-alogenati in caso di uso di ipoclorito quale disinfettante, cloriti e clorati in caso di uso di biossido di cloro, composti organici come le aldeidi in caso di uso di ozono, ecc. Modificano le caratteristiche delle acque e per alcuni è stata provata la cancerogenicità)
- Composti dell'azoto (ammoniaca, nitriti e nitrati indicano proliferazione batterica e sono dannosi in varia misura per la salute)

8.2 Parametri chimico-fisici importanti nella valutazione di un'acqua reflua

Di seguito si riassumono i parametri principali utilizzabili per individuare i carichi inquinanti di un'acqua reflua, vale a dire sia di liquami provenienti dalla fognatura, sia di effluenti immessi in corsi d'acqua o in bacini. Si tenga presente che il Decreto 152/99, come modificato dal Decreto 258/2000, prevede l'analisi di 49 parametri chimici e chimico-fisici per valutare gli scarichi in acque superficiali e pubblica fognatura (tabella 3, allegato 5).

- COD (Richiesta chimica di ossigeno. Misura dell'ossigeno necessario a degradare le sostanze dal punto di vista chimico. Di fatto misura l'inquinamento non totalmente biodegradabile)

- BOD (Richiesta biochimica di ossigeno. Analogo del COD dal punto di vista biologico; di fatto misura l'inquinamento biodegradabile)

- Solidi sospesi (misura del particolato non disciolto)

- Solidi sedimentabili (misura della frazione di particolato più grossolana, che, in condizioni di staticità, sedimenta)

- Composti dell'azoto (azoto ammoniacale, nitroso e nitrico permettono di determinare il grado di nitrificazione di un processo depurativo e quindi dell'ossidazione della forma ridotta inorganica, l'ammoniaca, che può costituire, ad elevate concentrazioni, un tossico per le forme di vita dei corpi recettori. Uno scarico con elevate concentrazioni di nitrati, può d'altra parte rivelarsi "eutrofizzante" per il corpo recettore)

- Fosforo totale (elevate concentrazioni allo scarico possono avere effetto "eutrofizzante")

- Ossigeno disciolto e Potenziale di ossido-riduzione (esprimono il grado di aerobiosi di un'acqua reflua)

8.3 Principali tecniche analitiche chimiche e chimico-fisiche

Gravimetria:

filtrazione del campione e peso dei filtri dopo tara con bilancia di precisione analitica, utilizzata per i solidi sospesi.

Metodi volumetrici:

sostanzialmente si tratta delle titolazioni; utilizzate per ossidabilità, durezza, ecc. La volumetria si basa sull'impiego di soluzioni a titolo noto che si aggiungono, in quantità anche assai piccole e comunque sempre note, alla soluzione che contiene la specie che si vuole dosare. Dal volume di titolante aggiunto si ricava la concentrazione della sostanza da determinare. Il punto finale della titolazione corrisponde al volume utile per titolare l'intera concentrazione dell'analita da dosare. I principali metodi volumetrici sono l'alcali-acidimetria, le titolazioni di ossido-riduzione, le titolazioni per precipitazione, le titolazioni complessometriche.

Spettrofotometria di assorbimento molecolare:

utilizzata ad esempio per determinare i composti dell'azoto e del fosforo. Tali metodi si basano sul fatto che una soluzione assorbe in funzione della frequenza della luce che la attraversa. Il valore assoluto dell'assorbimento per una data frequenza o lunghezza d'onda può servire per stabilire la concentrazione della sostanza nella soluzione. In generale si parla di analisi colorimetrica, poiché l'aggiunta di reattivi specifici al campione in esame provoca uno sviluppo di colore, con intensità proporzionale a quella della concentrazione della molecola ricercata (alla lunghezza d'onda in cui si ha il picco massimo di questo fenomeno). Tale comportamento delle sostanze è regolato dalla Legge di Lambert-Beer e vale fino a concentrazioni definite, quindi non all'infinito. Per cui una certa sostanza può essere dosata grazie all'allestimento di specifiche curve concentrazione-assorbanza, utilizzando soluzioni standard a concentrazione nota.

Spettrofotometria di assorbimento atomico:

tecnica utilizzata in particolare per determinare i metalli. La concentrazione di un elemento può essere misurata mediante la sua proprietà di assorbire, allo stato atomico, luce di frequenza caratteristica. Valgono le stesse leggi viste per l'assorbimento molecolare: l'assorbimento è cioè proporzionale alla concentrazione dell'elemento nel campione in analisi. In generale per applicare questa tecnica sono necessari una sorgente che emetta le radiazioni di risonanza dell'elemento, uno

strumento per vaporizzare la soluzione, un sistema spettrofotometrico per misurare l'intensità prima e dopo il passaggio attraverso il vapore atomico.

Spettrometria di emissione al plasma (ICP):

questa tecnica è basata anch'essa sulla spettrofotometria di fiamma, come l'assorbimento atomico, di cui però in generale costituisce una variante più veloce e flessibile.

Potenziometria:

viene evidenziata la variazione di potenziale per associare il punto finale di una titolazione alla concentrazione di un determinato analita.

Con questa tecnica si effettuano le misure di pH. In sintesi si tratta di un'operazione di confronto del pH di una soluzione tampone standard nota con quello della soluzione in esame.

Conduttometria:

in questo caso è la misura della conducibilità (vale a dire della concentrazione di ioni) ad essere utilizzata quale discriminante per apprezzare il punto finale di una titolazione, in particolare della sua variazione all'aggiunta del reattivo titolante.

Cromatografia:

le sostanze vengono separate sulla base di un differente coefficiente di distribuzione fra due fasi, immiscibili tra loro, delle quali una è fissa e l'altra è mobile; ne esistono diverse varianti, come la gascromatografia, la cromatografia liquida ad alta pressione, nota come H.P.L.C., la cromatografia ionica.

Per tutte queste applicazioni in generale la tecnica è comune: il campione in esame (in quantità di solito minime) viene introdotto in una colonna contenente una fase stazionaria (per lo più costituita da una matrice solida) e "spinto" attraverso questa con l'ausilio di una fase mobile (liquida o gassosa), detta eluente. Le sostanze contenute nel campione si separano in diverse fasi sulla colonna e vengono trascinate sul fondo della colonna dalla fase liquida o gassosa eluente. Un sistema di registrazione (basato su principi diversi a seconda dell'applicazione) permette di seguire le varie fasi separate in uscita, che formano picchi proporzionali alla loro concentrazione, nel tempo e di ottenere il cosiddetto "cromatogramma", da cui si può risalire alla concentrazione dei composti, mediante iniezione di soluzioni standard degli stessi.

Nel caso della gas-cromatografia la fase mobile è un gas, la colonna viene riscaldata dentro un apposito forno, mentre i rivelatori possono essere di vario tipo, a seconda delle caratteristiche dei

composti da determinare. Nel settore delle acque questa tecnica viene utilizzata in particolare per determinare la concentrazione dei trihalometani, poiché si presta per i composti organici volatili.

La variante detta H.P.L.C. (cromatografia liquida ad alta pressione) prevede l'uso di una fase mobile liquida che fluisce nella colonna a pressioni fino a 500 atmosfere. I rivelatori sono diversi a seconda dell'applicazione (la metodica può essere usata ad esempio per la determinazione di residui di pesticidi).

Infine una tecnica importante nell'analisi delle acque è costituita dalla cromatografia ionica: in questo caso la colonna è riempita con resine a scambio ionico e la rivelazione è effettuata con un conduttimetro (in questo caso una seconda colonna ha il compito di ridurre il segnale di conducibilità dovuto all'eluente). Con questo metodo possono essere dosate varie specie sia anioniche che cationiche.

Spettrometria di massa:

tecnica di elezione per la determinazione di microinquinanti in uso negli ultimi anni anche di "routine". Permette di individuare molecole gassose cariche in funzione della loro massa, producendo gli ioni mediante collisione fra le molecole del gas da analizzare (il campione deve quindi in ogni caso essere vaporizzato) ed elettroni accelerati. In tal modo si estraggono elettroni dalle orbite più esterne degli atomi che compongono le molecole da dosare, si formano così ioni carichi positivamente, che vengono attratti da un elettrodo negativo, mentre le residue molecole gassose non ionizzate vengono rimosse con una apposita pompa aspirante. Gli ioni positivi così formati attraversano un campo magnetico e, attraverso una fenditura, giungono al sistema di determinazione.

La tecnica della spettrometria di massa viene normalmente utilizzata in coppia con altre tecniche cromatografiche che hanno la funzione di permettere la rivelazione degli analiti ricercati (soprattutto la gascromatografia), permettendo la separazione delle sostanze a monte della loro immissione nel sistema della "massa".

9 Gli ambiti territoriali ottimali (A.T.O.)

9.1 La Legge 36/94

La Legge n° 36 del 5 gennaio 1994 (Disposizioni in materia di risorse idriche) ha aperto la strada al riordino dei servizi idrici e all'industrializzazione del sistema, stabilendo una netta separazione di ruoli tra l'attività di indirizzo e controllo e quella più propriamente gestionale. Tale normativa prevede la riorganizzazione dei servizi idrici mediante la costituzione di Ambiti Territoriali Ottimali (A.T.O.) mirati al superamento della frammentazione gestionale esistente attraverso l'integrazione territoriale (definizione di bacini di utenza minimi) e funzionale delle diverse attività del ciclo. Tra gli obiettivi della L. 36/94 vanno sottolineati il superamento delle gestioni del ciclo delle acque a carico dei singoli Comuni, che quasi mai è funzionale alle caratteristiche del servizio; la definizione di una tariffa capace di finanziare gli investimenti necessari a migliorare le infrastrutture ed i livelli di servizio; la tutela del consumatore.

Funzione delle Regioni

Gli Ambiti Territoriali Ottimali vengono delimitati e definiti dalle Regioni. Questo Ente inoltre disciplina la forma di cooperazione tra i vari enti ricadenti nel medesimo A.T.O.; adotta una convenzione tipo per regolare i rapporti tra gli Enti Locali ed i gestori del servizio idrico; disciplina le modalità di trasferimento del personale degli enti già adibiti alla gestione.

L'Ambito Territoriale Ottimale

Dopo la delimitazione territoriale, l'A.T.O. organizza il servizio idrico integrato e provvede alla sua gestione. Al fine di definire i contenuti della convenzione con il gestore, l'A.T.O. effettua la ricognizione, predispone il programma degli interventi, con il connesso piano organizzativo e la tariffa. Infine affida il servizio sulla base della convenzione, tramite gara per l'affidamento in concessione o affidamento diretto.

L'A.T.O. esercita, dopo l'affidamento del servizio, attività di controllo sul gestore, raccogliendo da quest'ultimo informazioni inerenti le procedure, verificando il raggiungimento degli obiettivi previsti dalla convenzione e revisionandone ogni tre anni l'attività (applicazione di decurtazioni e penalizzazioni, ridefinizione dello sviluppo tariffario).

Il gestore

Il gestore del servizio idrico integrato è di norma uno per ogni A.T.O. I gestori esistenti continuano ad operare fino all'organizzazione ed assegnazione del servizio da parte degli A.T.O. Nel momento dell'affidamento le aziende, gli enti, i consorzi che avevano gestito il servizio idrico confluiscono nel gestore unico secondo le modalità previste dalla convenzione. Le opere e gli impianti di proprietà o in dotazione agli enti esercenti il servizio sono affidate in concessione al gestore del servizio integrato.

Il Comitato di vigilanza

Il Comitato di vigilanza per l'uso delle risorse idriche è istituito per garantire l'efficacia e l'economicità del servizio, la regolare determinazione e variazione delle tariffe, la tutela degli utenti.

Inoltre propone al Ministero dell'Ambiente un metodo normalizzato per definire le componenti di costo e determinare la tariffa di riferimento. Per l'espletamento dei propri compiti il Comitato si avvale di un Osservatorio dei servizi idrici.

Lo stato di attuazione della L. 36/94

Allo stato attuale non tutti gli A.T.O. definiti da parte delle Regioni sono insediati; la percentuale di quelli "insediati", che quindi hanno cominciato nell'espletamento delle funzioni di competenza, preparative all'affidamento del servizio, è superiore al 50%, intorno al 65%.

La situazione è abbastanza variabile a seconda della Regione. In Toscana sono previsti 6 A.T.O., di seguito elencati:

- A.T.O. 1: Toscana Nord - bacino del Serchio (province di Massa-Carrara, Lucca e parte di Pistoia)
- A.T.O. 2: Basso Valdarno - bacino del Basso Valdarno (province di Pisa e parte di Firenze)
- A.T.O. 3: Medio Valdarno - bacino del Medio Valdarno (province di Prato e parte di Firenze, Pistoia e Arezzo)
- A.T.O. 4: Alto Valdarno - bacino dell'Alto Valdarno (provincia di Arezzo)
- A.T.O. 5: Toscana Costa (provincia di Livorno)
- A.T.O. 6: Ombrone - bacino dell'Ombrone (province di Siena e Grosseto)

In tutti questi bacini gli A.T.O. si sono regolarmente insediati.

Volendo fare una panoramica generale sugli A.T.O. definiti dalle varie Regioni si può dire ad esempio che quasi il 50% di essi ha una popolazione servita compresa tra 250,000 e 750,000 abitanti; mentre sono 13 gli A.T.O. con popolazione servita maggiore di 1,000,000 di abitanti.

Quasi il 70% degli A.T.O. sono costituiti da meno di 100 Comuni.

Riguardo alla forma di gestione, buona parte degli A.T.O. non l'hanno ancora scelta (circa il 50%). Tra gli A.T.O. che hanno scelto la forma di gestione del servizio, la maggior parte ha optato per l'affidamento diretto a S.p.a. a prevalente capitale pubblico.

9.2 I Piani d'Ambito

Nel piano predisposto dagli A.T.O. possono essere individuate le definizioni degli obiettivi (standard tecnici ed organizzativi) e delle criticità (potenziale pericolo per la salute pubblica; danno progressivo e permanente per l'ambiente, con depauperamento della risorsa ambientale; inadeguatezza generica del livello del servizio; danni a persone o cose derivati ad esempio da allagamenti; sofferenza gestionale ed organizzativa).

L'obiettivo del piano degli interventi è l'individuazione dei progetti necessari al superamento delle criticità individuate nel territorio dell'Ambito, in modo da raggiungere gli standard tecnici prefissati. La definizione del singolo progetto di intervento riguarda vari aspetti: oggetto dell'intervento, obiettivi da raggiungere, valore dell'intervento, localizzazione geografica.

La tariffa di ambito

Secondo le disposizioni del D.Min. 1/8/1996, la tariffa si compone di tre elementi: i costi operativi, gli ammortamenti, la remunerazione del capitale investito.

Tenendo conto del peso e delle variazioni annuali di queste tre componenti, si può ottenere una previsione sull'andamento della tariffa applicata al servizio idrico nei prossimi 20 anni. Da tale previsione si può concludere che la tariffa è destinata ad aumentare nei primi 10 anni di gestione (con un aumento medio del 35% circa), mentre dovrebbe diminuire nel secondo decennio, fino ad un valore incrementato circa del 25% al termine del periodo considerato.

Dal punto di vista dell'articolazione tariffaria sono previste tariffe diverse a seconda della tipologia d'uso (domestico, agricolo, piccolo produttivo, grande produttivo, pubblico) e delle fasce di consumo annuo.

10 La normativa principale in materia di ciclo idrico integrato

In questi ultimi si è assistito ad una notevole promulgazione di leggi in materia di gestione delle acque, sia in campo nazionale che comunitario (ma anche da parte degli enti locali). Non è quindi cosa semplice cercare di riassumere quelle di maggiore importanza, anche perché nel frattempo una buona parte sono state abrogate da altre. Di seguito si introducono brevemente i riferimenti legislativi più importanti attualmente in vigore, soprattutto sottolineandone le rilevanze di tipo tecnico-analitico.

Legge 36/1994 Riordino del servizio idrico

Si tratta della cosiddetta “Legge Galli”, dal nome del suo ideatore. Emanata ormai da quasi un decennio, suo principale scopo è il riordino del servizio idrico nel nostro paese. In sintesi viene promossa la gestione integrata del ciclo delle acque, in cui un singolo soggetto (non necessariamente pubblico) sovrintende tutto il ciclo idrico, dalla captazione per produzione di acqua potabile alla depurazione finale. A tale soggetto la gestione del servizio viene affidata da un apposito organismo competente per territorio, denominato Ambito Territoriale Ottimale (A.T.O.) e di fatto costituito dai Comuni presenti sullo stesso.

Questa Legge è stata promulgata con il chiaro intento di ridurre dapprima e quindi di annullare successivamente il frazionamento di enti pubblici e privati gestori di impianti e di reti di adduzione, sia di acque potabili che di quelle reflue. Questo tipo di organizzazione ha impedito a lungo una conduzione efficiente, che ha causato in molti casi una dispersione di risorse tecniche e finanziarie. In generale gli A.T.O. hanno dimensioni che coincidono con quelle dei bacini idrografici dei fiumi principali delle zone di copertura e che raramente dovrebbero coincidere con quelli politici delle province o delle regioni. La costituzione degli A.T.O. consente inoltre al soggetto cui viene affidato l’incarico di gestione di rivedere le tariffe del servizio da applicare all’utenza, razionalizzando al massimo questo tipo di risorsa per effettuare investimenti migliorativi.

Dal punto di vista della qualità è la prima normativa italiana che di fatto impone anche al gestore di servizi idrici un proprio controllo autonomo rispetto a quello degli organi ufficiali (ASL).

Decreto Legislativo 31/2001 Attuazione della Direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano

Sostituisce la legislazione che per vari anni aveva costituito il cardine dei controlli analitici sulle acque potabili, vale a dire il D.P.R. 236/1988. Rilevante è il concetto che impone agli enti acquedottistici di dotarsi autonomamente di un proprio laboratorio di analisi, o comunque di stipulare convenzione con altre aziende del settore già fornite di una struttura di controllo qualità. Va detto comunque che spesso i gestori di acquedotti di medio grandi dimensioni sono già in possesso di tale strutture.

Il Decreto comprende tre Allegati:

Allegato I: parte A (Parametri microbiologici, di cui una parte riguarda le acque messe in vendita in bottiglie o contenitori), parte B (Parametri chimici), parte C (Parametri indicatori)

Allegato II: tabella A (Parametri da analizzare), tabella B1 (frequenze minime di campionamento per acque fornite da una rete di distribuzione, da cisterne, o utilizzate nelle imprese alimentari), tabella B2 (frequenze minime di campionamento per acque confezionate in bottiglie o contenitori e messe a disposizione per il consumo umano)

Allegato III: specifiche per l'analisi dei parametri, con parametri per i quali sono specificati metodi di analisi (essenzialmente quelli microbiologici) e parametri per i quali vengono specificate le caratteristiche di prestazione (accuratezza, precisione, limite di rilevazione, inerenti i parametri di tipo chimico).

Dal punto di vista analitico sono state introdotte variazioni rispetto alla precedente normativa, tra queste si citano quelle che paiono più importanti: i parametri "colimetrici" classici sono stati sostituiti da *E. coli* ed Enterococchi; tra i parametri chimici sono stati introdotti i cloriti, i bromati ed i monomeri dei prodotti polimerici eventualmente utilizzati nei trattamenti (acrilammide, epicloridrina, cloruro di vinile); diminuiscono le concentrazioni massime tollerate di antimonio, arsenico, piombo, nichel; *Clostridium perfringens* sostituisce i clostridi solfito-riduttori; vengono introdotti gli indici per la misura della radioattività. Inoltre, come detto, riguardo ai metodi microbiologici, vengono forniti per la prima volta dei metodi di riferimento, vale a dire le norme ISO specifiche per i vari parametri.

Infine restano legati alla discrezione delle A.S.L. di competenza i parametri microbiologici cosiddetti "accessori".

Decreto Legislativo 152/1999

Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE
concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla
protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole

Tale Decreto è stato successivamente modificato dal Decreto Legislativo 258/2000, che ne costituisce quindi la versione definitiva.

Si può considerare quale un vero e proprio “Testo unico” sulle acque, che recepisce varie Direttive della CEE e raccoglie in un solo corpo legislativo la maggior parte degli aspetti inerenti alla gestione della risorsa idrica ed alla tutela delle acque (escluse quelle destinate al consumo umano, che come visto sono disciplinate da una normativa a parte).

Questo Decreto in pratica abroga la maggior parte delle leggi sulla tutela delle acque finora osservate nel nostro paese, in “primis” la cosiddetta “Legge Merli” (L. 319/76), che costituiva l’asse portante in materia; inoltre vengono in qualche modo riviste anche altre importanti normative, in particolare quelle riguardanti alle acque con particolari usi.

Il Decreto comprende ben 7 allegati, il cui contenuto si riassume di seguito:

1) monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale (delinea le fasi per la classificazione di tutte le tipologie di corpi idrici, attraverso l’individuazione di uno stato di qualità ambientale caratteristico per ognuno, derivante dall’esame di parametri chimici e biologici, in particolare si introduce l’uso dei bioindicatori ambientali);

2) criteri per la classificazione dei corpi idrici a destinazione funzionale (a sua volta diviso in:
sezione A: criteri generali e metodologie per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e per la classificazione delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile, che sostituisce il precedente D.P.R. 515/1982, in cui si stabiliscono le classi di qualità dei corpi idrici usati per la potabilizzazione e le conseguenti misure di trattamento;

sezione B: criteri generali e metodologie per il rilevamento delle caratteristiche qualitative, per la classificazione ed il calcolo della conformità delle acque dolci superficiali idonee alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli, anche questa parte sostituisce un precedente Decreto del 1992;

sezione C: criteri generali e metodologie per il rilevamento delle caratteristiche ed il calcolo della conformità delle acque destinate alla vita dei molluschi);

3) rilevamento delle caratteristiche dei bacini idrografici e analisi dell’impatto esercitato dall’attività antropica (in cui si considerano gli elementi geografici, geologici, idrogeologici, fisici,

chimici e biologici dei corpi idrici superficiali e sotterranei, ma anche quelli socioeconomici presenti nei vari bacini idrografici e si organizzano in archivi anagrafici);

4) contenuti dei piani di tutela delle acque;

5) limiti di emissione degli scarichi idrici (disciplina i limiti dei vari parametri per lo scarico delle acque reflue urbane ed industriali in acque superficiali e sul suolo, che vengono indicati in apposite tabelle; viene introdotto il concetto di “autocontrollo” da parte dell’ente gestore e compaiono tra gli altri i parametri ecotossicologici);

6) criteri per la individuazione delle aree sensibili;

7) zone vulnerabili da nitrati di origine agricola (parte A) e da prodotti fitosanitari (parte B) (in cui vengono designate le linee guida metodologiche per individuare tali zone e le misure per i programmi d’azione.

Oltre alle considerazioni di tipo tecnico, sulle novità apportate da questo strumento normativo, si può sintetizzare il significato del Decreto affermando che, in generale, segna il passaggio da una filosofia di esclusivo controllo degli scarichi (attraverso imposizione di limiti tabellari, principalmente su parametri chimici) ad una di maggiore rilievo nei confronti dei corpi recettori stessi e degli usi a cui questi possono essere destinati; con una visione più globale, e per questo maggiormente significativa, di tutti gli aspetti ambientali legati alla tutela delle acque.

Altri riferimenti normativi

Nella gestione del ciclo delle acque è opportuna anche la conoscenza di altre norme, in particolare quelle legate ai rifiuti ed al loro smaltimento.

In tal senso è doveroso introdurre il Decreto Legislativo 22/1997 (Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio), più comunemente noto come “Decreto Ronchi”. Si può dire che questa norma costituisca l’equivalente del Decreto 152/1999 nel campo dei rifiuti, potendolo definire come un “Testo unico” in materia. Il Decreto in questione, tra l’altro, contiene in allegato l’elenco aggiornato del codice dei rifiuti europeo, strumento indispensabile anche per chi opera nella gestione delle acque. Questa normativa ha dato origine (o dovrà dare origine) ad una serie di decreti attuativi, di cui buona parte inerenti aspetti tecnici ed analitici. Va sottolineato però che per quanto riguarda la classificazione dei rifiuti e la loro accettabilità in discarica è ancora utilizzata la Delibera del

Comitato Interministeriale del 27 luglio 1984 (che è una norma tecnica del D.P.R. 915/1982, che in seguito è stato per altro abrogato dal “Decreto Ronchi”).

Altra norma importante in materia di riutilizzo dei fanghi di depurazione è il Decreto Legislativo 99/1992 (Attuazione della direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell’ambiente, in particolare del suolo, nell’utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura). In tale legislazione sono inserite le modalità tecniche per lo smaltimento dei fanghi in agricoltura nonché le metodiche per determinare i parametri per caratterizzare detti fanghi ed i relativi limiti.

In questa sede si fa cenno poi solamente ad altre due normative in cui è frequente imbattersi nella gestione dei rifiuti provenienti dal ciclo delle acque: la Legge 70/1994 (Norme per la semplificazione degli adempimenti in materia ambientale, sanitaria e di sicurezza pubblica, nonché per l’attuazione del sistema di ecogestione e di audit ambientale), in cui viene introdotto il Modello Unico di dichiarazione ambientale (M.U.D.), vale a dire il registro di tutte le movimentazioni di rifiuti delle sedi produttive afferenti ad un’azienda ed il Decreto del Ministero dell’Ambiente 471/1999 (Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell’Articolo 17 del Decreto 22/1997 e successive modifiche ed integrazioni), che è una delle norme attuative del Decreto “Ronchi”, già ricordate in precedenza.

Dove non diversamente indicato le parti sono state curate da Enrico Bruzzone.

Ringraziamenti

Le informazioni sono state tratte dalle lezioni tenute durante il I Corso di Formazione “Il Ciclo Integrato dell’Acqua. Progettazione – Gestione – Controllo” tenuto da Ordine dei Biologi di Pistoia e Provincia di Pistoia, durante l’anno 2002.

Ringraziamenti particolari vanno a coloro che hanno tenuto le lezioni del corso. In particolare:

- Vinicio Cipriani (Publiacqua S.p.a.) per il capitolo sulle acque potabili
- Giorgio Ciatti (Publiacqua S.p.a.) per il capitolo sulle reti di distribuzione
- Roberto Filoni (Publiacqua S.p.a.) per il capitolo sulla depurazione
- Riccardo Gori (Università di Firenze, Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale) per il capitolo sul riutilizzo dei reflui di depurazione
- Adelmo Corsini (ARPAT Pistoia) per il capitolo sulle analisi biologiche
- Elisabetta Azzari (Publiacqua S.p.a.) per il capitolo sulle analisi chimiche
- Monica Passarelli (ATO 3, Medio Valdarno) per il capitolo sugli ambiti territoriali ottimali
- Carlo Bruscoli (ARPAT Pistoia) per il capitolo sulla normativa

Sono, inoltre, stati consultati i seguenti testi dai quali sono tratte la maggior parte delle illustrazioni:

Manuale di tecnologia dell’acqua (M.J. Hammer, Ed. Tecniche Nuove, 1994)

L’ultima acqua (A. Canuti, Ed. Chiriotti, 1990)

Metodi analitici per le acque (IRSA-CNR, 1994)

Microbiologia delle acque potabili (AA.VV., Ed. Pitagora, 1989)

Caratterizzazione della biomassa in impianti a fanghi attivi (Corso AGAC Reggio Emilia, 11-15/11/1996)

Gli indicatori biologici (R. Carradori, A. Raso, Ed. Associazione Centro di documentazione di Pistoia, 1996)