



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

**DIPARTIMENTO DI TECNOLOGIE, INGEGNERIA E SCIENZE
DELL'AMBIENTE E DELLE FORESTE**

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA

**SCIENZE E TECNOLOGIE PER LA GESTIONE FORESTALE E
AMBIENTALE - XXI CICLO.**

TITOLO TESI DI DOTTORATO:

***LA GESTIONE SOSTENIBILE DELLE ACQUE SUPERFICIALI
INTERNE: CONTRIBUTO ALLA CERTIFICAZIONE AMBIENTALE
E ALL'ADEGUAMENTO DELL' I.B.E. ALLA DIRETTIVA
2000/60/CE.***

Settore scientifico-disciplinare AGR/05

Coordinatore: Prof. Gianluca Piovesan

Tutor: Prof. Giovanni Damiani

Dottoranda: Cristina Rinaldi

PREMESSA

Il presente lavoro è incentrato principalmente sullo studio degli ambienti acquatici nel comprensorio di Rieti-Cittaducale, nella regione Lazio. Esso è stato avviato, in origine, nell'ambito più generale del processo di certificazione ambientale ISO 14001 del comune di Cittaducale e si è orientato e definito quando, dall'analisi del territorio è emersa la straordinaria importanza degli ambienti acquatici, lotici e lentic, presenti nella zona e poco studiati.

Lo studio di questi ambienti è stato condotto nell'ottica della conservazione delle acque e della loro gestione sostenibile in accordo con il disposto della *Framework Water Directive* 60/2000/CE. Ricerche condotte sul campo e in laboratorio hanno permesso, inoltre, di fornire un contributo innovativo a questioni ancora aperte relative al perfezionamento delle metodiche di indagine fondate sullo studio dei macroinvertebrati bentonici indicatori biologici di qualità.

Tale contributo appare anche foriero di sviluppi futuri utili sia al processo di revisione, in corso nel nostro Paese, delle metodiche analitiche di tipo eco-biologico che nella possibilità di quantificare le capacità ricettive dei corsi d'acqua relativamente all'inquinamento organico biodegradabile.

INDICE

1. INTRODUZIONE

1.1 La Certificazione Ambientale negli Enti Locali	6
1.2 Gli Indicatori Ambientali	14
1.3 La Ricchezza di Risorse Idriche del Comprensorio	16
1.4 La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE	19
1.5 I Temi affrontati	27

2. MONITORAGGIO IMPIANTI DI DEPURAZIONE

BIOLOGICA

2.1 Le Capacità Autodepurative dei Corsi d'acqua	28
2.2 Gli Impianti a Fanghi attivi per la Depurazione biologica delle Acque reflue	30
2.3 La Microfauna degli Impianti di Depurazione biologica delle Acque reflue	36
2.4 Monitoraggio sulla funzionalità degli impianti di depurazione delle acque reflue	40
2.5 Monitoraggio sulla funzionalità degli impianti di depurazione delle acque reflue del Comune di Cittaducale (RI)	45

3. MONITORAGGIO LAGHI

3.1 L'Ecosistema lacustre: generalità	55
3.2 Principali parametri chimico-fisici nella Determinazione della qualità delle acque:	
Temperatura	56
Ph	59
Conducibilità elettrica specifica	60
Solidi sospesi e sedimentabili	61
Trasparenza	64

COD e BOD ₅	66
3.3 I gas disciolti	67
Ossigeno.....	68
Anidride carbonica.....	71
Equilibrio CO ₂ / O ₂ disciolti	74
Azoto	75
Fosforo	77
3.4 Interpretazione delle caratteristiche fisico-chimiche dei laghi	79
3.5 L'Eutrofizzazione dei laghi	80
3.6 Interventi possibili per il risanamento di laghi eutrofizzati	89
3.7 Organismi bentonici e tipologia trofica dei laghi	92
3.8 Monitoraggio dei laghi secondo la Direttiva 2000/60/CE	92
3.9 Monitoraggio di laghi situati nella provincia di Rieti	94
Il lago del Turano	94
La Riserva dei Laghi Lungo e Ripasottile.....	104

4. MONITORAGGIO BIOLOGICO ACQUE CORRENTI

4.1 L'ecosistema fluviale: generalità	136
4.2 I soluti nelle acque correnti	147
Spiralizzazione dei nutrienti	149
4.3 Caratteristiche chimico-fisiche delle acque correnti	155
4.4 La diversità ambientale	156
4.5 Il potere autodepurante delle acque correnti	157
4.6 La componente vegetale dell'ecosistema acquatico	164
4.7 I macroinvertebrati bentonici	168
4.8 Stato ecologico dei fiumi	178
Indicatori ed indici biologici della qualità dei corpi idrici	180

Il Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili	186
Problemi ancora irrisolti per l'analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili	189
4.9 Il monitoraggio biologico delle acque del fiume Velino	192
Materiali e metodi	194
Risultati	198
Discussione e Conclusioni	206
Possibili sviluppi futuri	209
BIBLIOGRAFIA	212

1 . INTRODUZIONE

1.1 La Certificazione Ambientale negli Enti Locali

L'attuale modello di sviluppo ha migliorato molti aspetti della vita, creato ricchezza, comodità, opportunità, molte sicurezze, ma ha creato anche squilibri gravi a livello mondiale, e nuove povertà. Le nazioni industrializzate si trovano a dover affrontare anche al loro interno nuovi e severi problemi: malattie degenerative, moderne insicurezze, stress, l'ambiente reso più brutto, troppo inquinato, degradato e più povero di specie animali e vegetali.

Il degrado ecologico ha riflessi anche sugli aspetti economici, sociali e culturali; in particolare, l'impiego massiccio delle risorse energetiche e materiali non rinnovabili a fronte delle prospettive di esaurimento di molte di esse, minano le basi anche dell'attuale assetto economico. Nessuno oggi nega l'insostenibilità di questo modello di sviluppo che preleva più risorse di quanto la Terra riesca a rigenerarne, e che immette nell'ambiente, sotto forma di rifiuti, più materia di quanto gli ecosistemi terrestri riescano ad assorbire.

Per fronteggiare questi problemi sono in atto da tempo nel mondo profonde modificazioni strutturali per un uso più razionale ed efficiente delle risorse (a partire da quelle energetiche), per contenere l'inquinamento, contrastare le modificazioni climatiche (ovviamente per la parte attribuibile alle cause di origine antropica), difendere la biodiversità e gli equilibri ecologici globali della Terra.

La definizione di Sviluppo Sostenibile come "lo sviluppo che è in grado di soddisfare i bisogni delle generazioni attuali senza compromettere la possibilità che le generazioni future riescano a soddisfare i propri" (Brundtland 1987) implica il concetto che la crescita economica non possa essere considerata come mera crescita quantitativa di beni e di servizi a prescindere dal consumo di risorse naturali, dalla loro rinnovabilità, dagli impatti ambientali delle attività antropiche e dalla relativa capacità degli ecosistemi di assorbire tali impatti.

Lo Sviluppo Sostenibile vuole rappresentare quindi una visione unitaria, integrata, di una nuova qualità ecologica, sociale ed economica.

L'Unione Europea ha fatto propria l'esigenza largamente condivisa di nuove forme di progettualità orientate alla sostenibilità: progettare il massimo rispetto per gli equilibri ecologici, modificare i modelli di produzione e consumo promuovendo l'eco-efficienza, favorire gli elementi che consentono di conseguire l'equità sociale (La Camera 2005).

In questa direzione ha promosso le proprie politiche tese alla sostenibilità dello sviluppo permeando tutte le Direttive emanate negli ultimi anni di concetti ed obiettivi di sostenibilità e avviato i conseguenti Programmi di Azione. Sono stati adottati anche strumenti istituzionali specifici quali, ad esempio, l'Agenda 21 locale, la V.I.A. (Valutazione dell'Impatto Ambientale) per determinate categorie di opere e di progetti, la V.A.S. (Valutazione Ambientale Strategica) per piani e programmi, la Direttiva SEVESO per la prevenzione del rischio da incidenti rilevanti, la Direttiva I.P.P.C. (Prevenzione e Contenimento Integrato dell'inquinamento anche attraverso l'adozione delle migliori tecnologie), la certificazione della qualità ecologica dei prodotti ECOLABEL, la certificazione delle aziende produttive con il regolamento EMAS che nella sua seconda versione ha esteso il campo di applicazione ai Servizi, inclusi quelli erogati dalla Pubblica Amministrazione.

In Italia la certificazione ha iniziato ad interessare il sistema delle Regioni e degli Enti locali che hanno cominciato a sviluppare studi e a predisporre strategie per l'attuazione degli obiettivi di qualità in relazione alle proprie specificità ecologiche, economiche e sociali utilizzando sia i regolamenti dell'Unione Europea che quelli messi a punto su scala internazionale.

La certificazione ambientale è uno strumento messo a punto, in sede internazionale e comunitaria, per promuovere e diffondere, su basi volontarie, la gestione sostenibile della produzione, dei prodotti e dei servizi. Essa ha avviato una nuova stagione nel campo della difesa dell'ambiente, estendendo l'azione dal mero controllo degli scarichi e delle emissioni al complesso dei cicli produttivi. Le certificazioni sono state adottate sia a livello europeo che a quello internazionale. Le norme

ISO sono emanate dall'International Standard Organization ed hanno validità su scala internazionale. La ISO 9000 identifica una serie di norme e linee guida che propongono un sistema di gestione per la qualità dei processi aziendali affinché siano indirizzati al miglioramento della efficacia e dell'efficienza dell'organizzazione oltre che alla soddisfazione del cliente o dell'utente. L'unica norma della famiglia ISO 9000 per cui un'azienda può essere certificata è la ISO 9001; le altre sono solo guide utili, ma facoltative, per favorire la corretta applicazione ed interpretazione dei principi del sistema qualità. La sua ultima revisione risale al 2005 e in questa ultima edizione si è volutamente utilizzato un linguaggio meno aziendale, per permettere l'applicazione della ISO 9001 anche ad altri ambiti (amministrazioni, università, società di servizi, ecc. ecc.). La ISO 9004 è particolarmente utile perché permette di individuare spunti per il miglioramento delle esigenze espresse nella ISO 9001.

La ISO 14001, emanato nel novembre 1996, è uno standard comportamentale di riferimento per aziende, enti o organizzazioni, emanato dall'International Standard Organization che definisce le regole per l'implementazione di un Sistema di Gestione Ambientale (SGA) al quale un'organizzazione può decidere di aderire volontariamente.

È importante notare come la certificazione ISO 14001 non attesti una particolare prestazione ambientale, né tantomeno dimostri un particolarmente basso impatto, ma piuttosto stia a dimostrare che l'organizzazione certificata si sia dotata di un sistema di gestione adeguato a tenere sotto controllo gli impatti ambientali delle proprie attività e ricerchi sistematicamente il miglioramento in modo coerente, efficace e soprattutto sostenibile.

Eco-Management and Audit Scheme (EMAS) è uno strumento volontario creato dalla Comunità Europea al quale possono aderire, sempre su base volontaria, le organizzazioni (aziende, enti pubblici, ecc.) per valutare e migliorare le proprie prestazioni ambientali e fornire al pubblico e ad altri soggetti interessati informazioni sulla propria gestione ambientale. Esso rientra tra gli strumenti volontari attivati nell'ambito del V Programma d'azione a favore dell'ambiente, con lo scopo prioritario di contribuire

alla realizzazione di uno sviluppo economico sostenibile, basandosi sul ruolo e sulle responsabilità delle imprese.

Il regolamento comunitario EMAS ha avuto due fasi normative: la prima (EMAS I) relativa al Regolamento CEE n. 1836 del 1993, rivolto al mondo della produzione, la seconda (EMAS II) relativa al nuovo Regolamento CE n. 761 del 2001 che oltre a perfezionare le procedure per gli insediamenti produttivi ha esteso la certificazione al campo dei servizi. L'obiettivo di EMAS consiste nel promuovere miglioramenti continui delle prestazioni ambientali delle organizzazioni anche mediante:

- l'introduzione e l'attuazione da parte delle organizzazioni di un sistema di gestione ambientale;
- l'informazione sulle prestazioni ambientali e un dialogo aperto con il pubblico ed altri soggetti interessati anche attraverso la pubblicazione di una dichiarazione ambientale.

Il sistema di gestione ambientale richiesto dallo standard Emas è basato sulla norma ISO 14001:2004 di cui sono richiamati tutti i requisiti, mentre il dialogo aperto con il pubblico viene perseguito prescrivendo che le organizzazioni pubblichino (e tengano aggiornata) una Dichiarazione Ambientale in cui sono riportati informazioni e dati salienti dell'organizzazione in merito ai suoi aspetti e impatti ambientali.

Fig. 1 Percentuale delle organizzazioni registrate EMAS in Italia

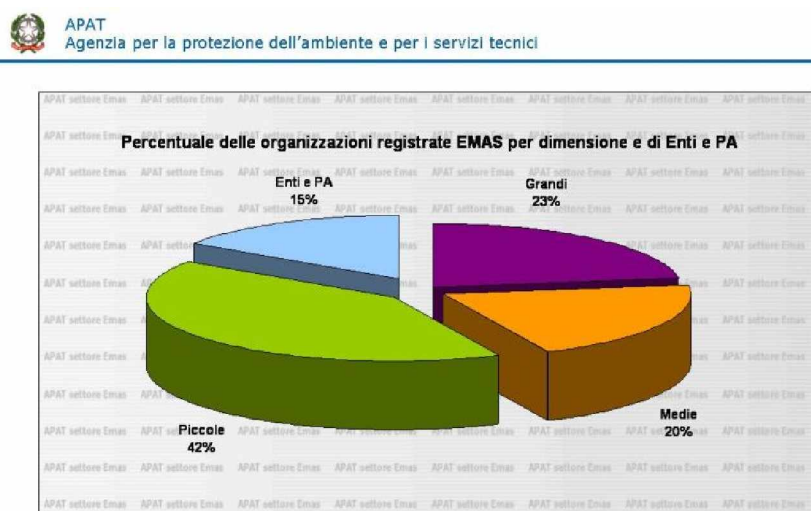
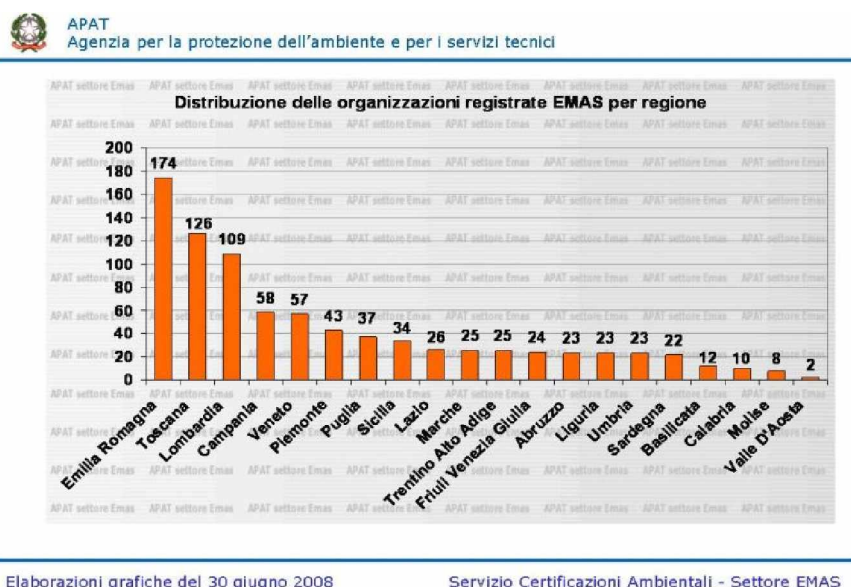


Fig. 2 Distribuzione delle organizzazioni certificate EMAS per regione



Il percorso per la certificazione di un sistema di gestione ambientale di organizzazioni complesse quali gli Enti locali e le Autorità Pubbliche rappresenta, in Italia e nel panorama della regione Lazio, un'esperienza ancora innovativa.

Le organizzazioni pubbliche storicamente non hanno seguito una logica di tipo aziendale, con scopi e obiettivi di natura esclusivamente economico-gestionale, ma rappresentano, in forma istituzionale, il complesso sistema sociale e produttivo radicato su un territorio ed hanno il ruolo di costruire un modello di sviluppo orientato all'equilibrio tra la crescita economica e la qualità dell'ambiente e della vita. Le difficoltà che si incontrano nel percorso della certificazione di un Ente locale e che lo differenziano rispetto a quello di una struttura aziendale, sono riconducibili a tre motivi essenziali:

- l'impossibilità di individuare in modo univoco una proprietà o un unico gestore per la presenza nei processi decisionali di una molteplicità di attori istituzionali, di soggetti intermedi (per esempio le municipalizzate), di privati e di associazioni di cittadini che interagiscono tra loro;
- il limitato tempo del mandato di governo e i delicati assetti istituzionali che rendono difficile l'impostazione di politiche e gestioni i cui effetti siano percepibili nel medio-lungo periodo, cioè oltre la scadenza temporale del mandato stesso;

- la complessa relazione che esiste tra le scelte di governo e gli effetti di queste sul sistema socioeconomico coinvolto, e viceversa.

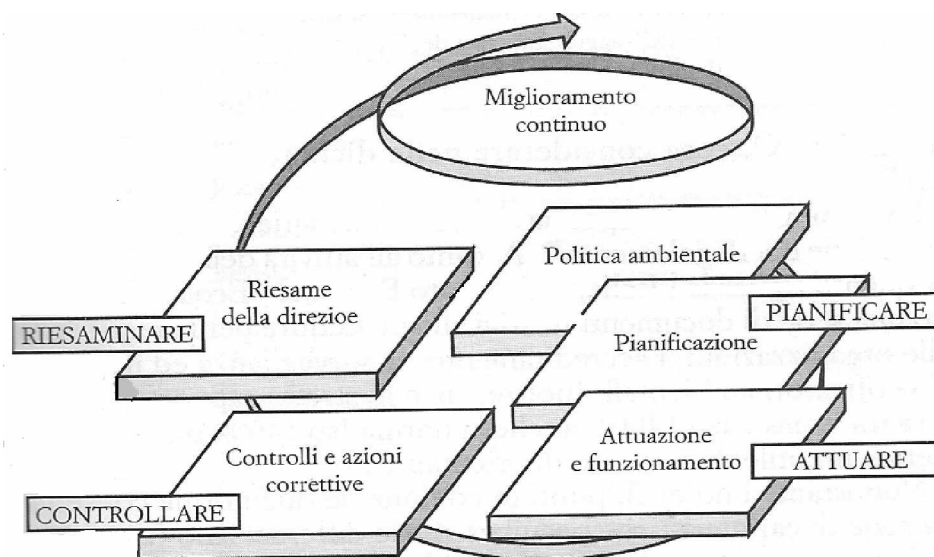
La sfida qualitativa che l'Ente locale deve intraprendere richiede un salto di qualità negli approcci di governo per l'implementazione di un nuovo modello di sviluppo tendente ad orientare l'apparato produttivo e dei servizi verso una sostenibilità ambientale e che veda nella concertazione pubblico-privato-cittadini una chiave competitiva strategica. Si tratta in definitiva di una ricerca di obiettivi di miglioramento ambientale tangibili, diretti ai cittadini, da questi percepibili e valutabili. Un ruolo importante affidato così all'informazione costante, dinamica ed efficace sui progressi ottenuti grazie ai processi di certificazione ISO 14001 o registrazione EMAS ed al relativo progresso del programma ambientale attraverso il coinvolgimento attivo di tutte le fasce di pubblico (ISPRA 2008).

L'adozione di strumenti volontari di gestione ambientale (ISO 14001 e EMAS) in un Ente locale nasce dalla consapevolezza di poter avviare un processo di modernizzazione inquadrato nelle politiche per la sostenibilità ed in grado di poter conseguire:

- aumento dell'efficacia e dell'efficienza nella gestione delle problematiche ambientali;
- individuazione di soluzioni strategiche per la riduzione degli impatti sull'ambiente;
- recupero di competitività (ad es. nel settore turistico, dei trasporti pubblici ecc.);
- miglioramento delle condizioni ecologiche e dell'immagine del territorio;
- miglioramento della qualità della vita dei cittadini.

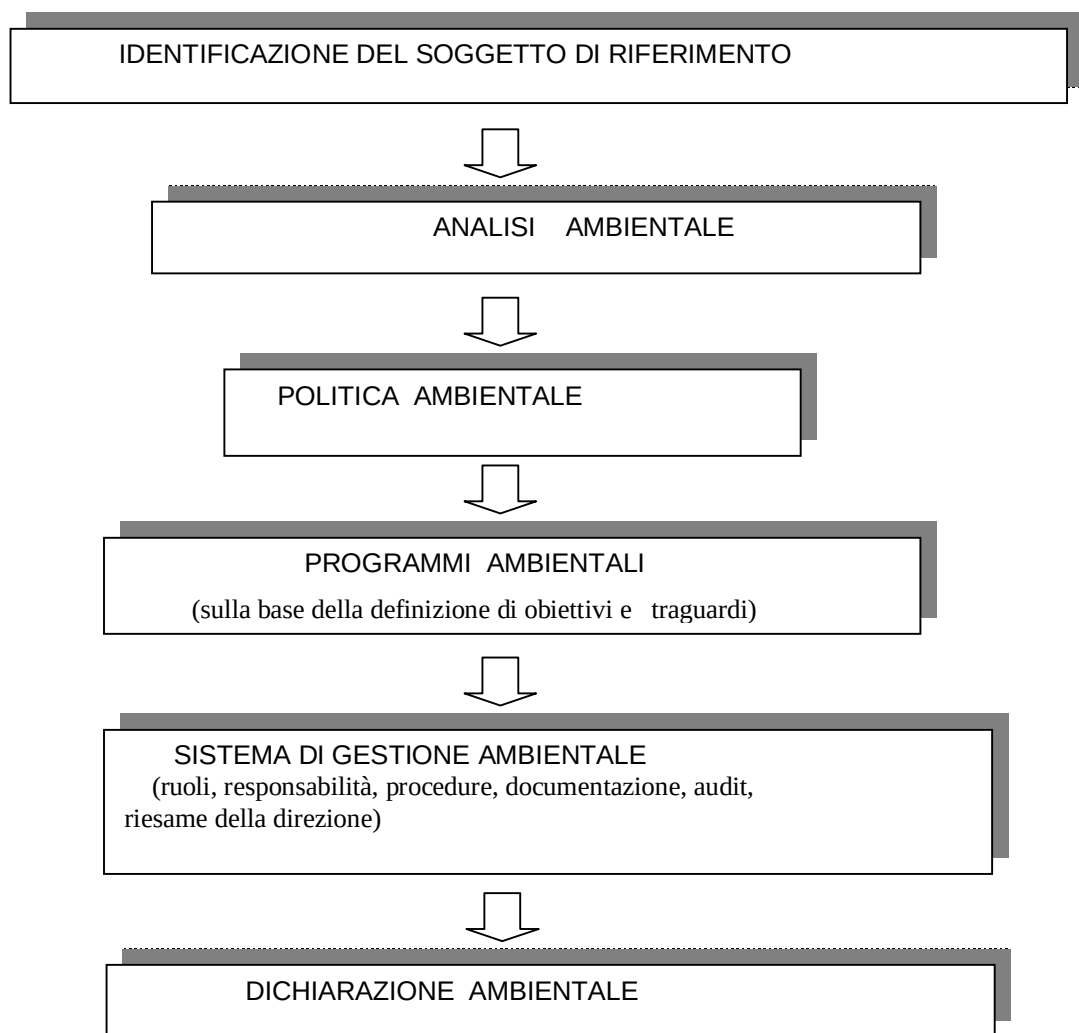
I principi cardine a cui le organizzazioni devono ispirarsi nel percorso di ecogestione sono il rispetto della normativa ambientale di riferimento, poi il miglioramento continuo delle prestazioni ambientali e la trasparenza e la comunicazione esterna.

Entrambi i modelli di certificazione ambientale hanno in comune, oltre alla volontarietà dell'adesione, anche regole di comportamento ed autocontrollo rappresentate del cosiddetto "Ciclo gestionale di Deming": Plan (pianifica) – Do (attua) – Check (controlla) – Act (agisci, riesamina):



Le differenze tra i due standard di riferimento sono rappresentate principalmente dal fatto che mentre EMAS, alla fine del percorso di certificazione, richiede di predisporre una dichiarazione ambientale pubblica, lo stesso obbligo, invece, non è presente nello standard ISO; inoltre, mentre EMAS obbliga a considerare tra i requisiti di base dell'inizio del processo di certificazione il possesso dei requisiti di conformità normativa alla legislazione ambientale, lo standard ISO non dà un obbligo perentorio pur considerando tale conformità come determinante nella procedura di certificazione.

Il processo di certificazione ambientale prevede uno specifico percorso che si può sintetizzare graficamente nel modo seguente:



Il *Soggetto di riferimento* è l'Ente locale che intende aderire allo standard di gestione ambientale;

L'*Analisi Ambientale Iniziale* descrive l'impatto e le problematiche ambientali relative all'attività svolta dall'organizzazione: vengono prese in esame le prescrizioni legislative e i regolamenti a cui l'organizzazione si conforma, si identificano gli aspetti ambientali aventi un impatto significativo, vengono esaminate le pratiche e le procedure gestionali;

La *Politica Ambientale* sancisce l'impegno dell'organizzazione per la tutela ambientale, per il rispetto della legislazione vigente in materia, per il miglioramento continuo e per l'enunciazione delle conseguenti decisioni strategiche;

I *Programmi Ambientali* descrivono le misure da adottare per il raggiungimento degli obiettivi prefissati;

Il *Sistema di Gestione Ambientale* è il momento operativo che riassume e rappresenta gli aspetti ambientali del sistema di gestione complessivo dell'organizzazione;

La *Dichiarazione Ambientale* è un report ambientale (obbligatorio per registrazione EMAS) che rappresenta lo strumento attraverso il quale l'organizzazione attua il principio di trasparenza informando i soggetti interessati, sul percorso di ecogestione svolto. Essa è un atto pubblico a cui, pertanto, possono accedere cittadini, istituzioni ed imprese (Verdesca et al. 2003) (Borlenghi 2005).

1.2 Gli Indicatori ambientali

Il processo di certificazione ambientale richiede l'adozione di programmi di conoscenza e di monitoraggio delle realtà complesse della produzione e dei servizi. Le attività di analisi dello stato dell'ambiente, la valutazione degli impatti ambientali, la valutazione strategica di piani e programmi, fanno pertanto ricorso agli *Indicatori* come strumenti per rappresentare, in forma sintetica e semplificata, un insieme di dati e di informazioni. Essi sono, infatti, utilizzabili per interpretare, sintetizzare e comunicare una grande quantità di dati (e di relazioni tra loro) con un numero limitato di parametri che mostrano quantitativamente le condizioni del sistema. Attraverso il ricorso agli Indicatori è possibile rilevare eventuali situazioni di rischio o di degrado ambientale, confrontare le condizioni locali rispetto a quelle regionali o nazionali, verificare la distanza dagli obiettivi ambientali fissati dalla normativa o volontariamente assunti a livello locale, verificare l'efficacia di programmi o di singole azioni.

Negli ultimi anni diversi organismi internazionali hanno sviluppato modelli di rappresentazione e identificazione degli indicatori. In base al modello Pressione-Stato-Risposta (PSR) proposto dall'OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) possono essere individuati tre tipi di indicatori ambientali: 1) di Stato: descrivono le singole componenti ambientali considerando la loro quantità e qualità e le relative variazioni nel tempo; 2) di Pressione: misurano la pressione esercitata sull'ambiente dalle attività antropiche e sono espressi in termini

di emissioni o di consumo di risorse; 3) di Risposta: descrivono la capacità e l'efficienza delle azioni intraprese per il risanamento ambientale, la conservazione delle risorse e il raggiungimento degli obiettivi assunti (OECD 1994).

Il modello Determinanti-Pressioni-Stato-Impatti-Risposte (DPSIR), definito dalla EEA (European Environment Agency), è un'estensione del modello PSR e costituisce la struttura di indicatori più ampiamente accettata; introduce altri due elementi: i Determinanti, che possono essere identificati con le attività antropiche che causano le pressioni e gli Impatti, ovvero le variazioni dello stato dell'ambiente indotte dai fattori di pressione.

Il modello DPSIR consente un approccio di tipo concettuale per individuare i parametri per descrivere i fenomeni, organizzare i dati, comprendere le relazioni una struttura a *feedback*.; una volta individuate le cause primarie all'origine dei fenomeni di degrado, l'entità delle pressioni antropiche, la loro incidenza sullo stato dell'ambiente ed i trend evolutivi del loro stato di qualità, l'impatto sui "ricettori sensibili", è possibile identificare il complesso delle azioni possibili, indirizzando le opportune risposte intervenendo in corrispondenza dei diversi livelli dello schema. (APAT 2005).

La conoscenza e la quantificazione delle dinamiche, naturali ed antropiche, del territorio, diventano quindi il presupposto di base per una politica moderna e sostenibile.

A tal fine a livello internazionale è stata messa a punto una lista di indicatori comuni stabilita dall'OCSE ; un set di indicatori è stato individuato anche in ambito UE, suggerito come base comune per i Paesi membri dell'Unione. Ovviamente tali indicatori "comuni" non possono prevedere le specificità ambientali e socio-economiche del particolare territorio in esame e, pertanto, si è lasciato alle Amministrazioni locali il compito di effettuare l'analisi delle situazioni proprie peculiari ed attribuito alle singole Comunità l'autonomia di selezionare gli indicatori più adatti alla situazione propria specificità. E', inoltre, importante considerare le relazioni che intercorrono tra gli

indicatori comuni “generali” e quelli locali, facendo in modo che essi siano selezionati pensando all’adozione di un “sistema” degli indicatori. In ogni caso, la scelta del *set* degli indicatori da utilizzare a livello locale deve garantire il rispetto di tre requisiti fondamentali:

- Ø la *Rilevanza* (immagine rappresentativa delle condizioni ambientali, facilità di interpretazione, sensibilità alle modifiche dell’ambiente, possibilità di essere esportato in altre realtà locali);
- Ø la *Consistenza analitica* (precisa definizione in termini tecnici e scientifici, consenso e validazione in ambito internazionale, predisposizione all’interfaccia con modelli economici e revisionali);
- Ø la *Misurabilità* (dati già disponibili o reperibili con ragionevole rapporto costi/benefici, documentati e di qualità verificabile, aggiornati ad intervalli regolari).

Risulta, inoltre, importante garantire la sintesi e la comunicabilità al pubblico degli indicatori scelti.

L’attività svolta presso il comune di Cittaducale ha consentito all’Ente di conseguire, nell’aprile del 2007, la Certificazione ISO 14001 attraverso l’individuazione di indicatori idonei per l’esame ed il monitoraggio delle condizioni ambientali del territorio del comune, in un’ottica di sviluppo sostenibile.

1.3 La ricchezza di risorse idriche del comprensorio

Dagli studi e dalle rilevazioni effettuati è emersa l’importanza di focalizzare l’attenzione su una delle specificità di pregio della zona: la notevole (se non straordinaria) ricchezza di risorse idriche: fiumi, torrenti, ruscelli, laghi, sorgenti grandi, piccole o copiosissime con un chimismo molto diversificato al quale corrispondono ecosistemi altrettanto ricchi e diversificati: da acque oligominerali ad acque a forte mineralizzazione, da acque termali sulfuree ad acque bicarbonatiche, o ferruginose, fino ad acque acidule, ricchissime di CO₂, che danno origine a fenomeni cospicui di carsismo anche superficiali con crolli e sprofondamenti di terreno anche in aree edificate (*sink holes*). Tale ricchezza di eventi geo-idrologici distribuiti sul territorio, copre uno

spettro di importanza economica, ecologica e sociale e paesaggistico-culturale, fino ad aspetti del rischio idrogeologico.

Le vicende geologiche ed orogeniche hanno portato alla formazione, nell'Italia centrale, a partire da circa 180 milioni di anni fa, di una piattaforma costituita da grandi fasce carbonatiche permeabili note agli addetti ai lavori come facies umbro-marchigiano-sabina e facies laziale-abruzzese. I sedimenti sin-orogenici impermeabili sono andati a colmare le depressioni e i solchi che si formavano o preesistevano all'interno della piattaforma ed alla sua periferia ed in tale posizione sono rimasti implicati durante le fasi tettoniche successive alla loro deposizione. Troviamo oggi di conseguenza, la piattaforma smembrata in grandi settori; ciascuno costituisce una dorsale circondata, quasi dovunque con perfetta continuità, dai solchi ricolmi di sedimenti impermeabili. In tali condizioni ogni unità si comporta come una struttura idraulicamente isolata. Poiché le strutture carbonatiche sono saturate alla base da grandi falde idriche, esse alimentano numerose e cospicue sorgenti, anche se sono diffuse anche le sorgenti che hanno bacini di alimentazione meno estesi. Tale situazione, nel territorio considerato, si è verificata per la catena del Velino-Nuria appartenente al complesso imbrifero dell'Appennino centrale la cui falda ha i suoi affioramenti nelle sorgenti del Peschiera, Canetra e Cotilia, con una portata complessiva di 29,90 mc/s e per la catena dei monti reatino-sabini, anch'essi facenti parte del suddetto complesso imbrifero, includenti il massiccio del Terminillo, avente le sue manifestazioni maggiori nelle sorgenti di Santa Susanna e Le Capore con portata globale di 11 mc/s. Su una produzione idrica regionale di 125 mc/s dovuta alle acque sorgive, la zona di Cittaducale contribuisce in misura pari al 24% e la Provincia di Rieti in misura del 33%.

I terreni a nord di Cittaducale degradano dalle pendici del massiccio del Terminillo verso la piana del Velino. Tutta la zona è dotata di risorse idriche non trascurabili per l'esistenza di varie sorgenti perenni. E' da rilevare che, benché la zona sia caratterizzata da forti pendenze che dovrebbero favorire un deflusso delle acque di precipitazione, la maggior parte di queste sono a carattere nevoso e ciò favorisce la penetrazione nel sottosuolo.

La piana di S. Vittorino è ubicata ai margini orientali della piana di Rieti ed è caratterizzata, dal punto di vista geomorfologico, da frequenti fenomeni di sprofondamento rapido, noti almeno a partire dal 19° secolo, a depressioni circolari con diametro fino a 100 m e profondità da 3-4 m a 10 m, che si riempiono rapidamente di acqua a formare dei laghetti.

Dei laghetti oggi riconoscibili e di cui si hanno informazioni storiche, alcuni si sono formati verso la fine del 1800, altri tra il 1986 e il 1991 in modo improvviso e apparentemente casuale.

L'origine di questi sprofondamenti è da ricercarsi nell'assetto tettonico dell'area; infatti, i laghetti si allineano secondo alcune faglie con direzione appenninica lungo cui risalgono in superficie anidride carbonica e idrogeno solforato. Questi gas, rendendo più acide le acque di cui la piana è ricchissima provocano la dissoluzione dei travertini che si trovano ad una profondità variabile (da superficiali fino a -40 o -45 m), da cui i crolli in superficie a seguito di scossa sismica o eccessivo sovraccarico. In sintesi, nella piana di S. Vittorino si assiste ad una attiva dinamica geomorfologica.

Dai rilievi montuosi della provincia di Rieti ha origine una vasta e copiosa rete idrografica alimentata da un regime pluviometrico piuttosto rilevante anche se di tipo mediterraneo. La stazione pluviometrica attiva a Rieti quasi ininterrottamente dal 1878, fornisce una piovosità media annua di 1251 mm. Per quanto riguarda i rilievi che insistono nel bacino idrografico c'è da rilevare che le precipitazioni nevose sul monte Velino, alle altitudini superiori a 1500m forniscono apporti idrici tra 1000 e 1600 mm/anno mentre a quota superiore si arriva a 1700-2000 mm/anno. Al di sotto di 1500 m il mese più nevoso è gennaio, mentre a quote superiori è febbraio.

A Nord-Est, da un insieme di piccoli corsi di acqua che scaturiscono dai monti della Laga, hanno origine il fiume Tronto, che si getta nell'Adriatico e il torrente Scandarello, imbrigliato oggi da una diga per alimentare il lago artificiale omonimo. Dai monti di Cittareale nasce il fiume Velino, che dopo aver ricevuto nelle piane di S. Vittorino (Cittaducale) il tributo delle acque del Peschiera (oggi in gran parte incanalato nell'acquedotto costruito per

aumentare l'approvvigionamento idrico di Roma) bagna la pianura di Rieti e vi si arricchisce delle acque del fiume Salto, del fiume Turano e del S. Susanna. I primi due corsi d'acqua nascono dai monti della Marsica e scendono lungo le valli rispettivamente alimentando i laghi artificiali di Borgo S. Pietro e del Turano, grandi bacini idroelettrici. La parte occidentale della provincia è percorsa per breve tratto dal Tevere, al quale affluiscono alcuni corsi d'acqua a carattere torrentizio, provenienti dai monti Sabini, tra i quali il più importante è sicuramente il Farfa. Ai margini settentrionali della piana di S. Vittorino sono presenti i tre laghetti di Paterno, di Mezzo e di Cotilia e all'estremità settentrionale della pianura di Rieti, i laghi Lungo e Ripasottile.

Dall'analisi effettuata su questo importante reticolo idrologico, il presente lavoro è stato orientato verso lo studio degli ambienti idrici, coniugando l'attività finalizzata alla loro tipizzazione nell'ottica della sostenibilità con lo sviluppo di esperienze scientifiche innovative in grado di contribuire al fabbisogno di ricerca che si registra attualmente nel nostro Paese per l'evoluzione delle metodologie di monitoraggio ambientale basate sugli indici biotici di qualità delle acque, in aderenza al quadro prefigurato dalla direttiva 2000/60/CE.

1.4 La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE

A partire dagli anni ottanta, si è assistito ad una evoluzione della normativa italiana ed europea in materia di protezione delle acque orientata ad una gestione delle risorse idriche per quanto possibile integrata ed aderente agli ambiti definiti all'interno dei bacini idrografici. Un salto importante verso la sostenibilità è stato compiuto con l'adozione della Direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE recepita con Decreto Legislativo 152/06, vigente, recante "Norme in materia ambientale". La Direttiva fa riferimento a tutte le tipologie di acque (fiumi, laghi, acque costiere e falde acquifere) e adotta un approccio ecologico, di tipo olistico: pubblicata nel dicembre 2000 ed ha raggruppato in sé molta della precedente legislazione europea in materia di acque. Gli obiettivi da

perseguire, infatti, si inseriscono in quelli più complessivi della politica ambientale dell'Unione di tutela e miglioramento della qualità ambientale e di utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali, sulla base:

- a) dei principi della precauzione e dell'azione preventiva;
- b) della riduzione, soprattutto alla fonte, dei danni causati all'ambiente e alle persone;
- c) del criterio ordinatore: chi inquina paga.;
- d) dell'informazione e della cooperazione con tutti i soggetti interessati.

La finalità di fondo è quello di mantenere e migliorare l'ambiente acquatico del territorio dell'Unione, attraverso misure integrate sugli aspetti qualitativi e quantitativi. Particolare attenzione è rivolta alla sostenibilità dell'uso dell'acqua: quanto alla dimensione ecologica (acqua come risorsa naturale scarsa e vulnerabile, da trasmettere integra alle generazioni future); economica (acqua come risorsa economica da allocare secondo principi di efficienza); etica (acqua come bene essenziale del quale garantire l'accessibilità secondo criteri di giustizia sociale).

L' Articolo 1 riporta gli obiettivi chiave della Direttiva:

- prevenire l'ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e delle zone umide associate;
- promuovere un utilizzo sostenibile dell'acqua basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- assicurare la progressiva riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e prevenire il loro ulteriore inquinamento;
- contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

Ci sono due cambiamenti principali introdotti dalla direttiva riguardo alla gestione degli ambienti acquatici: 1) le precedenti legislazioni europee miravano a proteggere particolari usi dell'ambiente acquatico dagli effetti dell'inquinamento e a proteggere l'ambiente acquatico soprattutto da sostanze chimiche dannose; la direttiva introduce degli obiettivi ecologici per proteggere e, dove necessario, risanare la struttura e la funzione degli ecosistemi acquatici, e di conseguenza salvaguardare l'utilizzo sostenibile delle risorse idriche; 2) l'introduzione di un sistema integrato di gestione del bacino fluviale che rappresenta il meccanismo chiave per assicurare la

gestione integrata di acque sotterranee, fiumi, canali, laghi, bacini artificiali, estuari.

La realizzazione degli obiettivi richiede una stretta collaborazione all'interno e tra le strutture organizzative ed amministrative degli Stati ed un efficace coordinamento a livello europeo; per questo motivo in molti Stati sono attivi gruppi di lavoro nazionali per definire le condizioni, le metodologie, la richiesta e la raccolta di dati ecc., tutti elementi necessari allo sviluppo di opportuni sistemi di classificazione ecologica dei corpi idrici.

Per la realizzazione di tali obiettivi gli Stati membri hanno il compito di individuare singoli bacini idrografici, ovvero porzioni di territorio all'interno dei quali confluiscono le acque che saranno sottoposte ai monitoraggi. Punti cardine della normativa in esame sono la classificazione delle acque e con essa la definizione degli obiettivi da attuare e la realizzazione di una "Strategia comune di implementazione" (*Common Implementation Strategy*), ossia di linee comuni da perseguire in tutti i paesi. Infatti, vista la complessità della Direttiva la Commissione Europea ha stabilito, nel maggio 2001, di realizzare tale CIS con la finalità di creare delle linee guida (*Guidance*) comuni a tutti i paesi per la sua corretta interpretazione ed applicazione (APAT 2006).

Con la WFD viene introdotta, a livello territoriale, la principale unità per la gestione dei bacini idrografici definita "distretto idrografico", costituito ove opportuno da uno o più bacini idrografici limitrofi piccoli e grandi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere. Un bacino idrografico che si estende sul territorio di più Stati viene assegnato a un distretto idrografico internazionale.

Deve essere individuata da ogni Stato membro l'Autorità competente, per l'applicazione della normativa comunitaria all'interno di ciascun distretto presente nel proprio territorio. Lo Stato membro deve conseguire gli obiettivi ambientali di cui all'art. 4 coordinando i programmi di misure, in tutto il distretto idrografico. I programmi di misure inseriti nei piani di gestione dei bacini di cui all'allegato VII, vengono resi operativi attivando per le acque superficiali, per le acque sotterranee e le aree protette, azioni necessarie ad impedire il deterioramento, a proteggere,

migliorare e ripristinare lo stato dei corpi idrici, determinato a partire da una analisi degli impatti e delle pressioni. Sono significative tutte le acque e in particolare quelle che presentano valori naturalistici e paesaggistici di rilievo.

Il territorio europeo è stato suddiviso in Ecoregioni. Le ecoregioni d'interesse per l'Italia sono quella Alpina e quella Mediterranea. Individuata l'ecoregione, si passa all'attribuzione della tipologia che per i fiumi e laghi si effettua in particolare in base all'altitudine, alla dimensione (bacino idrografico) e alla composizione geologica e per le acque marine in base alla salinità media annuale e alla profondità. Altri elementi descrittivi sono utilizzati per caratterizzare con maggior dettaglio la tipologia di un corpo idrico all'interno delle classi che compongono la risorsa idrica: fiumi, laghi, etc. Le acque sotterranee presentano diversi livelli di caratterizzazione, di cui la prima ha lo scopo di valutarne gli utilizzi e appurare in che misura esse rischiano di non conseguire gli obiettivi fissati relativamente alla concentrazione di inquinanti e all'equilibrio tra estrazione e ravvenamento. Sono ritenuti utili alla prima analisi dati idrologici, geologici, pedologici, sull'utilizzazione del suolo, sugli scarichi ed estrazione. Per i corpi idrici che sono stati valutati a rischio si procede ad un'ulteriore caratterizzazione per meglio definire l'entità del rischio ed individuare le misure da attuare. La Direttiva ha introdotto un approccio innovativo in relazione alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici che tiene conto in modo integrato sia degli aspetti chimici, sia degli aspetti biologici. Questi ultimi rientrano tra i punti più rilevanti ed innovativi della WFD. Infatti uno dei principali obiettivi della Direttiva stessa è il raggiungimento dello stato “Buono” della qualità ecologica (ossia della capacità del corpo idrico di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di sostentamento delle comunità animali e vegetali) dei corpi idrici presenti sul territorio europeo entro il 2015. L'articolo V prevede lo sviluppo e l'armonizzazione dei sistemi di accertamento dello stato di qualità ecologica per tutti i corpi idrici superficiali. Lo stato ecologico vuole essere la misura degli effetti dell'attività umana sugli ecosistemi acquatici ed è espresso mediante elementi di qualità biologici,

supportato da elementi idromorfologici e fisico-chimici; gli elementi di qualità biologica sono gli aspetti tipici di un ecosistema acquatico che possono essere misurati, quali la presenza e l'abbondanza delle diverse specie dei macroinvertebrati bentonici, la presenza e l'abbondanza delle macrofite, del fitoplancton, del fitobenthos e dei pesci.

Lo stato di qualità dei corpi idrici viene definito come rapporto di qualità ecologica (EQR), calcolato rapportando *“i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli costatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 ed 1: i valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico elevato, quelli prossimi allo 0 allo stato ecologico pessimo”* (Allegato V, 1.4.1, ìì). La gamma di valori risultanti da tale rapporto definisce i limiti delle 5 classi di stato ecologico di cui la direttiva fornisce una generica descrizione; queste classi sono: ottimo, buono, moderato, mediocre, pessimo. Ognuna delle 5 classi di stato ecologico definita dalla direttiva rappresenta un differente livello di disturbo rispetto ad uno stato di riferimento. Con l'eccezione dei bacini artificiali o dei corpi idrici fortemente modificati, le condizioni di riferimento sono quelle in cui il disturbo antropico sugli elementi di qualità chimico-fisica, idromorfologica e biologica di un corpo d'acqua risulta essere assente o presente in maniera molto ridotta. Le condizioni di riferimento forniscono quindi una base rispetto alla quale misurare gli effetti delle attività umane pregresse ed attuali in relazione ad ogni corpo idrico. L'identificazione delle condizioni di riferimento viene richiesta, inoltre, per garantire la distinzione tra le naturali variazioni di background degli ecosistemi acquatici rispetto alle variazioni dovute all'attività antropica. Una volta definiti i valori delle condizioni di riferimento, i sistemi di monitoraggio vengono utilizzati per misurare di quanto le condizioni ecologiche del corpo idrico sono state alterate dalle pressioni, cioè di quanto si siano allontanate dalle relative condizioni di riferimento. Nella Direttiva gli Elementi di Qualità (EQ) biologici richiesti per la classificazione devono essere riferiti a tutti i livelli trofici della catena alimentare (composizione e abbondanza di flora acquatica, fitoplancton; macroinvertebrati bentonici; fauna ittica). Attualmente l'unico indicatore

biologico utilizzato in modo esteso e standardizzato in Italia per tale classificazione è l'IBE, Indice Biotico esteso basato sui macroinvertebrati bentonici, mentre gli elementi chimici (sostanze pericolose scaricate) e idromorfologici sono simili a quelli previsti dalla norma europea. Nel breve/medio periodo l'Italia dovrà dotarsi di altri indicatori biologici per l'analisi dello stato ambientale ed ecologico dei corpi idrici. Il Buono stato ecologico che la Direttiva impone entro il 2015, è definito in funzione della capacità del corpo idrico di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Si richiede, a livello di bacino, l'analisi degli elementi che caratterizzano gli impatti e le pressioni esercitate dalle attività umane sui corpi idrici, nonché l'analisi economica degli usi della risorsa.

Gli Stati membri devono fornire le mappe indicanti la rete di monitoraggio delle acque superficiali nel piano di gestione dei bacini idrografici. In base alla caratterizzazione dei corpi idrici e alla valutazione dell'impatto, definite attraverso programmi di monitoraggio detto “di sorveglianza”, per i corpi idrici giudicati a rischio (quelli per cui tendenzialmente non si osserva una variazione verso il Buono stato) è richiesto un programma di monitoraggio di tipo “operativo” mirato agli elementi di qualità che assumono un valore non adeguato. Nel caso di impatti dubbi è richiesto un monitoraggio di indagine che costituisce la base di un successivo monitoraggio operativo.

Le frequenze minime richieste per i programmi di monitoraggio dalla direttiva possono essere così riassunte: a) elementi di qualità biologica da sei mesi a tre anni; b) elementi di qualità idromorfologica, in continuo per i fiumi, ogni mese per laghi e sei anni per tutti i corpi idrici superficiali per i soli elementi morfologici; c) elementi di qualità fisico-chimica da un mese (sostanze prioritarie pericolose) a tre mesi.

Quanto sopra esposto evidenzia la complessità del processo messo in atto dalle innovazioni legislative in particolare per gli aspetti metodologici che danno priorità al monitoraggio degli elementi biologici e stabiliscono criteri severi per la definizione di una rete di monitoraggio nazionale estesa a tutte le diverse tipologie di corpi idrici. Ciò richiede uno sforzo organizzativo e di pianificazione non indifferente e una migliore

conoscenza delle realtà territoriali e dello stato qualitativo e quantitativo delle risorse (APAT 2008).

Per quanto riguarda lo stato di attuazione della Direttiva negli Stati membri, nel 2007 la Commissione UE ha pubblicato una Comunicazione al Parlamento e al Consiglio dal titolo “Verso una gestione sostenibile delle acque nell’Unione Europea - Prima fase di implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/EC” che traccia un primo bilancio. Le principali criticità riscontrate sono: l’incompleta attuazione della legislazione comunitaria in materia di acque preesistente alla WFD (specialmente le direttive nitrati ed acque reflue urbane), la mancata o incompleta attuazione di alcuni aspetti chiave della WFD (come l’identificazione dei corpi idrici fortemente modificati, l’inquinamento diffuso, la tutela delle acque sotterranee, l’analisi economica), la difficile comparabilità delle informazioni tra Stati membri ed anche tra singoli distretti idrografici e, in generale, la difficoltà di recepire dati e informazioni rilevanti.

Questa analisi si basa sulle informazioni inviate dagli Stati membri in risposta a specifici requisiti della Direttiva (*Reporting*).

Il confronto con gli altri 27 Paesi dell’Unione pone l’Italia in una posizione di pesante ritardo. L’Italia, ad esempio, non è stata in grado di valutare quali e quanti corpi idrici sono oggi a rischio di non raggiungere gli obiettivi stabiliti dalla Direttiva. Tale informazione è essenziale non solo al fine di impostare il programma delle misure di ripristino, ma anche per definire il regime di deroghe previsto dalla Direttiva stessa che consente di spostare i termini temporali per il raggiungimento del “buono stato” o di perseguire obiettivi diversi o meno rigorosi (fornendo le necessarie giustificazioni ed impostando di conseguenza delle azioni di “rientro”). L’Italia è in ritardo anche nella valutazione della performance sull’attuazione delle previsioni amministrative relative alla definizione e al governo dei Distretti Idrografici (articolo 3) nonché nella valutazione della performance relativa alla capacità di *reporting* e alla qualità delle informazioni sulle caratteristiche dei distretti, comprensive dell’analisi economica (articolo 5). Tali ritardi hanno generato l’avvio di tre procedure di infrazione che hanno finora determinato due sentenze di condanna ai

sensi dell'articolo 226 del Trattato. La prima procedura riguarda la trasposizione della Direttiva nell'ordinamento giuridico nazionale. La Corte di Giustizia ha emesso il 12 gennaio 2006 una sentenza di condanna nei confronti dello Stato italiano per mancato recepimento nei tempi previsti della Direttiva. Successivamente la Commissione europea, ritenendo incompleto il recepimento operato dal D.Lgs 152/2006, ha avviato una procedura per mancata esecuzione della sentenza di condanna. Risulta invece archiviata la procedura di infrazione con la quale la Commissione Europea, contestava al Governo italiano il mancato adempimento all'articolo 3 relativo all'individuazione e al governo dei bacini/distretti idrografici. La Commissione ha valutato positivamente la risposta con la quale il Governo italiano precisava la ripartizione del territorio nazionale in otto distretti idrografici istituendo in ciascun distretto idrografico l'Autorità di bacino distrettuale.

Tale scenario nazionale, avendo messo in luce lacune e urgenti necessità operative, ha generato la volontà di orientare il presente lavoro verso la possibilità di fornire un contributo concreto, in modo rigorosamente scientifico, all'applicazione di quanto prescritto dalla Direttiva quadro sulle acque nel nostro paese.

Ai fini del presente lavoro il perseguimento degli obiettivi di monitoraggio e ricerca da effettuare su stazioni di campionamento significative e rappresentative di tipologie ambientali medie, ha richiesto di estendere il campo d'indagine dai confini "politici" comunali a quelli degli ambienti idrici dell'intero comprensorio provinciale.

Le tematiche relative alle prescrizioni della Dir. 2000/60/CE verranno riprese ed approfondite nei capitoli riguardanti il lavoro svolto sul reticolo idrologico superficiale del comprensorio reatino (lago del Turano, laghi Lungo e Ripasottile e fiume Velino).

1.5 I Temi affrontati

I temi affrontati approfonditamente nell'ambito del presente lavoro, hanno riguardato:

- impianti di depurazione biologica dei reflui urbani del territorio di Cittaducale: monitoraggio dell'efficacia/efficienza al fine di realizzare un'adeguata base conoscitiva per strategie di gestione sostenibile;
- acque lacustri: uno studio integrato del lago del Turano per la sua caratterizzazione ecologica e gestione sostenibile; studio dei laghi "Lungo e Ripasottile" (Rieti), riserva naturale regionale, al fine di monitorare la qualità dei ambienti acquatici e, avendo riscontrato problemi di criticità legati eutrofizzazione, studio per individuare strategie ed azioni di risanamento;
- acque correnti: la messa a punto di campionamenti e di indagini di laboratorio sugli aspetti scientifici irrisolti dell'analisi quantitativa dei macroinvertebrati bentonici e confronto tra le possibili tecniche di campionamento.

2. MONITORAGGIO IMPIANTI DI DEPURAZIONE

BIOLOGICA

2.1 Le capacità autodepurative dei corsi d'acqua

L'inquinamento organico che quotidianamente viene riversato nel ciclo delle acque dagli insediamenti urbani, da attività industriali (quali concerie, industrie alimentari), dalle attività artigianali e dagli allevamenti zootecnici intensivi, è talmente elevato da eccedere nella stragrande maggioranza delle situazioni le capacità ricettive ed autodepurative dei fiumi e da richiedere un trattamento con impianti di depurazione biologici. La sostanza organica biodegradabile immessa in un corso d'acqua da una fognatura senza alcun trattamento, attraverso processi ecologici naturali, viene metabolizzata e la sua concentrazione nell'acqua diminuisce man mano ci si allontana dal punto in cui è avvenuto lo scarico, fino a quando viene completamente mineralizzata. Questo processo, di natura eco-biologica, avviene normalmente in tutti i corsi d'acqua, purché la sostanza organica inquinante venga immessa in quantità tali da non superare *i limiti di tolleranza dell'ecosistema ricettore* e, in particolare, non si produca un abbassamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto a livelli tali da compromettere l'esistenza degli organismi acquatici aerobi che sono responsabili del processo di depurazione biologica. Immediatamente a valle del punto in cui entra la sostanza organica inquinante, nell'ambiente acquatico si scatena un'intensa attività eterotrofica sostenuta soprattutto dai batteri; questi, in presenza della disponibilità di tanto nutrimento, proliferano esponenzialmente e mentre operano il processo di demolizione della sostanza inquinante richiedono una cospicua quantità di ossigeno per le loro esigenze vitali al punto che, se l'inquinamento è elevato, il contenuto di ossigeno disciolto può cadere a livelli prossimi allo zero. In questo caso i processi ossido-riduttivi aerobici rallentano o possono cessare del tutto e, con l'instaurarsi di processi anaerobici, nel tratto fluviale in cui l'inquinamento organico è eccedente compaiono prodotti di riduzione come acido solfidrico e ammoniaca. Se invece il contenuto dell'ossigeno

molecolare disciolto in acqua è sufficiente per il trattamento dell'intero quantitativo di sostanza organica inquinante (o ritorna ad essere sufficiente dopo un tratto di anaerobiosi), il processo di depurazione aerobica comunque alla fine produce la scomparsa della sostanza organica inquinante dall'acqua: parte delle componenti del carbonio della sostanza organica viene assorbita dai microbi e fissata entro le loro strutture viventi (entrando altresì a far parte del biota acquatico attraverso le catene e reti alimentari) e parte metabolizzata ed esalata come CO₂; le componenti azotate e fosfatate vengono anch'esse in parte assorbite ed in parte rilasciate come ione nitrato e come ione ortofosfato, nutrienti che favoriscono lo sviluppo di alghe verdi e macrofite acquatiche.

In tal modo le caratteristiche generali dell'acqua inizialmente inquinata passano dalle condizioni polisaprobie verso quelle mesosaprobie ed alla fine la depurazione è completata.

I batteri, quindi, svolgono un ruolo risolutivo nel processo di autodepurazione dei corsi d'acqua ma sono organismi "osmeotrofi", vale a dire in grado di nutrirsi solo assorbendo, osmoticamente, attraverso la membrana cellulare sostanza organica disciolta definita DOM (dissolved organic matter). Per loro la sostanza organica particolata (POM = particulated organic matter), quella fine (FPOM= fine organic matter) e quella grossolana (CFPOM = coarse organic matter) rappresentano un alimento inaccessibile. Soccorre la loro azione trofica la presenza degli animali, a partire da quelli microscopici. La microfauna che vive sul fondo dei corsi d'acqua (e che troviamo anche negli impianti di depurazione) è costituita prevalentemente da Protozoi (Flagellati, Amebe, Ciliati) e da alcuni Metazoi (Nematodi, Rotiferi, talvolta Gastrotrichi, Oligocheti e Tardigradi). Potendo assumere direttamente cibo sottoforma di sostanza particolata fine, le popolazioni animali non solo sottraggono dall'acqua inquinamento organico di cui si nutrono ma emettono, attraverso le loro escrezioni, DOM cibo per i batteri, così alimentandone la proliferazione e l'azione trofica-demolitrice. I protozoi ciliati, in particolare, svolgono un ruolo importantissimo (nelle acque correnti e negli impianti di depurazione) in quanto comprendono:

- utilizzatori di sostanze organica particolata fine;

- predatori di batteri (batteriofagi);
- carnivori, predatori di altri protozoi;
- erbivori, mangiatori di microalghe (attivi quando nell'ambiente riappaiono i vegetali).

A differenza degli impianti di depurazione, però, nei corsi d'acqua naturali troviamo altre popolazioni animali che svolgono il ruolo di “acceleratori di processo” trofico-demolitivo; sono così “coadiutori” dei batteri anche il popolamento dei macroinvertebrati bentonici (insetti, crostacei, molluschi, vermi ecc), e tutto il popolamento dei vertebrati dai pesci ai mammiferi acquatici passando per i rettili e gli uccelli.

2.2 Gli impianti a fanghi attivi per la depurazione biologica delle acque reflue

Le attività sociali, produttive e ricreative, principalmente in ambito urbano, richiedono ed utilizzano una grande quantità di acqua. La conseguenza diretta dell'utilizzo dell'acqua è la produzione di scarichi che, per poter essere restituiti all'ambiente, devono necessariamente essere sottoposti ad un trattamento depurativo. Le acque reflue urbane, che in passato contenevano quasi esclusivamente sostanze biodegradabili e che venivano per lo più sparse sul suolo, presentano attualmente maggiori problemi di smaltimento a causa della presenza sempre più ampia di composti chimici di sintesi industriale. L'inquinamento delle acque è mutato sia in qualità che in quantità: troppe sostanze indegradabili, spesso tossiche superano la capacità auto-depurante delle acque superficiali compromettendone la qualità ed i normali equilibri dell'ecosistema.

E' evidente, quindi, la necessità di trattamenti depurativi delle acque reflue che sono di natura fisico-meccanica ma anche ad imitazione, in ambiente ingegnerizzato, ristretto ed artificiale, dei processi biologici che avvengono naturalmente nei corpi idrici. La depurazione artificiale negli impianti può essere molto più veloce rispetto a quanto avviene nei corsi d'acqua, grazie alla tecnologia e soprattutto all'energia impiegata.

La depurazione attraverso trattamenti biologici sfrutta in definitiva tecnologie basate essenzialmente su fenomeni naturali fatti svolgere in ambienti creati artificialmente, in modo che i parametri che regolano tali processi possano essere controllati in maniera ottimale e gestiti.

Il processo di depurazione a fanghi attivi, è stato messo in esercizio, per la prima volta, nel 1914, in Inghilterra, grazie agli studi condotti da E. Arden e W. T. Lockett (il primo impianto iniziò regolarmente il suo esercizio, nel 1927 a Milwaukee negli USA). Questi, sottoponendo le acque reflue urbane ad aerazione, separarono dall'effluente una specie di fanghiglia che si era formata durante il trattamento ossidativo, per la crescita di microrganismi aerobi; la posero in una vasca, contenente altra acqua reflua, e proseguirono l'aerazione. Notarono che, ripetendo più volte l'operazione, l'attività biologica del fango veniva sempre più stimolata: permetteva, cioè, di ottenere una notevole efficacia depurativa (*biodegradazione della sostanza organica*), in uno spazio ridotto ed in un tempo sempre più breve. Il segreto del successo di trattamento a fanghi attivi risiede nel fatto che la flora microbica utilizzata per risanare le acque reflue contenenti inquinanti carboniosi organici biodegradabili e nutrienti (COD, N e P), anziché rimanere dispersa nell'effluente trattato, tende ad agglomerarsi, per *adsorbimento* e *bioflocculazione*, formando ammassi fangosi di natura fioccosa (popolati da microrganismi vivi ed attivi) detti, appunto, fiocchi di fango *attivo*, che, in condizioni di quiete, possono essere estratti per semplice decantazione (fango *di supero*) e, inoltre, essere riutilizzati (fanghi *di ricircolo*) e mescolati con le nuove acque reflue in arrivo.

Un impianto di depurazione biologica a fanghi attivi è costituito sostanzialmente da un reattore biologico aerato artificialmente seguito da un separatore di particelle sedimentabili. Nella vasca di aerazione il liquame grezzo (o che ha subito una sedimentazione primaria) si mescola con una massa di solidi fioccosi allo stato di fango molto liquido all'interno del quale vive un enorme numero di microrganismi, soprattutto batteri, che si nutrono e riproducono a spese della sostanza organica apportata dal liquame; contemporaneamente si verificano fenomeni di adsorbimento e bioflocculazione per cui anche le sostanze colloidali e

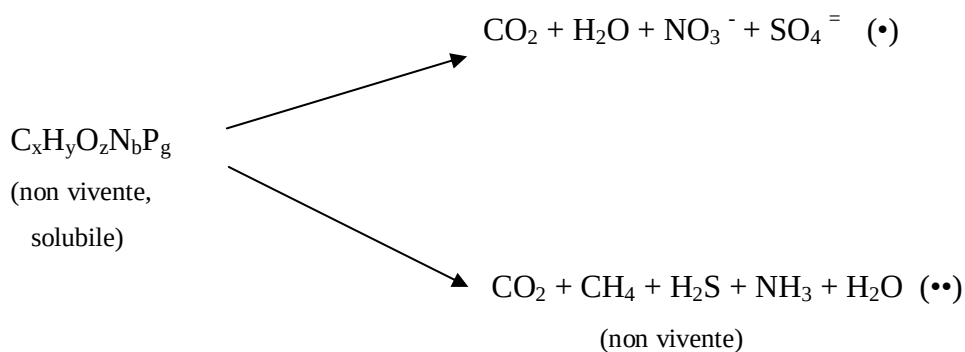
sospese presenti nel liquame, vengono rimosse per azione del fango attivo. Infatti, i principi di base della depurazione biologica si fondano sia sul fenomeno fisico-biologico detto, appunto, bioflocculazione, sia sul fenomeno unicamente biologico del metabolismo batterico.

La *bioflocculazione* è un'aggregazione di particelle finemente sospese nel mezzo liquido originario, a formare fiocchi o pellicole. La componente fisica del fenomeno è costituita dall'energia di turbolenza che favorisce l'incontro delle particelle; la componente biologica è data da un non definito effetto di flocculazione favorito dai prodotti del metabolismo batterico che popola i fiocchi stessi: si pensa che sia dovuto all'azione di sostanze polisaccaridiche secrete soprattutto dai protozoi ciliati, con proprietà analoghe a quelle di un elettrolita cationico.

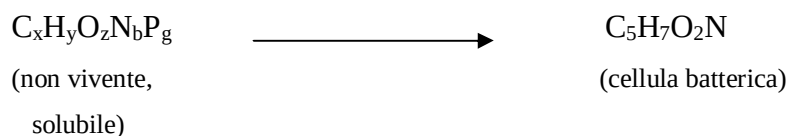
Nel suo insieme il fenomeno non opera alcuna trasformazione chimica sull'inquinamento ma solo un passaggio dalla forma sospesa "polverulenta" alla forma sospesa "aggregata in fiocchi", sedimentabile.

Il *metabolismo batterico* è un insieme di reazioni biochimiche, anaboliche e cataboliche, operate dai batteri sia per produrre biomassa batterica (anabolismo) sia per ottenere energia ed emettere semplici sostanze minerali (catabolismo) utilizzando l'inquinamento come una sorta di combustibile,

Il catabolismo può avvenire sia in ambiente aerobico (•) che anaerobico (••) per ossidazione biochimica di sostanze prevalentemente organiche a dare prodotti inorganici, alcuni dei quali gas, che escono dal sistema acquoso:



L'anabolismo è la trasformazione di substrati inquinanti solubili prevalentemente organici, in biomasse batteriche viventi:



In definitiva, per la depurazione biologica si sfrutta il metabolismo batterico per la rimozione delle sostanze solubili o facilmente solubilizzabili e la bioflocculazione per la rimozione delle masse batteriche e annesse sostanze sospese (Vismara 1998).

L'allevamento dei microrganismi è talmente estremo e intensivo che occorre fornire una continua ed energica agitazione della massa perché questi possano disporre dell'ossigeno disciolto necessario per respirare (conc. O_2 : 2,8 – 3,0 mg/L) e venire in contatto con il nutrimento organico trasportato dal liquame. Il liquame transita lentamente nella vasca di ossidazione biologica (il cuore dell' "allevamento" microbico intensivo), per il tempo medio necessario alla imponente massa microbica di nutrirsi dell'inquinamento organico; da questa il mix di acqua e di organismi viene trasferito, con continuità, ad un sedimentatore cosiddetto secondario. Qui gli organismi si raccolgono, sedimentando, sul fondo ove vengono continuamente ricircolati, attraverso un sistema di pompaggio, e reimmessi nella vasca di ossidazione biologica, "a lavorare" altro liquame da depurare. Poiché la massa microbica costituente i cosiddetti fanghi, proliferando, si accresce continuamente e alla lunga il sistema andrebbe in crisi (la massa tenderebbe a "cagliare" se non s'intervenisse), occorre provvedere allo spurgo continuo di aliquote di fanghi. Tali aliquote non più ricircolate ed allontanate dal sistema, vanno trattate per essere smaltite come rifiuto.

L'inquinamento organico estratto dall'acqua è stato alla fine così in parte mineralizzato ed in parte assorbito nelle strutture dei microrganismi costituenti il cosiddetto "fango" attivo.

In conclusione, nel sistema a fanghi attivi entra un liquame grezzo inquinato da sostanza organica in concentrazioni limitate e, dai due sedimentatori (primario e secondario), si estrae una soluzione fangosa concentrata in sostanza organica che deve essere sottoposta ad ulteriori trattamenti prima dello smaltimento finale.

Nella maggior parte dei casi l'unico trattamento delle acque in uscita dal sedimentatore secondario consiste nella disinfezione operata con sodio ipoclorito o, più raramente, con altri disinfettanti quali biossido di cloro o acido peracetico oppure ancora con ozono.

L'abbattimento dei fosfati viene ottenuto con l'aggiunta, in una apposita vasca, di sali di ferro che, legandosi con lo ione fosforico, danno luogo ad un precipitato che può essere raccolto sul fondo della vasca di trattamento. E' possibile anche la precipitazione simultanea del fosfato effettuata direttamente in vasca di ossidazione biologica (evitando così la costruzione di nuove vasche) ma il processo non è mai ottimale ed i fanghi estratti dal sedimentatore, arricchiti del fosfato minerale, stentano ad asciugarsi creando difficoltà per lo smaltimento.

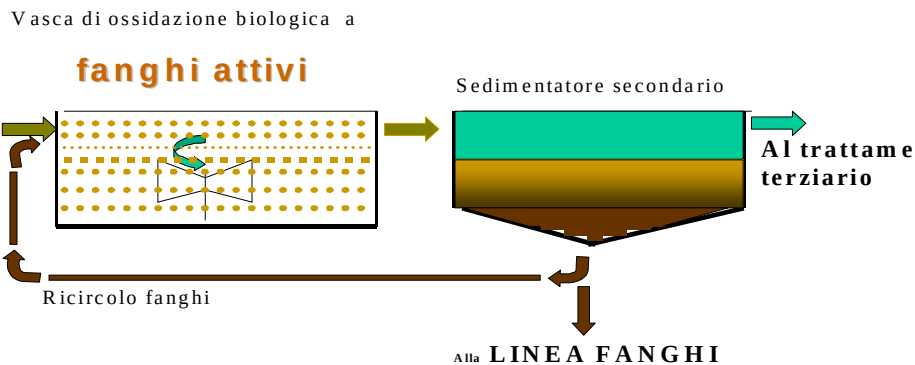
La denitrificazione avviene riproducendo in vasche apposite situazioni tipiche delle dinamiche nitro-de-nitro naturali: dopo una fase ossidativa, nitrificante spinta, il liquame viene improvvisamente posto in ambiente anaerobico e ricco di carbonio.

Tali post-trattamenti sono impegnativi e costosi anche in termini gestionali: per questo vengono effettuati, solitamente, nei periodi in cui si prevede un aumento della richiesta depurativa (stagione turistica), e non nel corso dell'intero anno.

L'essiccazione dei fanghi, necessaria per la loro gestione operativa e per l'allontanamento come rifiuto, viene preceduta dalla compattazione, dalla successiva pressatura e completata con l'essiccazione all'aria, in apposite "piscine".

Fig. 3 Schema impianto di depurazione a fanghi attivi

Sistema ossidazione-biologica – sedimentatore (secondario)



A prescindere dalla necessità dei processi depurativi dal punto di vista dell'impatto ambientale, una corretta gestione del ciclo dell'acqua prevede l'applicazione delle conoscenze tecnologiche esistenti per il conseguimento di obiettivi socialmente ed economicamente utili, quali la tutela dei corpi idrici superficiali e sotterranei e la corretta gestione della risorsa acqua. Il riutilizzo delle acque reflue depurate può essere considerato un espediente innovativo ed alternativo nell'ambito di un uso più razionale della risorsa idrica. Il vantaggio economico del riutilizzo risiede nel fornire alla comunità un approvvigionamento idrico, almeno per alcuni usi per i quali non si richieda acqua di elevata qualità, a costi più bassi, poiché il riciclo costa meno dello smaltimento. Ci sono tre possibilità di riutilizzo di queste acque recuperate: in campo agricolo per l'irrigazione, in campo civile per il lavaggio delle strade, per l'alimentazione dei sistemi di riscaldamento e raffreddamento e per l'alimentazione delle reti duali di adduzione, in campo industriale per la disponibilità dell'acqua antincendio e per i lavaggi dei cicli termici. Per poter riutilizzare l'acqua per uno qualsiasi di questi scopi, deve comunque essere raggiunto un certo grado di qualità, soprattutto igienico-sanitaria. I trattamenti di tipo convenzionale non sono quasi mai sufficienti ad ottenere effluenti con livelli adeguatamente elevati di qualità e quindi la tecnologia si sta orientando verso la messa a punto di

nuovi sistemi alternativi di trattamento terziario e di disinfezione, finalizzati al raggiungimento di un elevato grado di qualità dell'acqua, attraverso l'abbattimento della carica microbica, dei nutrienti e delle sostanze tossiche. Nello scenario dei vantaggi e delle prospettive future che può offrire il riciclo delle acque usate, si collocano pertanto nuove tecnologie che cercano di ottenere processi efficienti a garanzia di un approvvigionamento di acqua depurata a costi contenuti (APAT 2007).

2.3 La microfauna degli impianti di depurazione biologica delle acque reflue

Il popolamento microbico negli impianti di depurazione può essere fatto sviluppare o su substrati solidi in analogia a quanto avviene in natura sul fondo dei corsi d'acqua, oppure essere mantenuta in sospensione. Distinguiamo quindi le rispettive tipologie in “impianti a massa adesa” ed in “impianti a massa sospesa”. I primi sono i filtri percolatori e gli impianti a biodischi; i secondi gli impianti a fanghi attivi che danno origine a “fiocchi” in grado di sedimentare flocculando.

Il fiocco del fango di un depuratore biologico è un agglomerato di batteri e di finissime particelle minerali e organiche in una matrice mucillaginosa che ne costituisce il legante. All'analisi al microscopio l'insieme di questi elementi assume normalmente l'aspetto di grani aventi un diametro oscillante fra 10 e 100 μm ; i grani possono agglomerarsi fra loro e formare un reticolo a maglie più o meno strette che costituiscono le particelle del fiocco visibile ad occhio nudo. si possono distinguere batteri, batteri filamentosi, protozoi e metazoi (microfauna del fango).

I *Protozoi ciliati* svolgono un ruolo molto importante nel processo di depurazione. Infatti, nelle vasche di ossidazione si instaura un sistema biologico costituito da microrganismi in continua competizione per il cibo: i batteri si nutrono della sostanza organica presente nell'acqua e costituiscono alimento per i piccoli predatori (protozoi ciliati) i quali, a loro volta, sono predati da organismi di taglio maggiore (protozoi carnivori o metazoi). La presenza nel fango attivo di protozoi ciliati ci fornisce, quindi, la conferma della presenza di batteri.

Sulla base del loro comportamento i ciliati, negli impianti di trattamento, vengono suddivisi in tre gruppi: 1) natanti, che nuotano liberamente nel mixed-liquor e che rimangono dispersi nella vasca di sedimentazione; 2) mobili di fondo che, pur essendo forme libere, abitano il fiocco di fango o il film biologico sulla cui superficie si spostano con l'aiuto di cirri; 3) sessili che aderiscono stabilmente al substrato attraverso un peduncolo e che, essendo strettamente associati al fango o al film biologico, precipitano con esso durante la sedimentazione.

La concentrazione di ciliati in un impianto che funziona normalmente è dell'ordine di grandezza di 10^6 individui per litro, quando la concentrazione scende al di sotto di 10^5 per litro il rendimento di depurazione diminuisce. L'assenza di ciliati o una loro concentrazione inferiore a 10^4 per litro è indice di cattiva depurazione.

Inoltre, l'identificazione del tipo di protozoi presenti (sia sotto l'aspetto sistematico che funzionale) ci informa sullo "stato di salute" del fango dal momento che la microfauna di un impianto è sempre ben diversificata, cioè composta da diversi gruppi di microrganismi ed ogni gruppo è composto da più specie. Ad esempio la presenza massiccia di protozoi, che crescono in assenza di ossigeno, indica che deve essere aumentata l'aerazione della vasca dei fanghi attivi, oppure la presenza di una particolare specie può indicare l'arrivo all'impianto di depurazione di liquami contenenti sostanze tossiche.

I protozoi ciliati sono presenti in grandi quantità in tutti i tipi di trattamento aerobico (fanghi attivi, dischi biologici, filtri percolatori, bacini di lagunaggio); essi, dato il ruolo importante che svolgono nella regolazione della biomassa batterica attraverso la predazione, migliorano la qualità dell'effluente. In assenza di ciliati, infatti, gli effluenti dell'impianto hanno valori di BOD_5 elevati e sono assai torbidi per l'abbondanza dei batteri dispersi. I ciliati, inoltre, predano anche i batteri patogeni e quelli fecali: negli effluenti di impianti in cui non vi sono ciliati, la presenza di *Escherichia coli* è pari (e talvolta addirittura superiore) ai livelli osservati all'ingresso della vasca di ossidazione. In presenza di ciliati tale percentuale scende al 5% e nei bacini di lagunaggio, sempre grazie all'azione di questi protozoi, facilmente può

azzerarsi. Infine, c'è da considerare anche che la sostanza mucillaginosa che tiene unito il fiocco è secreta dai protozoi ciliati; in assenza di questi il fango non forma fiocchi, appare di aspetto polverulento e l'efficienza della depurazione è bassa.

Per i motivi suddetti, i protozoi ciliati sono considerati ottimi bioindicatori dell'efficienza e dell'efficacia del processo di depurazione. La loro osservazione, attraverso l'impiego di un microscopio ottico già a 150 – 200 ingrandimenti, fornisce in tempo reale informazioni preziose per la gestione di un impianto.

I *metazoi* sono organismi pluricellulari costituiti da più cellule che vanno a formare tessuti ed organi. Questa complessità organizzativa fa sì che il loro ciclo riproduttivo sia più lento di quello dei protozoi. Per questo motivo la loro presenza negli impianti di depurazione a fanghi attivi è limitata ad alcune forme molto semplici (principalmente Rotiferi e Nematodi). I metazoi microscopici pascolano o predano, normalmente, sopra le strutture del fiocco che per loro, date le proporzioni relative, sono paragonabili ad “isolotti” densamente abitati.

Le *amebe* hanno lo sviluppo favorito dal basso carico organico in ingresso, la loro presenza è indice di un'eccessiva diluizione dell'inquinamento nella fogna.

La microfauna di un impianto che funziona normalmente è sempre ben diversificata, ogni gruppo o specie non è mai numericamente dominante sugli altri componenti, anche se i rapporti di abbondanza fra i vari gruppi o specie possono essere diversi. Una microfauna dominata da una specie o gruppo è indice, quasi sempre, di squilibri trofici dovuti all'esistenza di fattori limitanti che impediscono lo sviluppo della maggior parte delle specie, favorendo la crescita delle forme più tolleranti a quel fattore.

Ogni fattore che può influenzare la crescita microbica si ripercuote sulla depurazione dell'effluente. Variazioni di temperatura, pH, ossigeno disciolto, carico organico, micronutrienti, sostanze tossiche, influenzano l'attività, la velocità di riproduzione, le caratteristiche fisico-biologiche delle colture, la buona sedimentabilità e capacità bioflocculatorie, nonché la composizione qualitativa della popolazione batterica: è quindi evidente

che è l'ambiente stesso a selezionare le specie più adatte e a favorire la predominanza di alcune.

Per quanto riguarda l'influenza della temperatura, per la maggior parte dei batteri eterotrofi l'optimum si aggira intorno ai 30°C mentre il campo di massima variabilità oscilla tra i 4 e i 40°C; per temperature inferiori ai 10°C si ha un notevole rallentamento della velocità del processo. Inoltre, la temperatura influisce anche sulla bioflocculazione e sul trasporto gassoso dell'ossigeno dall'aria all'acqua (per la Legge di Henry la concentrazione dell'O₂ disciolto in acqua varia con la solubilità e la pressione parziale del gas stesso, nonché con la temperatura; il tenore di O₂ disciolto nell'acqua diminuisce all'aumentare della temperatura).

Per gli effetti della concentrazione idrogenionica (pH), è stato osservato che il campo massimo di variabilità entro il quale possono operare i sistemi biologici varia da pH = 5 a pH = 9 con un optimum compreso tra 6 e 8.

Per quanto concerne l'influenza dell'ossigeno disciolto, nei sistemi biologici di depurazione strettamente aerobico è molto importante che la quantità di ossigeno apportata sia sufficiente a sopportare il consumo biologico e a mantenere la concentrazione dell'O₂ disciolto nell'acqua ad un livello tale che esso non diventi un fattore limitante di crescita; tale livello minimo oscilla intorno a 1-2 mg/L di O₂.

Nei sistemi a fanghi attivi l'ossigenazione avviene tramite apporto esterno di energia con aria compressa o turbolenza superficiale, per cui le apparecchiature devono essere dimensionate in funzione dei fabbisogni del sistema (Vismara 1998).

La formazione del popolamento microbico negli impianti biologici a fanghi attivi è un fenomeno che avviene spontaneamente: basta alimentare inizialmente l'impianto con liquame di fogna, ricco di sostanze nutritive, perché le popolazioni comincino ad apparire in poche ore e poi a crescere esponenzialmente. La colonizzazione di un impianto inizia con le amebe ed i batteri, seguono poi i piccoli protozoi flagellati, poi ancora i più grandi protozoi ciliati ed infine i metazoi; alle condizioni di gestione ottimale dell'impianto, i popolamenti citati sono tutti in continua competizione tra di loro per il cibo e raggiungono una situazione di

stabilità dinamica, strettamente dipendente dalle operazioni gestionali dell'impianto, dalle condizioni stagionali e dalla composizione degli scarichi da trattare. La composizione del popolamento può essere, quindi, assai diversa tra un impianto ed un altro.

2.4 Monitoraggio sulla funzionalità degli impianti di depurazione delle acque reflue

L'efficienza di un impianto di depurazione biologico delle acque reflue urbane può essere valutata sia attraverso un set definito di analisi chimiche effettuate sulle acque in ingresso ed in uscita, che attraverso metodiche eco-biologiche basate sull'osservazione, identificazione e conteggio dei protozoi ciliati nel fango attivo, indicatori biologici di qualità del processo depurativo (Madoni 2004).

Per il monitoraggio routinario si fa ricorso, per praticità, ad alcuni parametri chimico-fisici a forte indicatività che, per gli impianti che trattano reflui civili sono generalmente: COD, BOD₅, Materiali in Sospensione Totali, Materiali Sedimentabili, Fosforo Totale, Azoto totale, Tensioattivi.

COD (Chemical Oxygen Demand) misura l'ossigeno necessario per ossidare, per via chimica, tutte le sostanze organiche ed inorganiche ad azione riducente presenti nell'acqua, ad eccezione dei cloruri. L'ossidazione di un campione di acqua viene effettuata in laboratorio con bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$ che è un ossidante energico), in ambiente fortemente acido (H_2SO_4 , anch'esso ossidante, aggiunto concentrato) e con aggiunta di solfato d'argento (Ag_2SO_4 , che si lega ai cloruri formando cloruro d'argento, impedendone così l'ossidazione). La reazione viene fatta avvenire all'ebollizione, per due ore. Nelle condizioni ossidative estreme sopra descritte il cromo esavalente del bicromato, messo in quantità note, con precisione ed in eccesso, ossidando si riduce a cromo trivalente. La parte esavalente residua e che non ha reagito viene titolata con solfato di ferro ed ammonio e, per differenza, si trova la parte di cromo esavalente "persa" (vale a dire ridotta) per aver svolto l'azione ossidante. Si calcola

così stechiometricamente l'ossigeno associato al bicromato che ha partecipato al processo ossidativo. Il valore, in mg/L è il valore di COD.

Poiché con il metodo si ossida anche la frazione biodegradabile in acqua, il valore del COD è, salvo rarissime eccezioni, sempre maggiore di quello del BOD₅.

L'ossidazione chimica è talmente energica che possiamo dire che il COD esprime "quanto ossigeno è necessario per una ossidazione totale di quanto è ossidabile in acqua". Il parametro, quindi, è una misura indiretta ed ha una elevata indicatività.

Le sostanze organiche nel corso della loro degradazione chimica per ossidazione, consumano ingenti quantitativi di ossigeno e per questo si sente spesso parlare del COD come se fosse una misura dell'inquinamento organico; tuttavia va sempre tenuto presente che, anche se al raggiungimento del valore di COD contribuisce in misura preponderante la componente organica, il parametro in questione riguarda l'ossidabilità generale, delle sostanze organiche ed inorganiche, presenti nell'acqua.

BOD₅ (Biological Oxygen Demand) è il quantitativo di ossigeno consumato in cinque giorni dai microrganismi per la biodegradazione della sostanza organica disciolta nell'acqua. Si misura in milligrammi per litro (BOD₅ = O₂ mg/L). Nelle acque la sostanza organica biodegradabile costituisce alimento per numerose popolazioni di organismi; tuttavia solo la sostanza organica disciolta (DOM : Dissolved Organic Matter) può essere assunta dai batteri e dai microfunghi dal momento che questi organismi sono osmeotrofi, cioè capaci di assumere cibo attraverso la membrana cellulare, osmoticamente, non possedendo meccanismi attivi di assunzione. In presenza di un incremento di DOM i batteri hanno un'esplosione demografica in brevissimo tempo ed i livelli di attività metabolica che raggiungono consumano marcatamente l'ossigeno disciolto. Il BOD₅, pertanto, è una misura indiretta, attraverso l'ossigeno, del solo carico organico biodegradabile disciolto nell'acqua.

Operativamente la metodica per la determinazione del BOD₅ consiste nell'effettuazione di due misure dell'O₂ disciolto in due sub-campioni dello stesso campione d'acqua; sul primo sub-campione la determinazione viene effettuata al momento zero e sull'altro dopo che lo

stesso è stato tenuto incubato in termostato a 20°C per cinque giorni. La differenza fra i due valori è l'ossigeno consumato dai microrganismi e costituisce il BOD₅. Il numero 5 designa i cinque giorni di incubazione; in realtà l'esperienza ha mostrato che i liquami fognari di medio inquinamento hanno bisogno, per una biodegradazione pressoché completa, di circa un mese. All'inizio, per questo, la metodica prevedeva il BOD₂₀.

Esigenze pratiche che rendono poco utile un risultato analitico fornito dopo oltre venti giorni hanno portato all'attuale limite standard a 5 giorni, tempo in cui si ha la biodegradazione di oltre il 60% della sostanza organica disciolta totale.

Nella letteratura scientifica inglese il tempo di 5 giorni viene motivato piuttosto che con le esigenze di praticità, con il fatto che i corsi d'acqua del Regno Unito impiegano mediamente cinque giorni per transitare dalla sorgente alla foce.

Le misure del BOD₅, seppur preziose e ad alta indicatività, costituiscono però una rappresentazione semplificata della realtà naturale.

In termostato, infatti, a differenza che nel fiume, l'acqua si trova immobile in bottiglia anziché in movimento, a temperatura costante di 20°C, in assenza dei cicli nictemerali (giorno/notte) e in uno stato di monotonia ambientale rispetto alla straordinaria biodiversità fluviale (rilevante è l'assenza di contatto con il prato biologico di fondo che si trova in natura).

I valori di COD e di BOD₅ vanno valutati anche a confronto. Alti valori di COD presenti in un campione che ha bassi valori di BOD₅ indicano che la depurazione biologica è scarsamente efficace per il tipo di inquinamento dell'acqua in esame, oppure che tale depurazione è estremamente lenta. Si tratta, infatti, di una richiesta di ossigeno per ossidare o prevalentemente molecole inorganiche o un elevato carico di molecole organiche non biodegradabili perché frutto di sintesi chimica da parte dell'uomo e quindi sconosciute alla natura (non ci sono microrganismi in grado di biodegradarle).

Un basso rapporto COD/BOD₅ (indi elevato BOD₅) indica, invece, che l'inquinamento è in massima parte o del tutto organico biodegradabile,

tipico delle molecole “conosciute” alla natura. E’ il caso, ad esempio, degli scarichi derivanti dall’industria alimentare.

La realtà, tuttavia, è sempre complessa. Ad esempio le acque di vegetazione derivanti dalla molitura delle olive hanno un COD elevatissimo (anche oltre 100.000 mg/L) ma un BOD₅ non altrettanto alto pur trattandosi di molecole naturali. In questo caso limita il BOD₅ l’azione batteriostatica della elevata componente dei polifenoli naturali presenti nell’intervallo di ben 5000-6000 mg/L. Nelle acque non c’è abbastanza ossigeno per fronteggiare un simile inquinamento ed è per questo che le acque reflue dei frantoi oleari non devono mai essere immesse nelle acque superficiali ove provocano danni ambientali ingenti, ma devono essere restituite al suolo ove non solo si degradano, ma costituiscono una risorsa per l’azione ammendante e nutritiva (fertirrigazione).

Mediamente in una fognatura urbana il valore del BOD₅ è circa il 50-60% di quello del COD.

La componente inorganica ridotta del COD è generalmente tossica per tutte le forme di vita acquatica superiore. Le componenti organiche biodegradabili, invece, richiedono consumo di ossigeno per i processi di mineralizzazione e questo può portare al collasso dell’ecosistema per la caduta del tenore dell’ossigeno disciolto. Pesci e macroinvertebrati sono i primi ad esserne colpiti.

Solidi sospesi (Sinonimo di “Materiali in Sospensione Totali” o Total Suspended Solids TSS) sono dei corpuscoli solidi che è possibile raccogliere filtrando l’acqua attraverso un filtro della porosità di 0,45 µ. L’analisi di laboratorio è effettuata, così, per via gravimetrica.

Nei corpi idrici recettori delle acque reflue in uscita dagli impianti di depurazione, i solidi in sospensione possono influire sulla vita acquatica secondo meccanismi molto diversi tra di loro:

- § agendo direttamente sugli organismi, a livello soprattutto delle branchie, provocandone la morte o riducendone la crescita e la resistenza alle malattie;
- § impedendo il normale sviluppo delle uova e delle larve;
- § modificando il substrato sul quale gli organismi vivono;

- § modificandone i normali spostamenti e migrazioni;
- § riducendo la disponibilità naturale alimentare;
- § sequestrando e rendendo non biodisponibili nutrienti (fosforo in particolare).
- § In particolare i Solidi sospesi sono responsabili della perdita di trasparenza e, quindi, della mancata penetrazione della luce.

Gli effetti sulla vita acquatica sono variabili e dipendono, oltre che dalla resistenza specifica delle specie prese in considerazione, dalla natura, dalle dimensioni e dalla durezza delle particelle solide sospese nonché dalle condizioni di fattori abiotici di contorno (temperatura, concentrazione ionica, pendenza). Particelle più dure, spigolose e grossolane danneggiano più facilmente le branchie dei pesci e di molte specie d'invertebrati. Particelle ultrafini ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) sono più pericolose e ricche di sostanze tossiche. La componente più comune è il sedimento inorganico fine $\varnothing \leq 2 \text{ mm}$.

Solidi Sedimentabili consistono nella frazione dei materiali in sospensione totali che sedimentano in due ore. La determinazione viene effettuata ponendo un litro di un campione di acqua in un cono trasparente (di vetro o plastica) detto cono di Imhoff. Il cono ha nella parte dell'apice una graduazione in ml così da consentire di misurare il volume del materiale sedimentato nel tempo standard di due ore. L'unità di misura, quindi, sarà: ml/L. Il tempo di due ore è ritenuto sufficiente ai fini dell'accuratezza della misura; tempi più prolungati producono ulteriore sedimentazione ma in quantitativi non apprezzabili poiché il fenomeno ha un andamento esponenziale e dopo due ore si è raggiunto l'asintoto. La sedimentabilità dipende dal peso specifico, dal diametro e dalla natura (dalla carica elettrica) delle particelle in sospensione ed è utile per una stima del trasporto solido grossolano nelle acque correnti.

La misura dei materiali sedimentabili ha molta importanza per le acque di scarico perché fornisce indicazioni sulla necessità di provvedere alla realizzazione di un sedimentatore (cosiddetto sedimentatore primario) come pre-trattamento delle acque in ingresso alla vasca di ossidazione biologica negli impianti di depurazione a fanghi attivi o, comunque, in qualsiasi altra tipologia di impianto di depurazione.

Le misure di sedimentabilità (e la curva ricavabile da letture effettuate ogni 10 min) sono normalmente impiegate, più volte al giorno, per valutare la qualità del fango attivo nella gestione degli impianti di depurazione dal momento che l'efficienza del sistema dipende molto dalla sedimentabilità del fango stesso nel sedimentatore secondario. I solidi sedimentabili sui corpi idrici recettori provocano torbidità delle acque ed intasamento degli alvei con depositi fangosi.

Fosforo Totale: Il fosforo perviene nelle acque fognarie essenzialmente dagli scarichi dei metaboliti umani. E' un nutriente per le piante e in generale è essenziale per la vita ma un suo eccesso è nocivo in natura all'ambiente acquatico, in quanto provoca eutrofizzazione. Quando le masse vegetali cresciute eccessivamente arrivano alla fine del loro ciclo vitale, inducono infatti una riduzione dell'ossigeno disciolto in acqua che può produrre asfissia a livello del fondo.

Azoto Totale: L'azoto, come il fosforo, è un nutriente per le piante e componente essenziale dei viventi ed il suo eccesso negli ambienti acquatici può provocare eutrofizzazione. Nell'acqua può trovarsi sotto varie specie chimiche, a seconda del grado di ossidazione: ammoniaca libera, ione ammonio, ione nitroso e ione nitrico che rappresenta la forma minerale ossidata e stabile. L'azoto totale è la somma di tutte le specie chimiche anzidette. Negli impianti di depurazione parte dell'azoto è fissata nella biomassa dei fanghi ed estratta con quella, e parte emessa attraverso lo scarico sotto forma di nitrato.

Tensioattivi: contenuti nei detersivi, costituiscono un marker tipico dell'inquinamento fognario e, nell'ambiente, sono tossici per la vita acquatica.

2.5 Monitoraggio sulla funzionalità degli impianti di depurazione delle acque reflue del Comune di Cittaducale (RI)

A- Monitoraggio con metodiche chimico-fisiche

Sul territorio preso in esame sono presenti 4 impianti di depurazione biologica a fanghi attivi. Il monitoraggio della loro funzionalità è stato effettuato, fermo restando il rispetto dei limiti fissati dalla legge sulle

concentrazioni in uscita, attraverso il calcolo dell'abbattimento degli inquinanti in termini assoluti, di massa.

Note le portate trattate dei liquami, per ogni parametro si è proceduto secondo la procedura di seguito riportata:

Calcolo della massa annuale dello specifico inquinante in ingresso al depuratore (o in uscita da esso):

$$\text{Massa annua in ingresso (in ton/anno)} = [C] \times Q \times 365 \times 10^{-6}$$

dove

[C] è la concentrazione dell'inquinante in mg/L (che equivale a g/m³)

Q è la portata idrica giornaliera (m³/giorno)

365 sono i giorni dell'anno

10⁻⁶ è il fattore di divisione per ricondurre il risultato da grammi a tonnellate.

Una volta calcolata, con lo stesso procedimento, la massa dell'inquinante in uscita, per differenza fra i due valori (massa in ingresso – massa in uscita) si calcola il quantitativo dell'inquinante abbattuto in un anno.

Per il rendimento depurativo percentuale, per ogni specifico parametro :

$$\frac{\text{massa abbattuta in un anno}}{\text{massa in ingresso in un anno}} \times 100$$

Le analisi chimiche effettuate negli anni 2005-2006 su campioni di acque reflue, hanno fornito i seguenti risultati riportati per ogni singolo impianto sottoposto a monitoraggio:

1) *Depuratore di Cittaducale* (3000 Abitanti serviti):

Fig. 4 Particolare dell'impianto di depurazione



La media dei valori di COD in ingresso è stata di 460 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 52 mg/L. Considerando che l'impianto tratta mediamente 12 litri di liquame al secondo, ne consegue:

Abbattimento d'inquinanti ossidabili (COD)	154 tonnellate l'anno
depurativo (percentuale di abbattimento del COD totale)	89%

La media dei valori di BOD₅ misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 272 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 29 mg/L.

Abbattimento del carico organico inquinante biodegradabile(BOD₅)	92 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del BOD₅ totale)	89%

La media dei valori di Materiali In Sospensione Totali misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 305 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 19 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali in Sospensione Totali	108 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	94 %

La media dei valori di Materiali Sedimentabili misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.2 ml/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.1 ml/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali Sedimentabili	38 metricubi l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	50 %

La media dei valori di FosforoTotale misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 4.1 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.74 mg/L.

Abbattimento del Fosforo Totale	1271 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del FosforoTotale)	82 %

La media dei valori di Tensioattivi misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.85 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.30 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da tensioattivi	208 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento dei tensioattivi)	64 %

Fig. 5 Particolare di un impianto di depurazione



2) *Depuratore di S. Rufina* (3000 Abitanti serviti):

La media dei valori di COD in ingresso è stata di 175 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 56 mg/L. Considerando che l'impianto tratta 8 litri di liquame al secondo, ne consegue:

Abbattimento d'inquinanti ossidabili (COD)	30 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del COD totale)	68%

La media dei valori di BOD₅ misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 114 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 26 mg/L.

Abbattimento del carico organico inquinante biodegradabile(BOD₅)	22 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del BOD₅ totale)	77 %

La media dei valori di Materiali In Sospensione Totali misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 53 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 10 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali in Sospensione Totali	11 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	81 %

La media dei valori di Materiali Sedimentabili misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.1 ml/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata inferiore a 0.1 ml/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali Sedimentabili	25 metricubi l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	100 %

La media dei valori di FosforoTotale misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 2.2 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.52 mg/L.

Abbattimento del Fosforo Totale	424 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Fosforo Totale)	76 %

La media dei valori di Tensioattivi misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.37 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.09 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da tensioattivi	70 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento dei tensioattivi)	76 %

3) *Depuratore di Caporio* (300 Abitanti serviti):

La media dei valori di COD in ingresso è stata di 235 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 48 mg/L.

Considerando che l'impianto tratta 1 litro di liquame al secondo, ne consegue:

Abbattimento d'inquinanti ossidabili (COD)	58 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del COD totale)	79 %

La media dei valori di BOD₅ misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 150 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 30 mg/L.

Abbattimento del carico organico inquinante biodegradabile(BOD₅)	38 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del BOD₅ totale)	80 %

La media dei valori di Materiali In Sospensione Totali misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 30 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 18 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali in Sospensione Totali	4 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	40 %

La media dei valori di Materiali Sedimentabili misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.2 ml/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.1 ml/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali Sedimentabili	3 metri cubi l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	50 %

La media dei valori di Fosforo Totale misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 1.2 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.44 mg/L.

Abbattimento del Fosforo Totale	24 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Fosforo Totale)	63 %

La media dei valori di Tensioattivi misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.92 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.30 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da tensioattivi	19 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento dei tensioattivi)	67 %

4) *Depuratore di Grotti* (600 Abitanti serviti):

La media dei valori di COD in ingresso è stata di 341 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 61 mg/L.

Considerando che l'impianto tratta 3 litri di liquame al secondo, ne consegue:

Abbattimento d'inquinanti ossidabili (COD)	26 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del COD totale)	82%

La media dei valori di BOD₅ misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 134 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 30 mg/L.

Abbattimento del carico organico inquinante biodegradabile(BOD₅)	98 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del BOD₅ totale)	77 %

La media dei valori di Materiali In Sospensione Totali misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 108 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 65 mg/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali in Sospensione Totali	40 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	40 %

La media dei valori di Materiali Sedimentabili misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 0.3 ml/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 0.1 ml/L.

Abbattimento del carico inquinante da Materiali Sedimentabili	2 metri cubi l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del Materiale in Sosp. Totale)	66 %

La media dei valori di FosforoTotale misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 9.1 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 7.1 mg/L.

Abbattimento del Fosforo Totale	19 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento del FosforoTotale)	22 %

La media dei valori di Tensioattivi misurati nei liquami in ingresso al depuratore è stata di 5.1 mg/L e, nelle acque trattate e restituite alla natura, la media è stata di 1.1 mg/L.

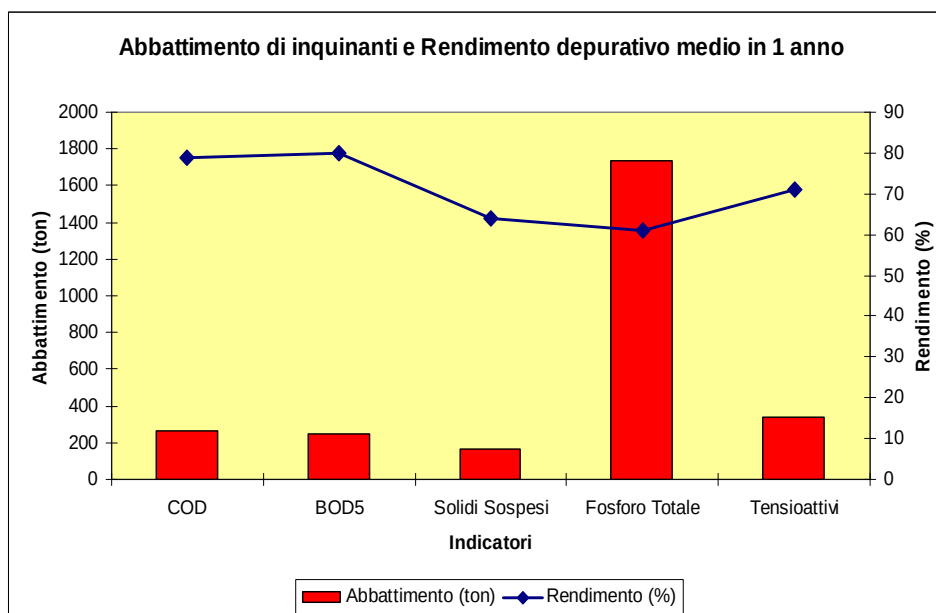
Abbattimento del carico inquinante da tensioattivi	38 tonnellate l'anno
Rendimento depurativo (percentuale di abbattimento dei tensioattivi)	78 %

I risultati sopra esposti possono essere riassunti nella tabella e nel grafico seguenti:

Tab. 1 Abbattimento di inquinanti e rendimento depurativo annuo nei 4 depuratori di Cittaducale

Sito Depuratore		COD	BOD ₅	Solidi Sospesi	Fosforo Totale	Tensioattivi	Solidi Sedimentabili
Cittaducale	ABBATTIMENTO (ton)	154	92	108	1271	208	38 m ³
	RENDIMENTO (%)	89	89	94	82	64	50
S.Rufina	ABBATTIMENTO (ton)	30	22	11	424	70	25 m ³
	RENDIMENTO (%)	68	77	81	76	76	100
Caporio	ABBATTIMENTO (ton)	58	38	4	24	19	3 m ³
	RENDIMENTO (%)	79	80	40	63	67	50
Grotti	ABBATTIMENTO (ton)	26	98	40	19	38	2 m ³
	RENDIMENTO (%)	82	77	40	22	78	66
Abbattimento Totale Annuo (ton)		268	250	163	1738	335	68 m ³
Rendimento Depurativo medio Annuale (%)		79	80	64	61	71	66

Fig. 6 Abbattimento di inquinanti e rendimento depurativo medio annuo nei 4 depuratori di Cittaducale



I risultati ottenuti dall'elaborazione delle analisi chimiche effettuate negli anni 2005-2006, sulle acque in ingresso ed in uscita dagli impianti di depurazione esaminati hanno evidenziato un funzionamento buono ma non ottimale degli stessi. Infatti, il rendimento depurativo si è rivelato in tutti i casi inferiore all'80% con un picco minimo del 61% relativo all'abbattimento del contenuto in fosforo totale.

B- Monitoraggio con metodiche eco-biologiche (analisi microscopica della composizione del fango attivo)

Le indagini eseguite sulla microfauna dei fanghi attivi hanno mostrato per tutti gli impianti, una fortissima carenza (praticamente la completa assenza) di Protozoi ciliati, amebe e di Metazoi quali nematodi, rotiferi, gastrotrichi, oligocheti e tardigradi) normalmente presenti in questi impianti e indicatori di eccellente rendimento depurativo. L'analisi della struttura del fango attivo ha mostrato che i fanghi erano piuttosto polverulenti e non aggregati in fiocchi, confermando che era possibile, con adeguate strategie gestionali, un miglioramento del rendimento depurativo.

Tali risultati sono in accordo con quelli forniti dalle indagini chimico-fisiche: un rendimento medio abbastanza buono ma non ottimale rispetto alle potenzialità raggiungibili dagli impianti.

Si è, pertanto, fatto ricorso a meccanismi di ossigenazione aggiuntivi nelle vasche di ossidazione biologica di tali impianti, e si è interrotta la discontinuità del trattamento eliminando la temporizzazione dell'esercizio delle pompe soffianti. Si è in questo modo avuto un piccolo miglioramento nelle performance di rendimento a tutela dei corpi idrici superficiali che ricevono le acque in uscita dai depuratori e si è evidenziato come ulteriori miglioramenti richiedano interventi di adeguamento anche di tipo strutturale.

In conclusione i depuratori in questione hanno una buona efficienza ma possono essere migliorati e il processo di certificazione ambientale avrà un ruolo importante nel monitoraggio dell'efficienza, nel miglioramento dell'efficacia, nel fornire indicazioni gestionali e di adeguamento strutturale e fornire verifiche per seguire i risultati migliorativi raggiunti.

3. MONITORAGGIO LAGHI

3.1 L'Ecosistema lacustre: generalità

I laghi, masse d'acqua che si sono raccolte entro concavità del terreno, si trovano a tutte le latitudini e altitudini, ma sono più frequenti ed hanno maggiori dimensioni alle alte latitudini e nelle zone montuose. Si possono individuare "distretti lacustri" in cui i bacini variano per età, dimensioni e profondità che vengono classificati a seconda della loro origine e della loro morfologia.

Il mantenimento del livello di un lago è determinato dall'equilibrio tra la quantità d'acqua che il bacino riceve e la quantità che perde; dipende, cioè, dal ciclo idrologico. Questo consta di tre fasi: precipitazioni, evaporazione, afflusso e deflusso di acque superficiali e profonde.

I bacini lacustri sono alimentati, oltre che dalle precipitazioni atmosferiche, da immissari che vi apportano acqua dai bacini imbriferi; il ricambio idrico varia da lago a lago a seconda della portata degli immissari e degli emissari e delle sue caratteristiche morfologiche. Il tempo di permanenza dell'acqua nel lago regola l'accumulo delle sostanze organiche ed inorganiche provenienti dall'esterno e prodotte *in situ* incidendo, quindi, sui popolamenti vegetali e animali.

Le caratteristiche morfologiche e idrologiche, nonché quelle termiche dei laghi, influiscono tutte sui tempi di rinnovo dell'acqua; questo fenomeno è di fondamentale importanza per il recupero di bacini inquinati.

I sedimenti lacustri profondi sono costituiti da elementi molto fini contenenti materiale organico ed inorganico autoctono e alloctono: materiale organico in vari stadi di decomposizione, materiale minerale particolato, e in zone a rocce carbonatiche CaCO_3 precipitato. Il materiale organico appena arrivato sui fondi si decompone e la sua consistenza è molto importante per la produttività biologica dei laghi.

La quantità di luce che colpisce la superficie di un lago, di fondamentale importanza per la vita vegetale e animale, dipende dalla latitudine e altitudine a cui il lago è situato e dalla trasparenza dell'aria e dell'acqua. La luce si trasmette fino ad una certa profondità che varia a seconda della composizione chimica dell'acqua e in particolare dal materiale in

sospensione: microalghe e particelle minerali; inoltre, se vi è torbidità penetrano sotto il primo metro solo poche radiazioni della lunghezza d'onda minore di 600 mμ, nella gamma dei colori rosso, arancione e giallo, se l'acqua è molto trasparente la massima trasmissione avviene a livello dell'azzurro e del verde. Il primo metro d'acqua è, generalmente, attraversato dal 50% della radiazione totale, se l'acqua è torbida anche solo dal 5%.

L'elevato calore specifico dell'acqua consente la trasformazione dell'energia luminosa in energia calorifica. La principale sorgente di calore è costituita dalle radiazioni solari assorbite direttamente dall'acqua e, in misura minore, dai sedimenti di fondo, dagli immissari e da eventuali sorgenti profonde. Perdite di calore avvengono attraverso l'irradiazione, per conduzione ed evaporazione e attraverso gli emissari.

La distribuzione del calore nella massa d'acqua dipende da più fattori, soprattutto dall'azione del vento, dalle correnti di densità, dalla profondità e dall'ampiezza del bacino.

3.2 Principali parametri chimico-fisici nella determinazione della qualità delle acque:

Ø Temperatura

Dato che la temperatura di un lago è principalmente il risultato dell'assorbimento delle radiazioni solari, si potrebbe ritenere che le curve termiche ripetano l'andamento dell'assorbimento delle radiazioni luminose. In realtà le condizioni termiche sono diverse da lago a lago secondo la morfologia del bacino, la sua posizione geografica e le stagioni.

A latitudini temperate, dove si trovano i laghi italiani, in inverno talora si forma sulla superficie uno strato di ghiaccio al di sotto del quale la temperatura è relativamente uniforme. In primavera, con l'aumentare delle temperature per le giornate più lunghe e con l'aiuto del vento, il ghiaccio si scioglie e avvia un rimescolamento assai vigoroso, l'acqua superficiale si riscalda fino a 4°C acquistando la massima densità, per cui

si stabilisce una circolazione con distribuzione uniforme di temperatura ai vari livelli. La circolazione è aiutata dall'azione del vento e dall'evaporazione, oltre che dalle correnti di densità dovute al raffreddamento notturno.

Questo processo di rimescolamento determina il periodo di circolazione primaverile che ha una lunghezza variabile in dipendenza della profondità dell'invaso e dalla presenza o meno di vegetazione. Nei grandi laghi profondi le acque talora non si rimescolano mai completamente.

Anche se il lago non si ricopre di ghiaccio, il disgelo della neve dai versanti e dalle sponde è in grado di attivare il medesimo meccanismo. L'acqua liquefatta che inizia a riscaldarsi, arrivata a 4°C, sprofonda dando origine ad una convezione che arriva a rimuovere ed a spingere verso la superficie gli strati di fondo che raramente si trovano in condizioni di isotermità ma mantengono una temperatura di 7-8 °C dovuta anche al fatto che la radiazione solare, filtrando attraverso il ghiaccio, ha prodotto calore rimasto intrappolato nel bacino lacustre per via di un vero e proprio effetto-serra.

Con il progredire della primavera si attua un ulteriore riscaldamento delle acque superficiali che diventano meno dense; da questo momento si instaura la stratificazione termica estiva.

Poiché, come già esposto, l'acqua ha la massima densità a 4°C avviene che le masse liquide che raggiungono temperature prossime a questo valore vanno a stratificarsi verso il fondo mentre le acque che vanno riscaldandosi, galleggiano per differenza di densità sopra queste. Così gli strati superficiali (che sono, tra l'altro, anche quelli "eufotici") costituiscono una sorta di copertura calda che accresce il suo spessore man mano che, nel tempo, assorbe energia solare e continua ad aumentare la temperatura.

Il lago si divide, così, in tre zone: 1) l' *Epilimnio*, ossia lo strato di acque relativamente più calde, superficiali, che possono dar luogo a circolazione sotto la spinta del vento; 2) il *Metolimnio*, ossia lo strato intermedio di transizione di spessore generalmente molto basso (2-3 metri circa) che si forma con l'incremento della stratificazione termica, è caratterizzato da elevata discontinuità termica e equivale al *termoclino*, vale a dire la

fascia ristretta in cui si può registrare la massima variazione della temperatura (costituisce un diaframma tra acque epilimniche e ipolimniche; 3) l' *Ipolimnio*, ossia la sottostante massa di acque fredde ed indisturbate.

La stratificazione è abbastanza netta e lo strato di separazione fra le due fasi, fredda e calda, talvolta è visibile: immergendosi a 4 – 6 metri di profondità sulla superficie di separazione, si può osservare per effetto Tyndall un piano in cui riluce il pulviscolo planctonico lì depositatosi.

Sulla zona del termoclino, infatti, per un certo tempo sostano particelle detritiche varie, batteri e fitoplancton che a fine estate, con il rimescolamento delle acque, scendono a livelli inferiori fornendo ai fondi abbondante materiale organico decomposto.

In autunno si verifica un fenomeno di rimescolamento simile a quello primaverile, con un meccanismo inverso generato dal progressivo abbassamento delle temperature dell'acqua superficiale ma con un medesimo effetto finale, cioè si stabilisce una circolazione con distribuzione uniforme di temperatura ai vari livelli del bacino lacustre a cui corrisponde una distribuzione più uniforme del materiale organico.

I fenomeni citati avvengono molto nettamente in carenza di vento; meno nettamente –ma sempre comunque presenti- in presenza di vento che, spingendo sui filetti fluidi superficiali, tende ad operare un certo grado di rimescolamento.

La ventosità delle varie zone, quindi, è un fattore importantissimo per la dinamica dei laghi. Un ruolo determinante è giocato anche dalla profondità dei bacini lacustri: laghi a bassa profondità si rimescolano più facilmente sotto l'azione del vento.

Possiamo dire, in conclusione, che le dinamiche di stratificazione-rimescolamento dei laghi sono complesse e praticamente mai uguali fra lago e lago in quanto cambiano parametri meteo-climatici, profondità, esposizione al vento, estensione della superficie, volume, profondità. Variabilità sono riscontrabili, annualmente, anche all'interno di uno stesso lago.

Ø pH

La quantità e le proporzioni dei composti disciolti determinano il pH , vale a dire i valori di acidità e alcalinità dell'acqua.

Nei laghi il pH oscilla per lo più da 6 a 9; come singolo fattore non si attribuisce ad esso un'influenza determinante sugli organismi poiché molte specie tollerano anche ampie variazioni.

In generale, possiamo affermare che un pH a valori bassi (acidità) fa registrare sofferenza o morte a carico delle popolazioni ittiche. Abbassamenti del valore del pH, infatti, sono associati alla presenza di CO₂ libera nell'acqua producendo difficoltà respiratorie a carico dei pesci che, così, non riescono a smaltire la propria anidride carbonica dalle branchie andando incontro ad acidosi sanguigna. In presenza di cianuri un pH acido è immediatamente letale.

Le cause dei fenomeni di tossicità non riguardano, tuttavia, direttamente il pH bensì le conseguenze che il cambiamento dei valori di pH hanno sull'equilibrio chimico di varie specie chimiche. Il pH, infatti, agisce su svariati equilibri di altre sostanze (ammoniaca, cianuri, solfuri, metalli pesanti).

Valori elevati (alcalinità) fanno aumentare la concentrazione dell'ammoniaca gassosa libera disciolta (NH₃), tossica per gli organismi acquatici. Un incremento del pH da 7,00 ad 8,00 aumenta di 10 volte la tossicità dell'ammoniaca in quanto lo ione ammonio NH₄⁺ si trasforma in NH₃.

La fotosintesi delle piante acquatiche agisce sul pH; durante i periodi di caldo intenso e forte insolazione, un'intensa attività fotosintetica nel corso della giornata, alcalinizza le acque perché elimina CO₂ per fissazione nei tessuti vegetali o per sgassamento man mano che l'ambiente acquatico si satura dell'ossigeno prodotto scacciando altri gas. Di notte il fenomeno cessa ed i valori di acidità ritornano "normali".

Fonti naturali di acidificazione delle acqua possono essere:

- CO₂ (fenomeno vistoso nelle sorgenti);
- Acque che hanno attraversato suoli acidi come le torbiere;
- Acido solfidrico, nelle sorgenti sulfuree.

Gli scarichi idrici inquinanti possono modificare il pH ma, poiché gli ecosistemi acquatici attuano generalmente sistemi tampone, acidificazioni antropiche delle acque sono rinvenibili solo in piccoli corsi d'acqua e comunque a seguito di immissioni massicce di sostanze acide. L'azione tampone di soluti nell'acqua agisce attenuando gli eccessi di acidità e alcalinità che sono nocivi e talvolta letali per gli organismi.

Lo ione bicarbonato HCO_3^- è la specie chimica in assoluto più abbondante nelle acque superficiali ed è importante perché anfotera per eccellenza (*anfotere* sono le molecole che possono comportarsi in soluzione come acidi o come basi; si comportano come basi deboli in presenza di acidi e come acidi deboli in presenza di basi). Infatti:

Comportamento come acido: $\text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{CO}_3^{--}$

Comportamento come base: $\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{OH}^- + \text{H}_2\text{CO}_3$

Sia l' H_2CO_3 che lo ione HCO_3^- sono coppie coniugate acido-base e, pertanto, danno origine ad una soluzione *tampone* preziosissima in natura per stabilizzare il pH delle acque da qualsiasi variazione improvvisa.

La normativa italiana (D.Lgs 152/06 che recepisce la Direttiva 200/60/CE), fissa i seguenti intervalli di qualità per il pH:

per la vita dei salmonidi	6 – 9
per la vita dei ciprinidi	6 – 9
per le acque destinate alla vita dei molluschi	7 – 9
limite per gli scarichi idrici immessi in acque superficiali	è 5,5 – 9,5

Ø Conducibilità elettrica specifica

La corrente elettrica nell'acqua è trasportata dagli ioni in soluzione e pertanto l'acqua pura, assai scarsamente auto-ionizzata, è un pessimo conduttore e, al contrario, offre una grandissima resistenza. La resistenza si misura in ohm (Ω) e diminuisce all'aumentare della sezione mentre incrementa con la lunghezza.

La resistenza specifica ρ (ohm x cm) è quella offerta da un volume unitario di una sostanza (1 cm^3 di acqua). La conducibilità (σ)

conduttività) è $1/r$ e la conducibilità specifica X è $1/\rho$. L'unità di misura è il Siemens $\times \text{cm}^{-1}$.

Per le acque dolci si utilizza il sottomultiplo $\mu \text{S} \times \text{cm}^{-1}$.

Dal momento che la conduttività aumenta con l'aumentare della temperatura, le misurazioni vengono effettuate alla temperatura standard di 20°C.

La conducibilità specifica è complessiva: contribuisce ad essa la somma delle conducibilità di ciascuno degli ioni presenti nella soluzione.

La conducibilità elettrica misura, indirettamente, la quantità di sali disciolti e ionizzati, presenti in un'acqua e fornisce l'informazione del suo livello di mineralizzazione. Le acque che scorrono su rocce vulcaniche tendono ad avere bassa conducibilità mentre quelle dei terreni calcarei hanno elevati valori determinati, soprattutto, dagli ioni bicarbonato HCO_3^- di gran lunga più abbondanti di qualsiasi altra specie chimica disciolta. Questi ioni caratterizzano le acque dolci così come i cloruri caratterizzano, per abbondanza, le acque dei mari.

Ø Solidi sospesi e Solidi sedimentabili

I **Solidi sospesi**, come già specificato nel capitolo relativo al monitoraggio degli impianti di depurazione biologica, consistono dei corpuscoli solidi che è possibile raccogliere filtrando l'acqua attraverso un filtro della porosità di 0,45 μ .

Le acque dei fiumi e dei laghi contengono quasi sempre sostanze solide in sospensione a volte in concentrazione molto elevata a causa di fenomeni di erosione del suolo, di lavori che comportano grossi movimenti di terra, di lavori forestali e di scarichi di liquami urbani e industriali. Il dilavamento delle superfici urbane nel corso delle piogge ne provoca immissioni non trascurabili nelle acque correnti.

I solidi in sospensione possono essere della più svariata natura organica e inorganica, e possono influire sulla vita acquatica secondo meccanismi molto diversi tra di loro. Tali sostanze possono essere tossiche di per sé, e quelle organiche (attraverso processi ossidativi di natura microbiologica) possono ridurre il contenuto di ossigeno disciolto a livelli così bassi da

rendere impossibile la vita degli invertebrati e dei pesci. Inoltre, i solidi in sospensione modificano le caratteristiche fisiche delle acque di superficie, ad esempio la temperatura e la trasparenza.

Gli effetti sulla vita acquatica sono variabili e dipendono, oltre che dalla resistenza specifica delle specie prese in considerazione, dalla natura, dalle dimensioni e dalla durezza delle particelle solide sospese nonché dalle condizioni di fattori abiotici di contorno (temperatura, concentrazione ionica, pendenza). Particelle dure, spigolose e grossolane danneggiano più facilmente le branchie dei pesci e di molte specie d'invertebrati. Particelle ultrafini ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) sono più pericolose e ricche di sostanze tossiche. La componente più comune, proveniente da sorgenti diffuse, è il sedimento inorganico fine $\varnothing \leq 2 \text{ mm}$.

Per quanto riguarda l'impatto sulla vita dei pesci è da sottolineare che poiché lo sviluppo delle uova richiede ossigeno, il seppellimento o la semplice adesione del fango attorno alla parete dell'uovo ne provoca la morte. E' stato constatato, a riguardo, che i pesci non solo non depongono le uova in punti a rischio di seppellimento o di insudiciamento ma evitano anche la deposizione nella ghiaia che sia stata semplicemente ostruita dal fango.

La sensibilità dei macroinvertebrati bentonici nei confronti solidi in sospensione è diversa a seconda dello stadio del ciclo vitale in cui gli organismi si trovano: uova, neanide, larva, ninfa, pupa o adulto.

In acque inquinate da sedimento inorganico fine:

- non appaiono avere problemi di modificazione di densità di popolazione o addirittura incrementano la loro abbondanza *Baetis*, *Paraleptophlebia* (Ephemeroptera), e *Chironomidae* (Diptera);
- sono tolleranti: *Ephemerella*, *Paraleptophebia*, *Baetis*, *Caenis*;
- riducono la loro abbondanza i Plecotteri (in particolare *Chloroperlidae*, *Leuctra* e *Nemoura*);
- Crisi a carico degli Ephemerotteri Eptagenidi;
- Sono intolleranti *Epeorus*, *Rithrogena*.

E' stato rilevato che la vulnerabilità è legata anche all'appartenenza a gruppi zoologici a diversa modalità trofica: Tricotteri e Ditteri filtratori sono colpiti indirettamente. In particolare i Tricotteri *Hydropsychidae*

che catturano il cibo filtrando l'acqua attraverso reti imbutiformi appositamente costruite, scompaiono per la distruzione delle trappole che costruiscono e da cui traggono sostentamento.

Sempre in generale possiamo dire che gli Ephemerotteri che hanno grosse branchie disposte ventralmente appaiono i più colpiti. I meno colpiti appaiono quelli in grado di nuotare, anche se di poco, lungo la direzione verticale.

La normativa italiana (D.Lgs 152/06 che recepisce la Direttiva 200/60/CE), fissa i seguenti intervalli di qualità:

Categoria	Solidi in Sospensione Totali (mg/L)	
	G*	I*
per acque destinate alla potabilizzazione	25	-
per la vita dei salmonidi	25	60
per la vita dei ciprinidi	25	80
per le acque destinate alla vita dei molluschi	Incremento max da scarichi $\leq$ al 30% del valore iniziale	
limite per gli scarichi idrici immessi in acque superficiali	è 80*	

* Sulla Gazzetta Ufficiale la tab. 3 dell'Allegato V alla parte III del citato Decreto, recante *Valori limite per gli scarichi in acque superficiali*, riporta il limite per i "Solidi Speciali Totali". Si tratta di un errore, ed il parametro è pertanto da intendersi come "Solidi Sospesi Totali".

G = valore guida

I = valore limite imperativo

I laghi sono i principali sottrattori di materiali in sospensione dal flusso idrico consentendone la sedimentazione; gli invasi delle dighe e, in generale, gli sbarramenti che realizzano invasi in cui la corrente è assai rallentata, analogamente tendono ad intasarsi di sedimenti e, purtroppo, la diffusione di queste strutture influenza anche l'erosione delle spiagge trattenendo la componente sabbiosa che in natura esercita azione di rinascimento.

I **Solidi sedimentabili** (v. capitolo relativo agli impianti di depurazione biologica), consistono nella frazione dei materiali in sospensione totali che sedimentano in due ore.

Il loro impatto sulla vita acquatica è sostanzialmente analogo a quello già descritto per i Solidi sospesi.

Ø Trasparenza

La luce solare anche quando vi siano le condizioni più favorevoli, penetra nell'acqua solo per alcuni metri. Ad una certa profondità, pertanto, nell'ecosistema lacustre non si verifica l'alternanza giorno/notte.

La penetrazione della luce è legata, fra gli altri fattori, anche al suo angolo d'incidenza: sarà maggiore a mezzogiorno, lungo la perpendicolare alla superficie libera (angolo di circa 90° con detta superficie) quando alle nostre latitudini la riflessione sarà solo del 2,5 % in estate e del 14% in inverno; si riduce mediamente del 6 % con un angolo incidente di 60° rispetto alla perpendicolare, del 13% con un angolo di 70° e di circa il 35% con un angolo di 80° . La radiazione penetrata nell'acqua subisce *rifrazione* (vale a dire modifica la sua direzione di propagazione avvicinandosi alla perpendicolare) e va attenuandosi rapidamente per la dispersione e la sua trasformazione in calore che viene assorbito dall'acqua.

Dal punto di vista qualitativo vengono assorbite più superficialmente le componenti estreme con maggiore e con minore lunghezza d'onda: in acque purissime l'infrarosso non supera mai la profondità di un metro, il rosso scompare già a 4 m e l'arancio a 14 m; l'ultravioletto ed il violetto, analogamente, non arrivano alla profondità di un metro. Meno assorbiti l'arancio, il giallo ed il blu: sotto i 70 m di profondità possiamo così trovare della originaria radiazione solare penetrata in acqua, solo il 30% della componente blu ed il 6% di quella gialla.

Le misure di trasparenza riguardano, sostanzialmente, la misurazione dello spessore dello strato illuminato negli ecosistemi acquatici e sono importanti ed ampiamente utilizzati per i laghi e anche per i mari.

Per trasparenza si intende la profondità alla quale un disco bianco di 30 cm di diametro, legato al centro con un cavetto e zavorrato sotto, immerso in posizione piana scompare alla vista di un osservatore posto in superficie. Operativamente da una imbarcazione si procede in questo modo:

1) il disco viene lentamente immerso da un operatore fino a quando, osservato lungo la verticale dall'alto, diventa invisibile;

2) viene poi tirato su con attenzione fino a quando ricompare alla vista;

La media fra la profondità, in m, alla quale scompare e quella alla quale riappare, esprime il valore della trasparenza in m.

Vi sono vari fattori che influenzano la misura: copertura nuvolosa del cielo, stagione, orario (posizione del sole) e, non ultimo, i moti ondosi che mantengono in sospensione i sedimenti. Misure accurate richiedono di annotare tutti i fattori predetti per poterli ben confrontare nel tempo.

Il disco è detto “Secchi” perché inventato ed impiegato per la prima volta dal sacerdote scienziato Padre Angelo Secchi in occasione di una crociera scientifica nel mar Mediterraneo condotta nel 1865 con la piroscafo “Immacolata Concezione”, armata dallo Stato Pontificio.

In acque profonde distinguiamo una zona *eufotica* superficiale ed una zona *afotica* in profondità: la prima è, ovviamente, sede di fotosintesi.

La trasparenza è, in pratica, una misura dello spessore della zona illuminata in cui è possibile la fotosintesi e quindi la vita delle piante che assicurano la produzione primaria. Possiamo immaginare la trasparenza anche come una misura della “torbidità” nell'acqua, determinata sia dai corpuscoli del particolato inorganico ed organico, che dalle microalghe ed altri microrganismi planctonici. Le alghe microscopiche, infatti, impediscono in maniera assai spinta la penetrazione della luce riducendo lo spessore dello strato euphotico. Per questo motivo la trasparenza è, oggi, una misura di base per stabilire le condizioni di eutrofizzazione dei laghi e dei litorali marino-costieri e per classificare i corpi idrici in relazione al grado di trofia.

Il disco Secchi è utilizzato oggi diffusamente nelle ricerche sui laghi e sui mari in tutto il mondo e forse la sua semplicità concettuale e di utilizzo nonché costruttiva, ne fa uno strumento preziosissimo. Tuttavia si consideri che la radiazione luminosa penetra nell'acqua, effettivamente, oltre la profondità rilevata con questo strumento; affinché noi possiamo vedere il disco in acqua, infatti, occorre che la luce penetrata vi si attraversi uno spessore e sia riflessa indietro per un identico percorso, fino al nostro occhio.

Per misurare con precisione altissima un parametro quale *l'assorbimento luminoso* occorrerebbe pertanto immergere una fotocellula. Scopriremmo così che l'ultima esile radiazione penetra nell'acqua a profondità almeno doppia di quella misurata col disco Secchi e, talvolta, tripla.

Poiché nelle misurazioni sul campo la quota persa è piccola rispetto alla valutazione dell'attività biologica dello strato fotosintetico e l'errore medio standard è ripetuto e ininfluenza per la comprensione delle dinamiche dei fenomeni in atto (in quanto il giudizio che deriva dall'interpretazione dei dati è basato sulla misura delle differenze piuttosto che dei quantitativi assoluti) il disco Secchi continua ad essere uno strumento insostituibile.

Ø COD e BOD₅

Questi due parametri sono già stati trattati nel capitolo relativo al “Monitoraggio sulla funzionalità degli impianti di depurazione delle acque reflue”. Generalmente è possibile affermare che il COD valuta il quantitativo totale di materia da ossidare mentre il BOD₅ la sua quota organica effettivamente biodegradabile in cinque giorni. La differenza tra l'analisi di questi parametri nelle acque di scarico e quella nelle acque superficiali non risiede nelle metodologie adottate, bensì nella estrema precisione e nell'accuratezza richieste nel secondo caso. Non ostante l'impiego di soluzioni diluite e di cautele laboratoristiche estreme di “buona pratica”, infatti, spesso i valori riscontrabili nell'ambiente sono prossimi a quelli limite di sensibilità dei metodi.

Come precedentemente espresso, per quanto riguarda l'influenza dei valori di COD e di BOD₅ sulla vita acquatica, si può ribadire che la componente inorganica ridotta del COD è generalmente tossica per tutte le forme di vita acquatica superiore. Le componenti organiche biodegradabili, invece, richiedono consumo di ossigeno per i processi di mineralizzazione e questo può portare al collasso dell'ecosistema per la caduta del tenore dell'ossigeno disciolto. Pesci e macroinvertebrati sono i primi ad esserne colpiti.

La normativa italiana (D.Lgs 152/06 che recepisce la Direttiva 200/60/CE), fissa per il parametro BOD₅ (O₂ : mg/L)

BOD₅ Categoria	Solidi in Sospensione Totali (mg/L)	
	G*	I*
per acque destinate alla potabilizzazione	25	-
per la vita dei salmonidi	3	5
per la vita dei ciprinidi	6	9
per le acque destinate alla vita dei molluschi	Non disciplinato	
limite per gli scarichi idrici immessi in acque superficiali	≤ 40	

G = valore guida

I = valore limite imperativo

3.3 I gas disciolti

La superficie dell'acqua a contatto con l'atmosfera assorbe gas biologicamente importanti come l'ossigeno, l'anidride carbonica e l'azoto. L'ossigeno e l'azoto sono molto abbondanti nell'atmosfera, l'anidride carbonica è meno abbondante ma è molto solubile in acqua anche perché reagisce con essa dando luogo alla formazione di ac. carbonico che va parzialmente in soluzione in forma ionica. La diffusione dei gas nell'acqua è funzione della pressione, della temperatura e della salinità.

La *Legge di Henry* postula che a una temperatura costante la quantità di gas disciolta in un dato volume di liquido è proporzionale alla pressione con cui il gas è fornito e si esprime con la formula:

$$C = k \times P$$

dove *C* è la concentrazione del gas disciolto, *P* la pressione parziale esercitata dal gas e *k* il fattore di solubilità, variabile da gas a gas.

La costante diminuisce all'aumentare della temperatura: le acque più fredde sciolgono, infatti, maggior quantità di gas delle calde. La presenza di sali minerali disciolti abbassa la solubilità e di questo occorre tener conto soprattutto nei laghi salati o di regioni aride. Con l'altitudine, in

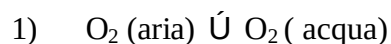
atmosfera più rarefatta e con pressione atmosferica minore, diminuisce la pressione parziale di un gas.

I gas disciolti derivano, inoltre, anche da altre fonti: l'ossigeno dai processi fotosintetici delle piante e l'anidride carbonica dai processi di decomposizione della sostanza organica, ammoniacale e ac. solfidrico come ultimo prodotto della decomposizione anaerobica delle sostanze organiche.

Ø O₂ disciolto

E' determinante nella regolazione dei processi metabolici degli organismi ed è uno degli indicatori di base per la valutazione del grado di trofia di un lago.

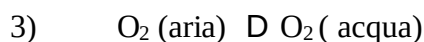
Nell'acqua si trova disciolto in quantità variabile secondo la temperatura, la pressione e la salinità. Le acque fredde assorbono più ossigeno delle calde: la solubilità aumenta del 40% quando la temperatura scende da 25° C a 0° C. Rispetto alla pressione atmosferica si può dire che ogni 100 metri sopra il livello del mare la quantità di ossigeno disciolto diminuisce circa del 1,4%. Sali minerali disciolti hanno la capacità di assorbire ossigeno, per cui le situazioni sono diverse in acque più o meno diluite. La molecola dell'ossigeno è apolare e manifesta una debole tendenza al discioglimento in acqua. Se viene esposta all'aria un'acqua inizialmente completamente priva di O₂, in corrispondenza della superficie di contatto fra le due fasi (interfacies gas-liquido) le molecole dell'ossigeno iniziano inserirsi nel liquido invadendone lo spazio disponibile secondo la 1)



Col progredire della presenza di ossigeno in fase liquida, diviene significativo anche il fenomeno opposto: molecole di gas tendono ad uscirne secondo la 2)



Quando nell'acqua è disciolta la massima quantità dell'ossigeno che essa può contenere si raggiunge la condizione di equilibrio: l'acqua è satura di ossigeno .



La velocità di discioglimento 1) dipende dalla pressione parziale dell'ossigeno in fase gassosa sulla fase liquida, grandezza proporzionale alla sua concentrazione molare che nell'aria è costante; altrettanto costante sarà quindi la velocità di discioglimento.

La velocità della reazione 2) inizialmente è praticamente nulla ed aumenta gradualmente all'aumentare della concentrazione molare dell'ossigeno nella fase liquida, divenendo massima alle condizioni di equilibrio in cui le due velocità sono uguali; si tratta quindi di un equilibrio dinamico dove discioglimento in acqua ed abbandono della stessa, mediamente, si equivalgono. La costante d'equilibrio è:

$$K_e = \frac{[\text{O}_2] (\text{acqua})}{[P \text{ O}_2] (\text{gas})}$$

ove K_e è la costante d'equilibrio e $P\text{O}_2$ gas è la pressione parziale dell'ossigeno nella fase gassosa che all'equilibrio ha eguagliato la pressione parziale dell'ossigeno disciolto in acqua.

Ne deriva che : $[\text{O}_2] (\text{acqua}) = K_e \cdot [P \text{ O}_2] (\text{gas})$

L'equazione, rappresenta la Legge di Henry precedentemente enunciata.

In un lago la penetrazione dell'ossigeno negli strati superficiali è consentita dalla diffusione molecolare (tralasciando il contributo fotosintetico delle alghe) ma poiché la diffusione è un fenomeno lentissimo, ne risulta che negli strati più profondi questo gas viene

fornito soprattutto grazie al rimescolamento delle masse idriche dovuto alle dinamiche termiche oppure all'azione del vento.

La turbolenza favorisce in maniera assai marcata il rifornimento dell'O₂ nelle acque ma anche il fenomeno inverso: quando la pressione parziale (e quindi la concentrazione molare) all'interno della fase liquida è maggiore che in quella gassosa (cosa che avviene normalmente quando in acqua vi sia un'intensa attività fotosintetica), favorisce l'espulsione del gas, ripristinando i valori "naturalmente di equilibrio" di concentrazione per una determinata temperatura.

La fotosintesi operata dal fitoplancton e dalle idrofite presenti in alveo, è più efficiente per l'ossigenazione dell'acqua perché produce O₂ molecolare puro che può essere responsabile della pressione totale – e non parziale- parziale dei gas nella fase liquida. Infatti la turbolenza immette nell'ambiente idrico aria che contiene circa il 21% di O₂ ed il 78% di N₂, quest'ultimo inerte e che sciogliendosi occupa spazio ed esercita la sua pressione parziale; ne deriva che la pressione parziale dell'ossigeno da turbolenza è circa 1/5 di quella che potrebbe esercitare questo gas se fosse allo stato puro.

Quando in un'acqua vi è equilibrio, ad una data temperatura, fra gas in essa disciolti e gas atmosferici diciamo che in fase liquida si è raggiunto il 100% di saturazione. In condizioni normali significa che tanto ossigeno poteva disciogliersi dall'aria dentro l'acqua e tanto effettivamente ne troviamo, all'analisi, nell'acqua stessa. Il 100% di saturazione cui fa riferimento l'analisi chimica ordinaria designa la situazione di completa ossigenazione dell'acqua in equilibrio con l'aria; valori inferiori (es. del 70%) indica un *deficit di ossigeno* (nell'esempio del 30%) rispetto alle condizioni di aerazione "normali" e la sovrassaturazione avviene in condizioni di abbondanti presenze algali o di macrofite con fotosintesi in atto.

La turbolenza ha, per quanto detto, un ruolo importantissimo nel mantenere una situazione ottimale del 100% di saturazione in ossigeno in condizioni di equilibrio con l'aria, contrastando gli eccessi positivi e negativi, di giorno come di notte.

Le perdite di ossigeno sono dovute, oltre che ad evaporazione, ai processi respiratori degli organismi e alla decomposizione della sostanza organica da parte dei batteri aerobi. Il consumo diventa imponente in presenza di processi di decomposizione di detrito organico come pulviscolo di microalghe morte conseguenti alla ad esplosioni demografiche delle popolazioni algali indotte dall'eutrofizzazione.

Ø Anidride carbonica

Il comportamento dell'anidride carbonica in acqua è interessante sotto vari aspetti: dal punto di vista biologico perché regola i processi del metabolismo fitoplanctonico, dal punto di vista chimico perché agisce come tampone, mantenendo la neutralità dell'acqua e dando origine a composti: in particolare ai carbonati e bicarbonato, i sali più caratteristici dell'acqua dolce.

La CO_2 è normalmente abbondante nell'acqua naturale poiché ha un elevato coefficiente di solubilità.

Le fonti primarie di CO_2 nelle acque sono:

- a) Origine geologica (soprattutto in aree influenzate dal vulcanismo);
- b) Origine bio-geo-chimica dovuta all'interazione acqua/rocce. La CO_2 nei massicci calcarei è presente in maniera naturale a causa del carbonio inorganico (CaCO_3) di cui tali montagne sono costituite ed a questa si aggiunge ulteriore CO_2 esalata dai processi di respirazione delle radici dei vegetali dei boschi presenti nel bacino imbrifero, che si accumula entrando a far parte del ciclo dell'acqua in particolare nel corso dei periodi invernali in cui la coltre nevosa costituisce un manto che trattiene questo gas nel suolo impedendone l'esalazione l'atmosfera. Nelle acque della sorgenti dei massicci carbonatici troviamo comunemente presenza naturale dei questo gas, in condizioni di sovrassaturazione; La CO_2 emessa dalle radici delle piante può arrivare in taluni periodi a valori significativi di concentrazione perché negli strati di terreno profondi non vi è l'ossigeno a concorrere nella determinazione della pressione totale e pertanto la pressione parziale

dell'anidride carbonica è dominante e anche perchè la solubilità specifica di questa molecola è assai elevata e maggiore di quella dell'ossigeno e dell'azoto componenti dell'aria e è favorita dalla bassa temperatura del sottosuolo;

c) Respirazione dei vegetali, macroscopici e del periphyton, presenti nell'ambiente acquatico il cui effetto diviene particolarmente marcato nelle ore notturne;

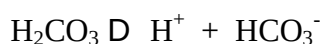
d) Respirazione dei pesci e di tutte le altre componenti animali a vita acquatica;

e) Respirazione dovuta all'attività microbica di decomposizione della materia organica lungo tutto il percorso dell'acqua (per la degradazione delle deiezioni, degli organismi morti, della sostanza organica pervenuta in acqua dal bacino che tutte insieme costituiscono il *detrito*).

La CO_2 reagisce con l'acqua formando acido carbonico. Se l'acido carbonico (H_2CO_3) entra in contatto con rocce calcaree, contenenti cioè carbonato di calcio (CaCO_3), quest'ultimo si scioglie come bicarbonato di calcio $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. La soluzione rimane stabile solo in presenza di una certa quantità di CO_2 libera o di equilibrio. La formazione di H_2CO_3 e le sue dissociazioni si esprimono con le formule seguenti:



che in prima dissociazione produce lo ione bicarbonato:



ed in seconda dissociazione lo ione carbonato:



Nella reazione d'equilibrio iniziale l'aumento della pressione parziale di CO_2 nell'acqua produce un incremento di concentrazione di acido carbonico il quale, per prima dissociazione, provoca un aumento degli ioni HCO_3^- . La seconda dissociazione è più lenta e difficile. Ne risulta (unitamente ad altri meccanismi di reazione con i vari tipi di roccia) che lo ione idrocarbonico HCO_3^- è di gran lunga la specie chimica più comune ed abbondante rinvenibile nelle acque.

La liberazione di ioni idrogeno H^+ comporta acidificazione delle acque che nelle sorgenti ricche di CO_2 arriva a valori di pH di 6- 6,5.

L'anidride carbonica si trova, in definitiva, sotto 3 forme: libera (di equilibrio e aggressiva), semicombinata e legata nei bicarbonati. Perdite di CO_2 dall'ambiente acquatico si verificano:

- 1) per assorbimento dovuto processi fotosintetici a livello del fitoplancton e delle idrofite costiere;
- 2) per deposito di formazioni calcaree incrostanti da attività di alghe o idrofite sommerse e di alcuni animali come Gasteropodi e Insetti;
- 3) per precipitazione di carbonati;
- 4) per l'agitazione delle acque, soprattutto durante i periodi di circolazione, con formazione di bolle di gas in superficie.

L'eccesso di anidride carbonica nell'ambiente acquatico rende difficoltoso per i pesci lo smaltimento, attraverso le lamelle branchiali, della propria anidride carbonica respiratoria, risultandone una ridotta capacità di assunzione dell'ossigeno disciolto. I sintomi sono quelli dell'asfissia, anche quando i valori di ossigeno disciolto non la lascerebbero prevedere. Valori di 25 mg/L di CO_2 nell'acqua già riducono mediamente del 50% la capacità di assumere ossigeno, provocano rallentamento nella crescita e dell'attività motoria, stress respiratorio, acidosi sanguigna e fenomeni di calcificazione a carico del rene.

L'effetto delle alte concentrazioni sul popolamento dei macroinvertebrati bentonici è assai poco noto ma intuibile dal fatto che nelle sorgenti ricche di anidride carbonica si riscontra assenza della maggior parte dei *taxa* e sono appena presenti solo individui appartenenti a *taxa* resistenti ai bassi tenori di ossigeno disciolto come i *Chironomidae* del gruppo *Tummi-plumosum*.

Per quanto concerne la determinazione della CO_2 , le misurazioni dirette del contenuto di questo gas sono poco praticate perché impegnative. La stima delle concentrazioni della CO_2 viene effettuata comunemente per via indiretta attraverso una procedura di calcolo che

parte dai valori di pH e di alcalinità totale. Tale metodologia è la più diffusa ed accettata rispetto ai costi/benefici dell'analisi ma introduce un errore crescente in occasione delle concentrazioni massime caratterizzate da valori di pH molto bassi ma da valori alquanto elevati di alcalinità totale.

Ø Equilibrio CO₂ / O₂ disciolti

La concentrazione dell'anidride carbonica libera nelle acque ha un andamento specularmente opposto a quella dell'ossigeno disciolto, per comprendere l'equilibrio del rapporto fra CO₂ e O₂ occorre tener presente, fra l'altro, le dinamiche nictemerali (successione giorno/notte) dei due gas.

Le proporzioni in cui tali gas variano nel corso delle 24 ore sono tipicamente così riassumibili:

- All'alba la concentrazione dell'ossigeno disciolto è minima e la concentrazione di CO₂ raggiunge i valori più elevati. Ciò è dovuto al fatto che la vegetazione acquatica, nel corso della notte, ha cessato i processi fotosintetici produttori di O₂ e nell'ambiente idrico hanno avuto luogo solo i processi di respirazione;
- Attorno a mezzogiorno si ha nell'acqua un incremento della concentrazione di ossigeno disciolto e la pari diminuzione di quella dell'anidride carbonica. L'attività fotosintetica dei vegetali acquatici, infatti, ha già operato fissazione dell'anidride carbonica nella biomassa vegetale e prodotto ossigeno che, man mano incrementa la propria pressione parziale nell'acqua e tende a "scacciare" altri gas occupandone il posto;
- Al tramonto il processo ha prodotto il massimo di concentrazione dell'O₂ disciolto e il minimo di presenza di CO₂ disciolta.

Ne deriva che i periodi critici per la vita acquatica dovuti alla presenza di CO₂ sono in generale quelli notturni e, ancora di più, le notti dei mesi estivi quando il riscaldamento dell'acqua comporta una minore capacità di contenere ossigeno disciolto mentre incrementa il metabolismo respiratorio (e quindi la produzione di anidride

carbonica) di tutto il biota acquatico, su scala macroscopica e microscopica. Un'energica azione di aerazione è in grado di scacciare in misura consistente la CO_2 presente nell'acqua e ciò avviene, normalmente, ad opera della turbolenza; tuttavia la solubilità della CO_2 è tale che i benefici effetti dell'aerazione stentano ad affermarsi. L'azione fotosintetica della vegetazione immersa che colonizza l'ambiente acquatico comporta grandi benefici nell'allontanamento della CO_2 di giorno ma qualche negatività nella notte. Nel complesso i benefici dell'apporto di ossigeno fotosintetico superano le negatività respiratorie notturne della vegetazione acquatica perché la durata delle ore di luce, nel corso della primavera e fino a tarda estate è superiore a quella delle ore notturne e il massimo della CO_2 di derivazione biologica che si era accumulata sotto il manto nevoso durante l'inverno, fuoriesce in questo periodo "luminoso" ed in cui pervengono nei fiumi le acque di disgelo.

Ø L'Azoto

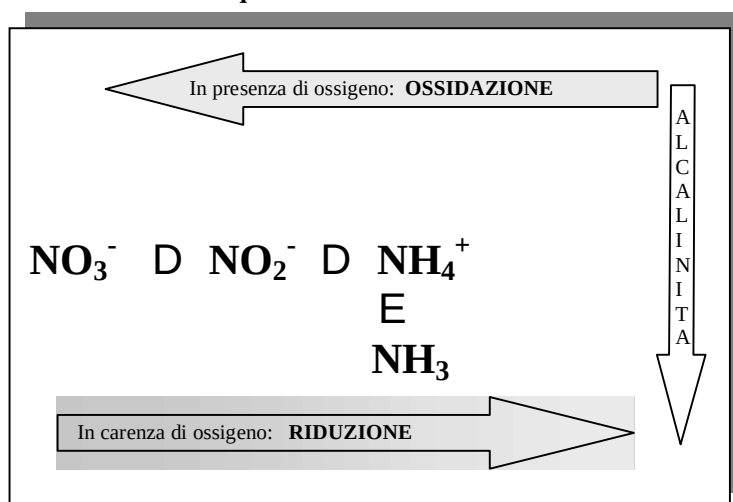
Con il carbonio, l'idrogeno e il fosforo, l'azoto è uno dei più importanti costituenti della materia vivente ed è inoltre un nutriente di grandissima importanza. Presenta un ciclo complesso legato al chimismo e alla biologia del lago. Si tratta di un gas inerte, non molto abbondante nell'atmosfera, che non viene utilizzato dagli organismi direttamente, ma solo sotto forma di composti.

Il rifornimento di composti azotati di un lago deriva:

- 1) dalle piogge che arrivano direttamente o che, dilavando il terreno, portano all'acqua nitriti e nitrati;
- 2) dalle acque degli affluenti superficiali e profondi;
- 3) dalla fissazione dell'azoto nell'acqua e nei sedimenti;
- 4) dalla riduzione di NO_2 e NO_3 per denitrificazione da parte dei batteri;
- 5) dalle perdite continue di composti organici ed inorganici contenenti azoto nei sedimenti.

Tralasciando la sua forma molecolare N_2 l'azoto, in forma minerale, si trova nei biotopi acquatici essenzialmente sottoforma di: ione nitrico, ione nitroso, ione ammonio, ammoniaca gassosa libera. L'ordine di elencazione rispetta le proporzioni in cui nelle acque correnti è possibile rinvenire le specie chimiche: normalmente i nitrati, molto meno i nitriti, raramente l'ammonio e ancor meno l'ammoniaca. La presenza e le proporzioni relative delle varie specie chimiche sono determinate dall'attività microbica (batteri nitrificanti e denitrificanti) e variano a seconda della disponibilità dell' O_2 disciolto e del pH. La relazione può essere così riassunta:

Fig. 7 L'azoto nelle acque



L'ammoniaca è generalmente assente o si trova sempre in piccole quantità nell'acqua naturale. Nei laghi è il prodotto della decomposizione della sostanza organica sui fondi ed è il risultato del metabolismo degli animali. Questo gas è importante perchè estremamente tossico per la vita acquatica.

L' NH_3 è in equilibrio con gli ioni NH_4^+ da cui deriva e la sua concentrazione d'equilibrio incrementa al crescere del pH. Poiché nelle acque lacustri lo ione più comune è HCO_3^- che conferisce alcalinità (con valori di pH mediamente intorno a 8 – 8,5), una quota di ione ammonio, ove presente, finirà sempre per dare origine ad ammoniaca libera gassosa. La sua solubilità in acqua, come per qualsiasi gas, dipende altresì dalla temperatura e può essere calcolata con la già richiamata legge di Henry.

Poiché l'analisi di questo gas è difficoltosa, generalmente la sua concentrazione viene calcolata a partire dai valori del pH e della concentrazione dell'ammonio e della temperatura.

L'ammoniaca viene ossidata dai batteri nitrificanti con formazione di nitriti e nitrati. I batteri che presiedono a questa trasformazione sono batteri aerobi del genere *Nitrosomonas* e del gruppo *Nitrobacter*. Essi traggono energia dall'ossidazione dell'ammoniaca rispettivamente a nitriti e nitrati. L'ossidazione avviene prevalentemente sui fondi o in alto lago per la presenza di organismi planctonici morti.

I nitriti si trovano nelle acque naturali in scarsa quantità ma aumentano nelle acque inquinate ricche di sostanza organica e subiscono variazioni stagionali in relazione alla loro utilizzazione da parte dei vegetali.

La nitrificazione, quindi, dipende dai processi biologici del lago.

In acque inquinate, tuttavia, la concentrazione dell'azoto nitroso è generalmente bassa (centesimi di mg/L) in quanto specie chimica di transizione: verso i nitrati se vi è ossigeno, oppure verso l'ammonio in condizioni di carenza di ossigeno o addirittura di anossia.

L'assimilazione dell'azoto avviene da parte delle alghe planctoniche e bentoniche e delle macrofite costiere. Il fitoplancton utilizza prevalentemente i nitrati e l'ammoniaca.

La riduzione dei nitrati avviene per azione di un gruppo di batteri anaerobi che, ossidando i nitriti, restituiscono l'azoto all'atmosfera.

I nitrati sono molecole stabilissime ed estremamente solubili e, per questo, in grado di inserirsi immediatamente nel ciclo dell'acqua; sono nutrienti per le piante, le quali sono in grado di assorbirlo rapidamente; la sua presenza negli ecosistemi acquatici è, pertanto, essenziale per lo svolgersi della vita.

Tuttavia l'eccesso di nitrati è dannoso (se non fatale) perché scatena la dinamica dell'eutrofizzazione o dell'ipertrofizzazione.

Ø Il Fosforo

Pur essendo presente nelle rocce, nel terreno e anche nell'atmosfera, il fosforo nel mondo inorganico è l'elemento più scarso tra quelli

necessari agli organismi come ossigeno, carbonio e azoto; è, invece, fortemente concentrato negli organismi e nelle loro spoglie.

E' un importantissimo nutriente per i vegetali e, negli ambienti acquatici, costituisce il principale fattore limitante per la crescita delle piante.

Negli ecosistemi acquatici può trovarsi essenzialmente:

- nel biotopo, in soluzione, come ione ortofosforico PO_4^{3-} ;
- sempre nel biotopo, adsorbito o legato con interazioni deboli al particolato solido sospeso o sedimentato;
- nel biota, assorbito ed entrato a far parte delle strutture viventi (ATP, DNA, RNA fosfolipidi in particolare).

Il fosforo totale è presente nelle acque lacustri sotto forma di fosfati, questi vengono portati dagli effluenti che erodono le rocce del bacino di alimentazione e vengono rapidamente assorbiti dal plancton e trasferiti, in genere per sedimentazione, alle acque ipolimniche; il fosforo inorganico viene rilasciato dai sedimenti che, normalmente, ne sono assai ricchi. Il P solubile è immediatamente disponibile per essere assorbito dalle piante.

Le proporzioni relative di P totale/ortofosforico, indicano il livello di “richiesta” di questo elemento da parte del biota: più è alto il P totale e più è stato elevato l'assorbimento, mentre il persistere di una situazione di P ortofosforico non assorbito nell'ambiente dimostra una certa “saturazione” e quindi scarsa domanda da parte del biota.

I quantitativi normalmente apportati nel ciclo delle acque da fonti naturali (foglie in particolare e detrito in genere) sono molto limitati e tali da non scatenare blooms algali eutrofici.

Diversa, naturalmente, è la situazione in laghi in cui vengono introdotti apporti di fosforo di origine antropica, per fenomeni inquinanti.

Importanti fonti antropiche di fosfati sono:

- 1) fognature urbane indepurate oppure depurate ma senza trattamento terziario. Il P deriva dai metaboliti umani e dai polifosfati presenti nei formulati detersivi ove è inserito come chelante (e quindi sequestrante) del calcio costituente la durezza dell'acqua assieme al magnesio;
- 2) scarichi di allevamenti zootecnici industriali, intensivi, idroesigenti;

3) spandimento di fosfati per la concimazione chimica dei suoli agricoli.

L'industria, rispetto a questo elemento, ha emissioni sostanzialmente trascurabili rispetto alle altre fonti.

3.4 Interpretazione delle caratteristiche fisico-chimiche dei laghi

Per interpretare le caratteristiche fisico-chimiche degli ambienti lacustri occorre tenere in considerazione, in senso verticale, l'intera colonna d'acqua.

Nel corso della *stratificazione termica primaverile-estiva* nell'Epilimnio e nel Mesolimnio si riscontra:

- elevata saturazione in O_2 disciolto (con percentuali mediamente superiori al 100% per la fotosintesi delle alghe planctoniche, in zona eufotica);
- elevata densità di popolazione delle microalghe e, quindi, di clorofilla "a";
- basse concentrazioni di fosforo solubile (ione ortofosfato PO_4^{---} , per la quasi totalità assunta dal biota);
- elevate concentrazioni di fosforo totale (anche se una quota consistente di questo giace come costituente o perché adsorbito nel sedimento di fondo);
- bassa concentrazione di composti azotati solubili (anche questo nutriente è in parte assunto dal biota);
- bassa trasparenza (la penetrazione della luce è limitata a pochi metri per la densità di popolazione delle microalghe).

Nell'Ipolimnio si riscontra:

- bassa o bassissima saturazione in O_2 disciolto (che può arrivare alla ipossia o all'anossia in caso di laghi affetti da eutrofizzazione);
- assenza di microalghe, rimpiazzate dallo sviluppo massiccio di batteri e microfunghi decompositori della sostanza organica (soprattutto microalghe morte) che sedimenta dall'alto;
- elevate o elevatissime concentrazioni di fosforo totale legato al detrito oppure adsorbito dal sedimento inorganico;

- elevate concentrazioni di composti azotati legati al detrito;
- elevate concentrazioni di CO₂ residua dell'attività metabolica dei microbi legati alla biodegradazione del detrito con conseguente acidificazione dell'acqua a livello del fondo;
- BOD₅ elevato per la presenza della vivace attività biologica di demolizione del finissimo detrito organico;
- nei laghi affetti da fenomeni di eutrofizzazione associata alla scomparsa dell'ossigeno, prende avvio la formazione di prodotti di riduzione gassosi : H₂S , NH₃, CH₄.

In definitiva, i vegetali –in massima parte microscopici- sono collocati nella parte alta più superficiale della colonna d'acqua; qui prevalgono nettamente fenomeni di produzione primaria.

In basso, a livello del fondo, troviamo solo metabolismo respiratorio: prevalgono, pertanto, fenomeni di demolizione/bioriduzione.

Nel corso del *rimescolamento termico autunnale o primaverile* scompare l'estrema diversità di condizioni, sopra descritte, fra fondo e superficie.

Lungo la colonna d'acqua tutti i valori dei parametri chimico-fisici di base (O₂ disciolto, pH, conducibilità elettrica, temperatura, concentrazione dei nutrienti, clorofilla) tendono ad essere uniformi.

Per gli strati superficiali è il periodo in cui si ha un nuovo arricchimento in nutrienti azotati e fosfati rilasciati dal biota e/o risaliti dai sedimenti fini sciolti. Per il fondo si registrano immensi benefici conseguenti al ritorno di O₂ disciolto a livelli di saturazione e all'allontanamento della CO₂.

3.5 L'Eutrofizzazione dei laghi

Si affronta questo argomento in quanto nel corso del presente lavoro ci si è imbattuti nel caso (che verrà trattato nello specifico più approfonditamente) dei Laghi reatini, oggi Riserva Naturale, risultati affetti da eutrofizzazione.

Qualsiasi organismo per vivere per realizzare le proprie condizioni stazionarie ha bisogno di un complesso di fattori che possono variare all'interno di intervalli di concentrazione e/o di condizioni abbastanza

definiti. Al di fuori di tali intervalli la vita nell'equilibrio ecosistemico in fase di climax non è più possibile. I limiti oltre cui si producono gli effetti di non sopravvivenza sono definiti *condizione limitante* oppure, più frequentemente, *fattore limitante*. In definitiva, gli organismi possono vivere o sopravvivere all'interno di un minimo e di un massimo ecologico.

Nel 1840 Justus Liebig, studiando la crescita delle piante, scoprì che la resa dei raccolti è dovuta a svariati fattori fra loro interdipendenti quali acqua, luce, CO₂, nutrienti, K, oligoelementi e che tale crescita è limitata non dai fattori (quali i nutrienti) presenti in grandi quantità, ma da fattori, quali ad esempio lo zinco, presenti in quantità piccolissime nel terreno. Enunciò, così, che “la crescita di una pianta dipende dalla risorsa presente in quantità minore rispetto ai fabbisogni”. Questa enunciazione è di notevole importanza in ecologia e la sua valenza generale ha successivamente portato a riconoscerne il valore di “legge”, nota come *legge del minimo* di Liebig.

Con qualche perfezionamento apportato nel corso di anni di ricerca e di dibattito scientifico, tale legge, estesa ad intere popolazioni ed al funzionamento dell'intero ecosistema, oggi può essere così formulata: “*La crescita di un individuo (o di una popolazione) in un ecosistema è determinata dal fattore ecologico che è presente in quantità minore rispetto alle necessità*”. Anche il fattore massimo, che se superato sappiamo essere altrettanto nocivo, ha avuto adeguati approfondimenti ed è oggi nota la *Legge della tolleranza* di V.E. Shelford (1913) che può essere così enunciata: “*Ogni organismo di fronte ai fattori ambientali ha un intervallo di tolleranza compresi tra un minimo e un massimo entro cui si colloca il suo optimum ecologico*”.

Tornando alla crescita delle piante, troviamo un fattore limitante inferiore (da penuria) per il fattore in concentrazione minima come lo Zn o del P, ed un fattore altrettanto limitante superiore (per eccesso) come ad esempio concentrazioni intollerabili di CO₂ o di nutrienti.

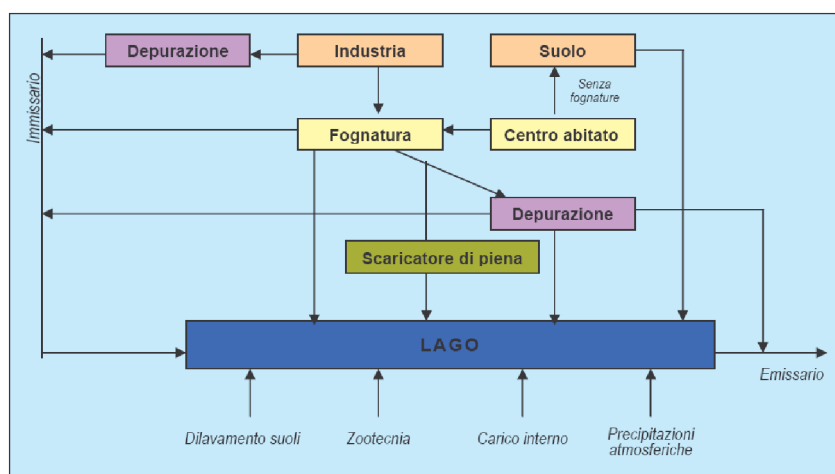
Le dinamiche dell'eutrofizzazione dei laghi (o anche del mare) possono essere ben interpretate alla luce delle due leggi sulla tolleranza, di Liebig e di Shelford.

Si definisce Eutrofizzazione: *“l’Arricchimento delle acque in sali nutritivi che provoca cambiamenti tipici quali l’incremento della produzione delle alghe e di piante acquatiche, l’impoverimento delle risorse ittiche, la generale degradazione della qualità dell’acqua e altri effetti che ne riducono o precludono l’uso”* (OECD, 1982).

Le cause di tale processo possono essere di origine naturale o antropica. Le cause naturali si collocano all’interno di un normale percorso evolutivo che porta il lago, in tempi biologici all’eutrofizzazione ed in tempi geologici all’estinzione, attraverso stadi intermedi di stagno e palude, in tempi dell’ordine di svariati secoli o decine di migliaia di anni a seconda della tipologia del bacino.

Le cause antropiche dell’eutrofizzazione sono da collegare alle svariate attività umane (agricole, zootecniche, industriali, ecc.), che determinano un apporto di nutrienti al lago accelerandone il processo di maturazione (si parla di “eutrofizzazione culturale”, in quanto accelerata dall’attività culturale dell’uomo, con lo sviluppo socio-economico incontrollato. L’eutrofizzazione, pertanto, è suggestivamente interpretata come un fenomeno evolutivo di “invecchiamento” dei laghi e quella culturale consiste in un invecchiamento precoce che può verificarsi in poche decine di anni.

Fig. 8 Apporto di nutrienti al lago.

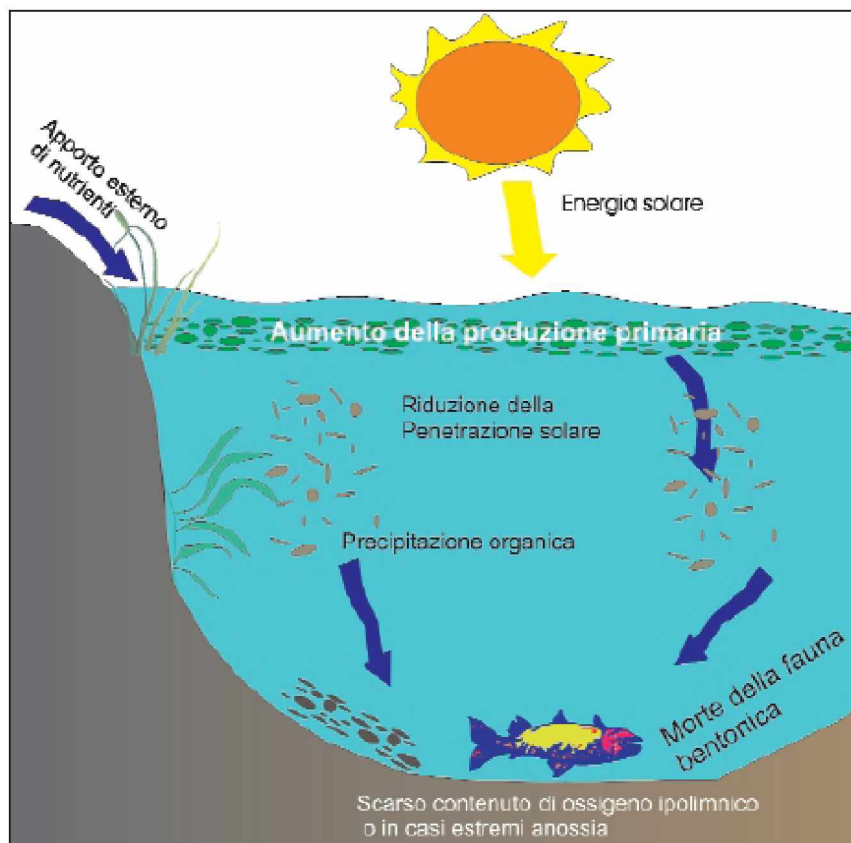


L'Eutrofizzazione è un processo dinamico che si sviluppa nelle seguenti fasi:

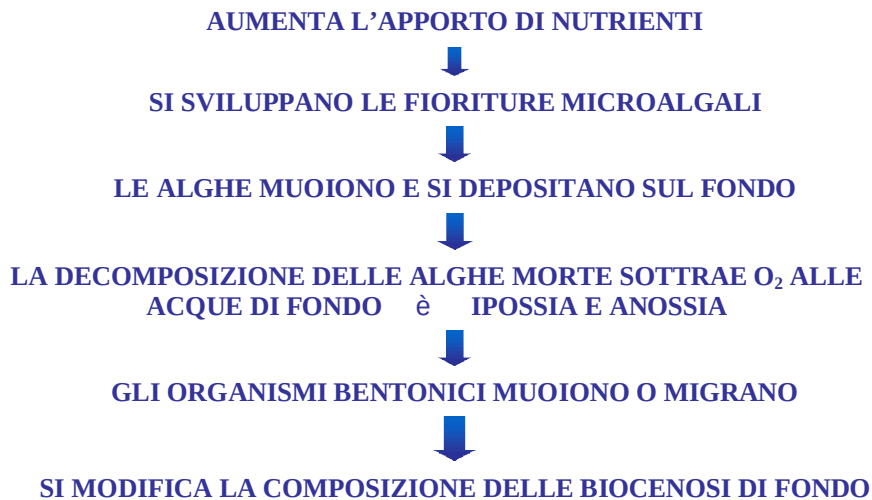
- 1) Aumento della disponibilità di nutrienti (principalmente NO_3^- e PO_4^{3-});
- 2) Incremento della biomassa vegetale, con conseguente degrado della rete trofica lacustre;
- 3) Forte consumo dell' O_2 disciolto e insorgenza di fenomeni di anaerobiosi nell'ipolimnio durante il periodo di stratificazione termica, con la formazione di sostanze tossiche quali ammonio, idrogeno solforato e metano.

Il processo può essere così schematizzato:

Fig. 9 Rappresentazione schematica del processo di eutrofizzazione:



Fasi del Ciclo dell'Eutrofizzazione:



Nella prima fase del processo di eutrofizzazione, quando questa è ancora debolissima, l'incremento di produttività e, quindi, di biomassa vegetale, ha effetti positivi sulla comunità acquatica in quanto provoca un aumento proporzionale di biomassa nei livelli trofici successivi. Tuttavia la crescita del popolamento fitoplanctonico, non più limitata dalla disponibilità di nutrienti, assume un carattere incontrollato e non è più controbilanciata dal consumo zooplanctonico.

L'eccessiva "concimazione" dell'ambiente idrico lacustre provoca una tale crescita numerica delle microalghe unicellulari (produttori primari) che possono arrivare a densità di popolazione di alcuni milioni di cellule per litro. In genere viene avvantaggiata, fra tutte, la specie algale che meglio trova, nel particolare periodo in cui il fenomeno avviene, il suo optimum ecologico così che le esplosioni demografiche (blooms algali o "fioriture" algali) sono, mediamente, monospecifiche, vale a dire con una specie nettamente dominante.

Nel corso delle esplosioni demografiche microalgali l'O₂ disciolto negli strati fotosintetici eufotici superficiali arriva a livelli di concentrazione molto elevati con percentuali di saturazione altrettanto elevate mentre sul fondo i valori di concentrazione dell'O₂ disciolto sono molto bassi perché, in acque ferme, il rifornimento dalla superficie al fondo è praticamente inesistente in quanto la diffusione è un fenomeno lentissimo.

Le alghe in superficie inglobano presto nella loro struttura vivente i nutrienti e, man mano che aumentano di numero, arrivano a provocare la scomparsa degli ioni nitrato e ortofosfato che vengono assunti completamente nel biota.

La crescita numerica delle alghe ha, quindi, come limite massimo l'impiego dei nutrienti (abbondanti all'origine del fenomeno) e la luce: l'affollamento delle alghe rende le acque assai poco trasparenti e la penetrazione della luce, ridottissima, diviene insufficiente per la vegetazione degli strati idrici sottostanti (-1/1,5 m). Quando, alla fine del loro ciclo vitale, le cellule algali da biomassa si trasformano in necromassa, si instaurano fenomeni di crisi ecologica severi; il pulviscolo costituito da microalghe morte, divenuto *detrito*, incomincia a sedimentare verso il fondo ove i microrganismi che ne operano la biodegradazione, di fronte a tanta abbondanza di "alimento", iniziano a loro volta a proliferare esponenzialmente. In queste condizioni lo scarso O₂ disciolto presente sul fondo viene rapidamente consumato e si passa da un ambiente caratterizzato da *ipossia* ad un ambiente *anossico* in breve tempo.

A questo punto i microrganismi impegnati nella biodegradazione e che sono in massima parte aerobi o anaerobi facoltativi non solo sopravvivono ma continuano ad incrementare, a loro volta, la propria densità di popolazione liberando – in fase anaerobica- sostanze tossiche per gli organismi acquatici come ammoniaca, idrogeno solforato, metano, sali solubili del fosforo e altri composti derivati dai processi di fermentazione (alcoli, acidi organici) e putrefazione (ammine), stratificato per uno spessore di alcuni metri a livello del fondo.

L'anossia dei fondali provoca, immediatamente, la morte di tutti gli organismi bentonici incapaci di nuotare verso l'alto: macroscopici come pesci, molluschi, vermi, crostacei, ma anche microscopici aerobi come protozoi flagellati, protozoi ciliati, rotiferi, nematodi. Ne deriva un immediato incremento della necromassa a livello del fondo che richiederebbe ancora più ossigeno (si hanno valori molto elevati di BOD₅) per la sua degradazione, mentre l'O₂ disciolto è già finito.

Per quanto riguarda i nutrienti inorganici, l'azoto e il fosforo sono considerati gli elementi essenziali per la nutrizione vegetale.

Il rapporto in peso tra i due nutrienti pari a 7N:1P può essere considerato approssimativamente valido per ogni specie fitoplanctonica. Quindi rapporti N:P superiori a 7 indicano il fosforo come fattore limitante per la crescita algale, valori inferiori a 7 sarebbero indici di limitazione da azoto, valori approssimativamente vicini a 7 indicherebbero una limitazione sia da fosforo sia da azoto.

In letteratura il fosforo viene considerato il fattore limitante primario. Ciò è supportato dalla maggior parte dei risultati di indagini limnologiche condotte negli ultimi anni. Una strategia efficace da applicare agli ambienti acquatici eutrofizzati è dunque la limitazione dell'immissione di fosforo.

Le forme chimiche di azoto e fosforo utilizzate dal fitoplancton sono rappresentate principalmente dai loro composti organici disciolti. La maggior parte delle alghe è in grado di assimilare sia azoto ammoniacale che azoto nitrico. Il fosforo ortofosfato rappresenta in generale l'unica forma chimica di fosforo direttamente assimilabile da parte dei popolamenti fitoplanctonici.

Il fosforo, in presenza di ossigeno, si deposita sui sedimenti lacustri associato ai composti del ferro e dell'alluminio, da qui viene rilasciato di nuovo nelle acque.

In letteratura, l'attenzione si è posta principalmente sui meccanismi di combinazione della frazione inorganica del fosforo con i composti del ferro. E' stato osservato che il fosforo, in presenza di ossigeno, si deposita perché reso insolubile dalla combinazione con idrato ferrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$); in condizioni anossiche torna solubile per il passaggio dello ione ferrico (Fe_3^+) allo stato ferroso (Fe_2^+), divenendo così nuovamente disponibile per le alghe.

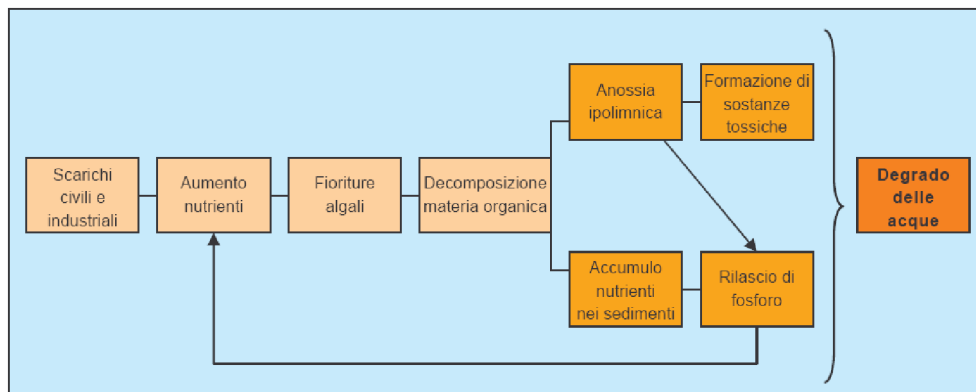
La quantità e la velocità di rilascio del fosforo sono influenzate da numerosi fattori ambientali che rendono, tuttavia, tale fenomeno di natura così complessa che ad oggi non è possibile una sua definizione in uno schema generale.

La notevole capacità legante della sostanza organica diminuisce in presenza di alte concentrazioni di calcio ed il suo effetto risulta rilevante in sedimenti calcarei. Il ruolo del calcio nel ciclo del fosforo ha ricevuto meno attenzione rispetto all'interazione fosforo-ferro. Comunque, il ciclo del fosforo in laghi calcarei differisce in modo sostanziale rispetto ai laghi con litologia non calcarea ed il ferro svolge un ruolo meno importante nel rilascio del fosforo.

In condizioni di anossia la quantità di fosforo rilasciata dal fondo è superiore a quella che si deposita; questo apporto viene definito “carico interno” ed è un parametro fondamentale, insieme al carico esterno, per lo studio della condizione trofica di un lago.

La quantità di fosforo rilasciata dai sedimenti può far sì che la sua concentrazione nel lago sia molto più alta di quella media delle acque in entrata e anche più alta di quella stimabile sulla base della conoscenza degli apporti esterni. Il carico interno, in molti casi, costituisce la principale causa del ritardo nel recupero di un lago per il quale siano stati notevolmente ridotti gli apporti inquinanti.

Fig. 10 Schema riassuntivo del processo di eutrofizzazione



Le condizioni favorevoli per il ripristino della “vivibilità” dei luoghi si instaurano solo con il ritorno dell’ossigeno per circolazione o rimescolamento ma la ricolonizzazione viene interrotta, annualmente, dal ripetersi del fenomeno. Infatti l’eccesso di nutrienti è destinato, nelle condizioni conservative del lago o comunque di acque a scarsissimo o lento ricambio, a perdurare e gli apporti di nuovi

nutrienti dal bacino imbrifero non possono che peggiorare la situazione.

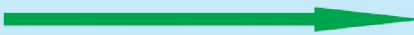
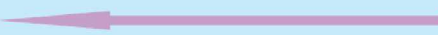
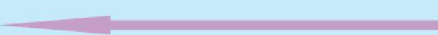
Di fatto anche senza cause antropogeniche e, pertanto, nella natura incontaminata, l'eutrofizzazione dei laghi è destinata, prima o poi, ad avvenire ed il processo è più o meno lento a seconda delle caratteristiche del lago e dei luoghi (volume, tempi di ricambio, apporti di soluti dal bacino ecc.).

Gli ambienti lacustri possono essere classificati in funzione del loro livello trofico (presenza di nutrienti) in:

- § *Oligotrofi* (scarsità di nutrienti e limitate biomasse fitoplanctoniche);
- § *Mesotrofi* (situazione intermedia);
- § *Eutrofi* (elevato contenuto di nutrienti e fitoplancton).

I principali parametri indicatori dello stato di qualità delle acque lacustri sono: O₂ disciolto, Clorofilla “a” (pigmento fotosintetico comune a tutte le specie di fitoplancton e presente in misura proporzionale alla densità di questo), Trasparenza (determinata col disco Secchi), Fosforo (totale, ortofosfato solubile).

Fig. 11 Parametri indicatori di trofia

PARAMETRO*		VALORE PARAMETRO	
Ossigeno ipolimnico (% di saturazione)			
Clorofilla (mg/m ³)			
Fosforo totale (mg/m ³)			
Trasparenza (m)			

(* La direzione della freccia indica la migliore condizione per il parametro considerato)

Maggiori sono la trasparenza e la quantità di O₂ disciolto e minori sono le concentrazioni di clorofilla e nutrienti, più ci si allontana dalle condizioni di eutrofia e di deterioramento delle acque.

Tab. 2 Classificazioni:

Ossigeno Ipolinmico (% saturazione)	Classificazione Lago relativamente all'Eutrofizzazione
> 80%	oligotrofico
tra 10 e 80%	mesotrofico
< 10%	eutrofico

Concentrazione Fosforo Totale	Classificazione Lago relativamente all'Eutrofizzazione
< 10 mg/L	oligotrofico
tra 10 e 30 mg/L	mesotrofico
> 30 mg/L	eutrofico

Trasparenza (disco di Secchi)	Classificazione Lago relativamente all'Eutrofizzazione
> 3.7 m	oligotrofico
tra 3.7 e 2.0 m	mesotrofico
< 2.0 m	eutrofico

3.6 Interventi possibili per il risanamento di laghi eutrofizzati

L'esperienza maturata nel risanamento di svariati laghi eutrofizzati e i successi conseguiti nell'intera vicenda del risanamento del litorale adriatico costiero negli ultimi trenta anni, hanno mostrato, in accordo con le previsioni teoriche, che risultati effettivi contro l'eutrofizzazione possono essere conseguiti agendo sulla riduzione del contenuto di P quale fattore limitante, peraltro anche più praticamente aggredibile. Per il risanamento di un lago sono quindi prioritariamente necessarie strategie preventive tese a ridurre gli apporti esterni di nutrienti di origine antropica ad esempio con la realizzazione di anelli

fognari intorno all'intero perimetro dei laghi ove vi è urbanizzazione diffusa, post-trattamenti di precipitazione del fosfato nelle acque in uscita dagli impianti di depurazione biologici delle acque inquinate. I depuratori biologici, infatti, operando con gli stessi microrganismi che vivono spontaneamente sul fondo dei laghi e dei fiumi, come prodotto ultimo dell'azione depurativa, trasformano il P presente nelle acque di scarico proprio nella forma PO_4^{3-} solubile e pronta ad aumentare il livello di trofia del lago.

L'eliminazione del fosforo come componente dei detersivi in cui è presente come triplofosfato per l'abbattimento della durezza calcica, è in grado di evitare circa il 50% del fosforo totale che entra in alcuni laghi.

L'esperienza ha dimostrato, tuttavia, che agire esclusivamente sui carichi esterni non è sufficiente per ottenere risultati, soprattutto in tempi brevi. Spesso, infatti, soprattutto nei laghi poco profondi gli effetti positivi della riduzione del carico esterno vengono limitati dagli effetti del rilascio del fosforo dai sedimenti, come già precedentemente illustrato. In questi casi gli interventi diretti sui laghi, ovvero tecniche e modalità di intervento che agiscono direttamente sul carico interno di P nel lago, possono avere un ruolo chiave nell'avviare e accelerare i processi di recupero. La valutazione della tipologia di intervento diretto da adottare presuppone una conoscenza approfondita e specifica dell'ambiente lacustre e di tutti i parametri in gioco. Ci sono diverse possibilità operative:

- 1) *Aerazione* - come intervento di soccorso, ma non risolutivo, si può monitorare la tendenza alla scomparsa dell'ossigeno molecolare a livello del fondo e provvedere, per i periodi in cui occorre, all'aerazione con insufflazioni di aria attraverso compressori. L'aerazione ipolimnica permette l'ossigenazione delle acque senza compromettere la normale stratificazione termica e mantenendo basse temperature nel fondo;
- 2) *Asportazione dei sedimenti* - è possibile aspirare il fango di fondo, particolarmente ricco di P, come precedentemente detto, per smaltirlo a terra: il processo consiste in una sorta di "ringiovanimento" dei laghi

eutrofici. Tale intervento consente di rimuovere ingenti quantitativi di fosforo e di azoto ed eventualmente di altre sostanze inquinanti conservative indesiderate; occorre pertanto caratterizzare il fango per valutarne l'idoneità per riutilizzi agronomici in sicurezza oppure deciderne lo smaltimento come rifiuto;

3) *Circolazione e Diluizione* - sfruttando il rimescolamento termico del lago, nei periodi di isoconcentrazione, è possibile indurre, tramite massicce immissioni di acqua, un ricambio che allontani importanti concentrazioni di fosforo. Tale intervento può essere effettuato solo in bacini poco profondi utilizzando, eventualmente *ad adiuvandum*, dispositivi di miscelamento meccanico quali pompe o turbine;

4) *Bio-manipolazione* – si può ridurre la biomassa algale prodotta nell'epilimnio e diminuire la quantità di sostanza organica che per sedimentazione raggiunge il fondo. Questo si può ottenere attraverso un incremento delle popolazioni di pesci ittiofagi, una pesca intensiva di pesci zooplanctofagi o una introduzione di pesci fitofagi;

5) *Asportazione delle biomasse* – i nutrienti presenti nell'acqua, trasformati in composti organici dagli organismi autotrofi, possono essere rimossi sotto forma di biomassa a qualsiasi livello trofico. Gli interventi mirati a manipolare il biota acquatico vengono distinti in funzione di tre componenti biologiche dell'ecosistema: popolamenti algali (raccolta tramite filtrazione), pesci (raccolta con reti da pesca o altri metodi) e piante acquatiche (raccolta meccanica, ecc.).

6) *Precipitazione chimica* – è possibile modificare la forma chimica di un nutriente per renderlo non disponibile alla crescita algale, rimuovere il nutriente dalla zona fotica e prevenire il rilascio o il riciclaggio di nutrienti potenzialmente disponibili dai sedimenti mediante la precipitazione chimica con sali di ferro, calcio e alluminio (per la precipitazione dei fosfati). L'operazione, tuttavia, è molto delicata in quanto si va comunque ad alterare il chimismo delle acque correndo il rischio di produrre impatti ambientali diversi, che vanno ovviamente evitati.

3.7 Organismi bentonici e tipologia trofica dei laghi

Ai fini della valutazione del grado di trofia di un lago, oltre alle variabili già illustrate, è utile considerare anche la composizione, la densità e la biomassa della fauna bentonica; la comunità zoobentica, infatti, rappresenta i processi autotrofi ed eterotrofi che si svolgono nel lago e i cambiamenti a cui tali processi sono sottoposti.

La densità della fauna dei fondi si esprime come numero individui/m², la biomassa (peso secco o umido) in milligrammi o grammi per unità di superficie, in genere/m². Densità e biomassa dipendono dai fattori fisico-chimici e dalla disponibilità alimentare regolata, come già visto, soprattutto dalla produzione fitoplanctonica delle acque soprastanti.

Nella valutazione totale della biomassa della fauna bentonica vengono generalmente considerati unicamente i macroinvertebrati.

La fauna dei laghi oligotrofi delle regioni nordiche e delle Alpi presenta valori di biomassa minori rispetto a quelli dei laghi di pianura e delle regioni meridionali. In letteratura si trovano valori medi di biomassa per i laghi piatti di circa 100-200 mg/m² e per i laghi profondi di circa 20 mg/m². Influiscono, quindi, indirettamente anche i fattori morfometrici, edafici e climatici, cui si deve aggiungere il possibile deterioramento dei bacini, nonché la turbolenza, che consente scambi di sostanza organica ed ossigeno fra acqua e sedimenti.

3.8 Monitoraggio dei laghi secondo la Direttiva 2000/60/CE

L'allegato V della Dir. 2000/60/CE fornisce la linee guida per il monitoraggio sullo Stato delle acque superficiali.

Per quanto concerne gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico dei laghi, la Direttiva indica:

- F *Elementi biologici*: composizione e abbondanza del fitoplancton, della flora acquatica, dei macroinvertebrati bentonici e della fauna ittica;
- F *Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici*: regime idrologico e condizioni morfologiche;

F *Elementi fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici:*
trasparenza, condizioni termiche, ossigenazione, salinità, stato di acidificazione, condizione dei nutrienti, inquinanti.

Vengono indicati gli elementi di qualità dello stato ecologico per ciascuna categoria di acque superficiali (cinque classi), che si riportano a livello generale.

Si definisce *Stato Elevato* quello di un corpo idrico superficiale in cui non sono presenti alterazioni antropiche o sono poco rilevanti e in cui le caratteristiche fisico-chimiche e idromorfologiche e gli elementi di qualità biologica sono riconducibili ad ambienti acquatici inalterati o quasi.

Si definisce *Stato Buono* quello in cui gli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale hanno livelli di distorsione poco elevati dovuti all'attività umana e si discostano lievemente da quelli delle acque inalterate.

Si definisce *Stato Sufficiente* quello in cui il corpo idrico superficiale presenta caratteristiche simili allo Stato Buono ma con alterazioni significativamente maggiori.

Si riscontra *Stato Scarso* quando sussistono alterazioni considerevoli degli elementi di qualità biologica e *Stato Cattivo* quando le acque presentano gravi alterazioni e nelle quali mancano ampie porzioni di comunità biologiche di norma associate al corpo idrico superficiale inalterato.

La rete di monitoraggio delle acque superficiali è istituita a norma dell'articolo 8 della Direttiva quadro. Essa deve essere progettata in modo da fornire una panoramica coerente e complessiva dello stato ecologico e chimico all'interno di ciascun bacino idrografico e permettere la classificazione dei corpi idrici nelle 5 predette classi.

Gli Stati membri devono definire programmi di monitoraggio di sorveglianza e di monitoraggio operativo, talvolta anche di monitoraggio d'indagine.

Il *Monitoraggio di Sorveglianza* si attua come procedura ordinaria per la valutazione delle condizioni naturali e delle loro variazioni, il *Monitoraggio Operativo* si attua al fine di stabilire lo stato dei corpi

idrici a rischio e le sue variazioni, il *Monitoraggio d'Indagine* si effettua quando sono sconosciute le cause di eventuali superamenti riscontrati e quando è necessario valutare l'ampiezza e gli impatti di inquinamenti accidentali.

3.9 Monitoraggio di laghi situati nella provincia di Rieti

Per la caratterizzazione ecologica di bacini lacustri situati nel comprensorio provinciale reatino, sono stati presi in esame:

- 1) il Lago del Turano, come esempio di bacino lacustre artificiale di elevato interesse economico-sociale ma di apparente scarso valore ecologico perché, in particolare, completamente privo di vegetazione tipica immersa, ecotonale e terrestre perilacuale;
- 2) i due laghi situati entro la “Riserva Naturale Parziale Lago Lungo e Ripasottile”, come esempi di bacini relitti naturali, inseriti in un contesto abitativo ed agricolo e, pertanto, particolarmente esposti all'impatto esercitato dalle pressioni antropiche.

Ø Il lago del Turano

Fig. 12 Foto del lago del Turano



Il lago del Turano è situato nel medio-superiore del corso del fiume omonimo il cui bacino raccoglie in media precipitazioni per circa 1200 mm/anno. I caratteri climatici del bacino, determinati dalla distribuzione temporale e spaziale dei valori delle precipitazioni

meteoriche e delle temperature dell'aria, risultano condizionati dall'interazione fra la posizione geografica e le condizioni morfologiche dei luoghi con la circolazione atmosferica che interessa tale settore dell'Appennino centrale. Per quanto riguarda le precipitazioni e le temperature, il Servizio Idrografico – sezione di Roma – ha elaborato i dati registrati in corrispondenza delle stazioni di misura ricadenti nell'area d'indagine e nelle zone ad essa limitrofe. Affinché tali dati abbiano un significato è necessario un elevato numero di misurazioni, effettuate in un arco temporale lungo e continuo (serie storiche). Per le precipitazioni sono state prese in esame le registrazioni effettuate nel trentennio 1921-1950 a cui sono state aggiunte quelle effettuate nel periodo 1951-1980, nelle stazioni pluviometriche che interessano più spiccatamente la zona in esame. Tali stazioni sono:

Località	Strumento	Precipitazioni	
		Medie mensili	Medie annue
Rieti	pluviografo	98,33 mm	1.180 mm
Carsoli	pluviografo	100,33 mm	1.204 mm
Collalto Sabino	pluviometro	100,83 mm	1.210 mm
Ascrea	pluviometro	99.58 mm	1.195 mm
Posticciola	pluviografo	88 mm	1.056 mm

Dai dati disponibili è possibile osservare che, relativamente alle stazioni dislocate sul territorio, il regime pluviometrico risulta caratterizzato da valori massimi in corrispondenza della stagione autunnale (novembre e talvolta dicembre) e di quella primaverile (aprile-maggio) e da valori minimi associati al periodo estivo (luglio-agosto). Per la caratterizzazione del regime termometrico sono stati presi in considerazione i dati registrati nel ventennio 1961-1980 che corrispondono a una serie di misurazioni sufficientemente complete e rappresentative dell'andamento termico del territorio. Le temperature più basse si sono registrate nel mese di gennaio con valori medi compresi tra -1 e +1 °C e valori massimi prossimi a 8 °C. Nei mesi successivi le temperature aumentano gradualmente fino ad arrivare ai

valori massimi estivi (luglio-agosto) oscillanti intorno ai 28 – 29 °C e valori medi minimi tra 11 e 14 °C, che denotano una marcata escursione termica. Per riassumere le caratteristiche climatiche del territorio esaminato, è possibile attribuire ad esse un regime climatico caratterizzato da inverni rigidi ed estati siccitose, nelle stagioni intermedie si concentrano maggiormente le precipitazioni atmosferiche in entità e frequenza. Si riscontra, pertanto, un clima di tipo mediterraneo con caratteri di continentalità tipici dell'entroterra appenninico cui è possibile associare, dal punto di vista fitoclimatico, il climax della foresta caducifoglia submontana costituita da querceti e boschi misti di caducifoglie e castagneti. La conoscenza del regime climatico ed in particolare delle caratteristiche pluviometriche, risulta di fondamentale importanza in quanto le precipitazioni rappresentano l'apporto idrico primario del bacino fluviale del Turano, sia in forma diretta che indirettamente attraverso la ricarica dei sistemi acquiferi che alimentano le numerose sorgenti afferenti al bacino stesso. Il lago è di tipo artificiale; è presente una diga, alta 70 metri, che è stata costruita nel 1939 in località Posticciola (Rieti) a 540 m.s.l.m., ove un termometro registratore in funzione dal 1961 al 1980 ha registrato una media delle temperature di 15,59 °C, con la media delle massime estive di 28,50 °C e delle minime invernali di 7,32 °C. Il lago ha una forma allungata con l'asse lungo 10 km, con una superficie di circa 6 kmq, il perimetro di circa 40 km e la profondità media al massimo invaso di circa 50 m. Al colmo ha una capacità idrica di 163 milioni di metricubi. Le acque alimentano una centrale idroelettrica situata in località Fonte Cottorella, nei pressi di Rieti. L'invaso è collegato, tramite una galleria lunga 9 km, al lago del Salto situato parallelo a questo, oltre lo spartiacque e con caratteristiche simili. Lo sfruttamento delle acque del Turano è considerevole e comporta importanti oscillazioni di livello che impediscono l'insediamento, lungo le rive, di qualsiasi vegetazione tipica delle zone umide. Nel 2007, durante lo svolgimento del presente lavoro, il livello è sceso di ben 15 m e le rive, generalmente scoscese, apparivano completamente prive di vegetazione. I monti attorno al lago sono ricchi di boschi di

Quercus sp.p., con *Carpinus betulus*, *Ostrya carpinifolia*, *Castanea sativa*, *Corylus avellana* ed *Acerus sp.p.*.

Ø Monitoraggio del lago del Turano con metodiche chimico-fisiche e con metodiche eco-biologiche.

E' stata condotta una caratterizzazione delle condizioni ecologiche del lago mediante analisi chimico-fisiche dell'acqua, prelievi di organismi della comunità dei macroinvertebrati bentonici e analisi del popolamento ittico.

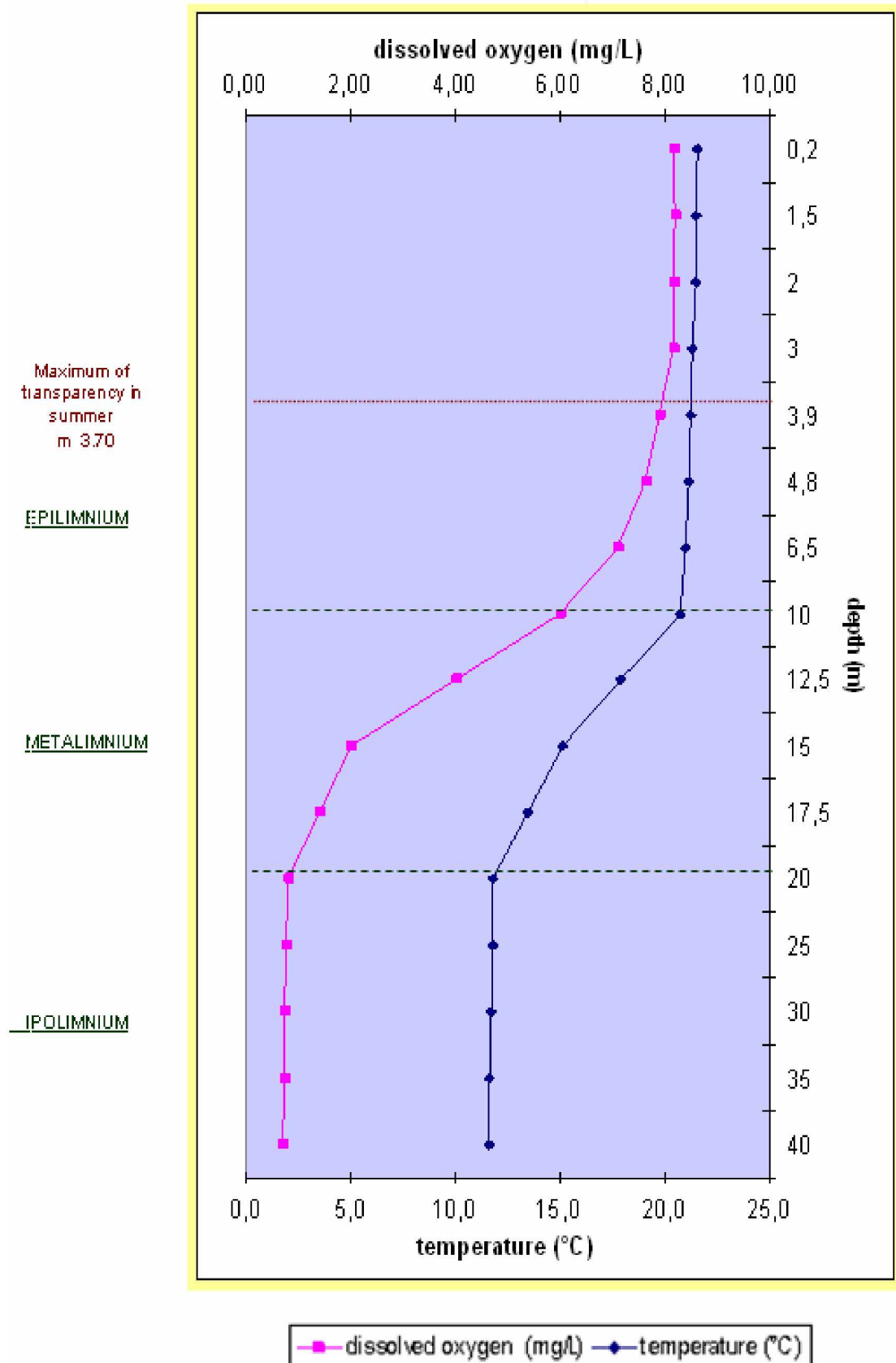
L'obiettivo dello studio è stato:

- valutare la qualità dell'acqua
- misurare le caratteristiche naturali dell'acqua, valutare il grado di "naturalità" dell'ambiente in cui i pesci svolgono il loro ciclo vitale,
- definire la base alimentare delle popolazioni ittiche e per verificare l'eventuale presenza di inquinanti
- fornire indicazioni per una gestione sostenibile del lago.
-

Considerato che la temperatura dell'acqua ed il contenuto di ossigeno disciolto rappresentano i principali fattori abiotici naturali condizionanti lo sviluppo degli organismi che popolano l'invaso, sono state condotte sul campo una serie di misure di questi due parametri, ripetute lungo l'intera colonna d'acqua, dalla superficie fino al fondo, attraverso l'impiego di un campionatore di profondità e di un ossigenometro portatile (mod. WTW, multiline P/4). Le misure sono state effettuate 4 volte nel periodo di agosto-settembre 2007 e 2008, quando il riscaldamento estivo dell'acqua – e la relativa stratificazione termica- risultavano al massimo livello e le condizioni ecologiche erano assestate al punto di massima eventuale criticità. I risultati sono riportati nel grafico che segue.

Fig. 13 (pag. seguente) Temperatura e ossigeno disciolto nel periodo estivo

Lake of Turano – Distribution of water temperature and dissolved oxygen in summer season



I campioni per la determinazione sul campo dell'O₂ disciolto, sono stati prelevati con un apposito campionatore, a diverse profondità in 10 punti rappresentativi dell'intero bacino lacustre.

Il grafico rappresentato in Fig. 7 mostra l'andamento sia dei valori di temperatura che delle concentrazioni dell'ossigeno disciolto, lungo il profilo verticale, in periodo di massima stratificazione delle acque.

Al punto di massima stratificazione si distinguono nettamente tre fasce termiche:

- 1 - Epilimnio che si spinge fino a -10 m di profondità;
- 2 - Metalimnio nella fascia -10 - 20 m;
- 3 - Ipolimnio che occupa i restanti 20 m fino al fondo.

L'ossigeno disciolto nel periodo di massima criticità estiva presenta valori di concentrazione elevati e prossimi alla saturazione presso gli strati superficiali (fino a circa -5 m) mentre da -20 fino al fondo si registrano valori di circa 1 mg/L, abbastanza positivi se si considera che la solubilità è limitata dalla elevata pressione dell'acqua e dalla temperatura del fondo relativamente alta di 11,5°C.

Per quanto concerne la rilevazione degli altri parametri fisico-chimici necessari per la caratterizzazione ecologica delle acque lacustri, si è proceduto nel modo di seguito riportato.

I campioni di acqua, sottoposti ad analisi chimico-fisiche presso i laboratori dell'Arpa Lazio sez. di Rieti, sono stati prelevati a tre profondità: superficie (0,2 m), metà altezza (-25 m) e fondo (-50 m) e in 10 punti rappresentativi dell'intero bacino lacustre.

Le analisi sono state eseguite secondo le metodiche standard previste dall'APAT, IRSA-CNR, 2003.

I composti organici sono stati analizzati con le modalità previste dal D. Lgs. 152 del 03/04/2006 (Norme in campo ambientale) che vengono utilizzate per la valutazione della potabilità delle acque e sono stati classificati nei 3 gruppi seguenti:

- 1) *Prodotti fitosanitari*: *Erbicidi*: alachlor, aldrin, ametryn, atrazine, linuron, metazachlor, metobromuron, metolachlor, metribuzin, molinate, prometryn, propazine, simazine, symetrin, terbuthyalazine, trifluralin. *Insetticidi e Acaricidi*: benfuracarb, chlorpyrifos, DDT,

DDE, DDD, dieldrin, heptachlor, endrin, endrin aldeide, α - and β -endosulfan e endosulfan-sulphate, α -, β -, γ -,124 δ -HCH [1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyclohexane. *Fungicidi*: metalaxyl, procymidone; Algicidi: Terbutryn).

2) *IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici)*: benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluorantene, indene[1,2,3-cd]pyrene, benzo(g,h,i)terylene.

3) *Solventi*: benzene, carbon tetrachlorur, chloroform, 1,2-dichloroethane, dichloromethane ethyl-benzene, tetrachloroethylene, toluene, o-m-1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene e p-xylene.

I risultati vengono sinteticamente rappresentati nella tabella seguente:

Tab. 3 Lago del Turano - Monitoraggio acque gennaio 2006- settembre 2007

Parametri	SUPERFICIE	META'COLONNA D'ACQUA (m - 25)	FONDO (m - 50)
Temperatura (°C)	14,7 $\pm$ 1,594	7,8 $\pm$ 1,980	7,6 $\pm$ 1,984
Ossigeno disciolto (mg/L)	9,85 $\pm$ 0,370	4,69 $\pm$ 2,757	2,70 $\pm$ 2,089
pH	8,14 $\pm$ 0,061	7,82 $\pm$ 0,160	7,76 $\pm$ 0,162
Solidi sospesi (mg/L)	3,75 $\pm$ 0,572	nr	nr
BOD ₅	1,5 $\pm$ 0,199	nr	nr
Zinco (µg/L)	2,093 $\pm$ 0,452	1,723 $\pm$ 0,072	1,400 $\pm$ 0,115
Rame (µg/L)	1,421 $\pm$ 0,194	1,600 $\pm$ 0,433	1,623 $\pm$ 0,217
Arsenico (µg/L)	0,633 $\pm$ 0,087	nr	nr
Cromo (µg/L)	0,550 $\pm$ 0,155	0,513 $\pm$ 0,038	0,370 $\pm$ 0,087
Nichel (µg/L)	0,873 $\pm$ 0,159	0,873 $\pm$ 0,217	0,613 $\pm$ 0,095
Piombo (µg/L)	0,127 $\pm$ 0,017	0,180 $\pm$ 0,060	0,093 $\pm$ 0,003
Trasparenza (m)	2,43 $\pm$ 0,751	nr	nr
Alcalinità (mg/L)	407,3 $\pm$ 122,7	500,3 $\pm$ 140,3	516,7 $\pm$ 136,4
Ossigeno (% saturazione)	106,4 $\pm$ 6,056	38,4 $\pm$ 20,885	22,1 $\pm$ 16,290
Azoto totale (mg/L)	0,180 $\pm$ 0,017	0,373 $\pm$ 0,003	0,740 $\pm$ 0,231
Conducibilità (µS/cm)	297,3 $\pm$ 5,783	305,7 $\pm$ 42,286	316,7 $\pm$ 44,682
Clorofilla "a" (µg/L)	1,020 $\pm$ 0,162	0,533 $\pm$ 0,095	0,363 $\pm$ 0,020
Fosforo totale (µg/L)	<0,05	<0,05	<0,05
Ortofosfato (µg/L)	<0,01	<0,01	<0,01

(I valori sono espressi come Media $\pm$ Errore standard)

Tutti i valori di concentrazione dei parametri chimici relativi a *Prodotti fitosanitari, IPA e Solventi* sopra elencati, sono sempre risultati inferiori ai limiti di rilevabilità strumentali (dati da aprile 2006 – settembre 2007).

I valori della conducibilità elettrica riscontrati mostrano una contenuta stratificazione anche legata alla salinità, sebbene complessivamente l'acqua appaia molto leggera e riconducibile a caratteristiche desiderabili per un'acqua potabile. I valori di COD (Chemical Oxygen Demand), di BOD5 (Biological Oxygen Demand per 5 days) di TOC (Total Organic Carbon), estremamente bassi lungo l'intera colonna d'acqua fino al fondo, testimoniano una buona qualità delle acque in cui l'inquinamento organico è praticamente impercettibile.

Estremamente bassa è anche la concentrazione dell'azoto ammoniacale sul fondo, ove questo parametro è solitamente presente come risultato della degradazione naturale della necromassa, soprattutto da microalghe planctoniche.

La trasparenza minima rilevata tramite disco Secchi, di 3,70 m, è concomitante con episodi ventosi intensi che si verificano periodicamente, piuttosto che all'incremento della densità di popolazione delle microalghe planctoniche.

L'elevata alcalinità totale mostra la capacità del biotopo acquatico di fronteggiare efficacemente eventuali fenomeni di acidificazione legate alle piogge.

Complessivamente si può affermare che il lago del Turano ha acque di eccellente qualità chimico-fisica naturale e che non sono interessate in maniera rilevabile da inquinamento organico o da composti stabili di sintesi chimico-industriale.

Il valore dei nutrienti (composti dell'azoto e del fosforo), unitamente ai valori della trasparenza, mostrano moderati livelli trofici e che il lago non è affetto da eutrofizzazione.

Per una più completa caratterizzazione dello stato ecologico del bacino lacustre, ai prelievi delle acque per le analisi chimiche sono stati

affiancati prelievi di campioni di macroinvertebrati bentonici presenti nel lago.

I campioni sono stati prelevati nel periodo estivo poiché, a causa del riscaldamento e della conseguente stratificazione termica delle acque, tale periodo rappresenta il momento di massima criticità per le condizioni ecologiche di un bacino lacustre.

Per la raccolta dei campioni si è fatto ricorso ad un retino immanicato standard munito di prolunghe che hanno consentito di operare fino a 10 m di profondità.

I prelievi sono stati di tipo semi-quantitativo; gli organismi raccolti, fissati sul campo in alcool al 70% addizionato con glicerina 0,1%, sono stati determinati in laboratorio con l'ausilio dello stereomicroscopio ottico binoculare e delle chiavi dicotomiche di identificazione (IRSA-CNR).

Nella tabella seguente si riporta l'inventario dei macroinvertebrati bentonici che popolano la fascia epilimnica dei primi 10 m di profondità.

Tab. 4 Lago del Turano – Inventario faunistico dei macroinvertebrati bentonici (estate 2007)

PHYLUM	CLASSE	ORDINE	FAMIGLIA	GENERE
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenis (s.p.)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	
Arthropoda	Insecta	Eteroptera	Veliidae	Velia
Arthropoda	Insecta	Eteroptera	Notonectidae	Notonecta
Arthropoda Crustacea	Ostracoda	Podocopida		
Mollusca	Gasteropoda	Basommatophora	Physidae	Physa
Mollusca	Bivalvia	Unionida	Unionidae	Anodonta
Platyhelminthes	Turbellaria	Seriata (Triclada)	Planariidae	Dugesia

Dai dati rilevati si è osservato che si tratta di un popolamento di macroinvertebrati ecologicamente povero (scarsa biodiversità), numericamente poco consistente, con organismi di relativamente

piccole dimensioni, in grado di fornire catene e reti alimentari molto povere e semplificate.

Ø Conclusioni per il lago del Turano

Il lago del Turano, ha acque di eccellente qualità chimico-fisiche naturali, inquinamento organico e chimico non rilevabile ma scarsissimo pregio ecologico dell'ambiente acquatico causato dal livello elevato di artificialità, che deriva anche dal suo management caratterizzato da prelievi massicci di acqua che comporta gravi oscillazioni annuali di livello che arrivano fino a circa 15 m.

Le oscillazioni di livello generano assenza di vegetazione ripariale tipica che, tra l'altro, fa venire meno gli apporti trofici naturali quali foglie e rami determinanti per la ricchezza del popolamento dei macroinvertebrati.

Durante lo svolgimento del presente lavoro, dal momento che il lago del Turano ospita un'importante fauna ittica oggetto di pesca professionale non industriale, in collaborazione con ricercatori dell'Università Cattolica di Roma, è stato condotto uno studio sul contenuto di grassi alimentari pregiati (omega 3) e di vitamina E (tocoferolo) nei tessuti dei pesci che popolano le acque medesime.

Le analisi effettuate hanno mostrato che nei pesci presi in esame si riscontrano concentrazioni di omega 3 e di tocoferolo analoghe a quelle rilevabili nei pesci di mare, anche se in quantitativi assoluti più ridotti (Calviello G. 2008).

Di singolare pregio nutrizionale appaiono il Persico reale (*Perca fluviatilis*) e la Carpa (*Cyprinus carpio*).

In particolare, il Persico reale, specie abbondante ed attivamente pescata perché richiesta sul mercato, ha una diffusione larghissima in tutta Europa e nell'Asia ed ha la capacità di proliferare anche in ambienti artificiali ed ecologicamente poveri. Queste caratteristiche costituiscono elementi positivi che possono candidare questa specie come riserva alimentare pregiata per il contenuto di n-3PUFA e vitamina E per i mercati delle zone interne ove il pesce di mare può essere commercialmente scarsamente disponibile

Ø La Riserva dei Laghi Lungo e Ripasottile

Fig. 14 Veduta aerea del Lago Ripasottile



La Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile è stata istituita con legge regionale n° 94 del 17/06/1985, con la finalità di tutelare l'integrità delle caratteristiche ambientali e naturali, della flora e della fauna, di valorizzare le risorse per una razionale fruizione da parte dei cittadini, in particolare a scopo scientifico. L'istituzione della Riserva Parziale Naturale dei laghi Lungo e Ripasottile ha consentito la tutela di una delle ultime zone umide appenniniche in discreto stato di conservazione.

Le zone umide costituiscono sistemi naturali complessi in cui i principali fattori, acqua, suolo, nutrienti, piante ed animali, interagiscono fra loro e consentono lo svolgimento di numerose funzioni producendo risorse di grande interesse, anche economico: le zone umide sono le aree più ricche di Biodiversità di tutto il Pianeta.

A questi ambienti sono legate, infatti, oltre la metà delle specie dell'avifauna rinvenibile in Italia, la totalità degli anfibi e la maggior parte dei rettili.

La Riserva, sotto il profilo geografico, si inquadra nel più generale contesto della piana reatina. Questa è un'ampia e fertile valle, situata nel cuore dell'Appennino, tra i monti Reatini ed i monti Sabini, che si estende su una superficie di circa 90 km², degradando dolcemente da sud verso nord, con quote comprese tra 380 e 372 m. s.l.m.; la sua posizione geografica è individuata dalle coordinate: 42°25' di

latitudine nord e 0°21' di longitudine est da Monte Mario. Nella parte settentrionale della pianura, dove questa presenta le quote più basse, si trova la zona palustre e lacustre che costituisce il cuore della Riserva Naturale.

La Riserva, si estende su una superficie complessiva di 3.278 ettari e comprende, oltre alla zona umida, anche parte della fascia collinare che chiude a settentrione la piana reatina; ha come confine naturale ad ovest il corso del fiume Velino, mentre dagli altri lati è delimitata dalla rete viaria. I terreni posti all'interno dei confini dell'area tutelata sono per il 70% coltivati e per la restante parte acquitrinosi e coperti da formazioni forestali.

La zona è caratterizzata dai laghi principali, Lungo e Ripasottile, che rappresentano il residuo del prosciugamento dell'antico *Lacus Velinus* (a seguito del quale le acque rimasero localizzate in depressioni non molto profonde) e da alcuni piccoli specchi d'acqua, localmente chiamati "lame", particolarmente ricchi di vegetazione.

Per quanto riguarda il profilo idrografico e idrogeologico, la zona si caratterizza per l'abbondanza di acque, sia superficiali che di falda.

I contributi idrici più consistenti provengono dalla fascia pedemontana nel settore nord-est della pianura, dove si trovano risorgive di notevole portata, comprendenti le sorgenti di S. Susanna, S. Liberato, Vicenna Riara e numerose altre minori e dove i grandi conoidi di Poggio Bustone e S. Liberato, intercalati alla copertura fluvio-lacustre alimentano, per mezzo delle acque di infiltrazione, la falda freatica superficiale affiorante nei laghi Lungo e Ripasottile. Alla alimentazione di tale falda contribuisce in misura decisiva anche il fiume Velino che scorre dalla parte opposta della pianura.

Una fitta rete di canali e di scoline drena nel lago Lungo le acque stagnanti superficiali che, attraverso il canale della Vergara, passano nel lago di Ripasottile dove una centrale di pompaggio le immette poi nel fiume Velino, che scorre dunque pensile rispetto ai due laghi.

Gli elementi che caratterizzano il clima della zona di cui fa parte la Riserva sono stati dedotti da elaborazioni basate su dati forniti dalla

Stazione Meteorologica del Centro Appenninico del Terminillo “C. Jucci” di Rieti – Università degli studi di Perugia.

La temperatura media annuale è di 11,6°C, il mese più freddo dell'anno è gennaio, mentre il più caldo è luglio; la massima escursione termica mensile si verifica in agosto con un salto termico tra il valore massimo e minimo della temperatura pari a 19,3°C. Le precipitazioni fanno registrare nell'arco dell'anno 1.119 mm circa di pioggia; il mese più piovoso è novembre (circa 165 mm) che fa registrare mediamente una giornata di pioggia su tre.

Il lago Lungo ha una superficie di 44 ettari, un perimetro di m 3.000, una profondità prevalente di circa 5 m e la massima di 7 m; il lago Ripasottile presenta una superficie di 80 ettari, un perimetro di 6.520 metri ed una profondità media prevalente di circa 6 m con la massima di 7,5.

Il complesso umido costituito dai due laghi determina un ambiente di grande interesse faunistico. La fauna ittica, stante la buona qualità delle acque, comprende numerose specie quali il luccio, la tinca, la carpa, il triotto, il cavedano, la scardola l'anguilla e la trota.

Importante la presenza avifaunistica con specie stanziali o di migratori: la folaga, la gallinella d'acqua, lo svasso maggiore, il tuffetto, il tarabusino, la garzetta, la sgarza ciuffetto, l'airone cenerino e, più raramente quello rosso. Gli anatidi sono rappresentati dall'alzavola, dal germano reale, dalla moretta e dalla marzaiola. Molti i limicoli come il piro piro, il beccaccino, la pettegola, oltre alla pavoncella, ai corrieri e a rallidi come il voltolino e il porciglione. Tra le presenze eccezionali quella del fenicottero.

La vegetazione ripariale costituisce un ambiente di rifugio e riproduzione per il pendolino, che tesse caratteristici nidi sui rami dei salici, per il cannereccione, il forapaglie, la cannaiola e l'usignolo di fiume. Numerosi i cormorani svernanti, mentre gli storni, in gran numero, passano le notti invernali tra i salici del lago di Ripasottile.

Le pendici circostanti costituiscono l'ambiente adatto per l'occhiocotto, il verzellino, il cardellino e lo scricciolo. Ai vertici della catena

alimentare, tra gli uccelli il falco di palude, il raro falco pescatore e l'albanella minore. Presente anche il falco cuculo.

Tra gli anfibi comune il tritone punteggiato e quello crestatto, la raganella, tra i rettili l'orbettino e la natrice tessellata.

I mammiferi, scomparsa da tempo la lontra, sono rappresentati dall'arvicola o ratto d'acqua, assai abbondante e dalla nutria. Non mancano tuttavia l'istrice che scava le sue tane negli argini e la volpe. Negli adiacenti ambienti dei coltivi estensivi vive la fauna tipica di ecosistemi antropizzati con specie quali la gazza, il fagiano e la cornacchia grigia.

Per quanto riguarda la flora, la fascia di vegetazione ripariale, non molto estesa a causa dell'avanzare delle colture verso le sponde, presenta tuttavia significativi esempi di bosco igrofilo con esemplari anche di grandi dimensioni di salice bianco e nero, pioppo bianco e canneti con cannuccia di palude e tifa.

La vegetazione acquatica comprende la ninfea comune e la ninfea gialla che definiscono un'associazione vegetazionale alquanto rara: il Nupharetum.

La vegetazione ripariale è più abbondante e significativa in alcuni tratti del lago Ripasottile e lungo le sponde del fiume Velino.

Ø Principali problemi ecologici dell'ambiente lacustre

Dal momento che la comunità dei macroinvertebrati è riconosciuta eccellente indicatrice di qualità ambientale, già nel 1989 Marchetti et al. avevano svolto indagini sugli organismi che popolano i sedimenti dei laghi della Riserva, realizzando una check-list dei macroinvertebrati bentonici dei laghi Lungo e Ripasottile. Nel 2003 tali indagini sono state ripetute allo scopo di pervenire ad una aggiornata caratterizzazione dello stato di qualità ecologica dell'ambiente acquatico e di evidenziare le modificazioni nel frattempo eventualmente intercorse.

I campionamenti del 2003 hanno mostrato una marcata perdita di biodiversità macrobentonica come riportato nella tabella seguente:

Tab. 5 Check-list dei macroinvertebrati bentonici dei laghi Lungo e Ripasottile (Fonte: Istisan 2003)

Taxa		Lago Lungo		Lago Ripasottile	
		Dati 1989	Dati 2003	Dati 1989	Dati 2003
Poriferi	Spongilla lacustris	X	X		
Tricladi	Dugesia lugubris	X	X	X	-
	Dugesia gonocephala			X	-
Molluschi Gastero- podi	Valvata sp.	X	X		
	Valvata piscinalis	X	X	X	X
	Radix auricularia	X	X		
	Radix peregra ovata	X	X		
	Physa fontinalis	X	-		
	Aplexa hypnorum			X	X
	Galba truncatula			X	-
	Limnea stagnalis			X	X
	Sphaeridium			-	X
Oligocheti	Tubifex sp.	X	X	X	X
	Mermictidae			X	-
Nematodi					
	Limnodrilus hofmeisteri			X	X
Irudinei	Glossiphonia complanata			X	-
	Glossiphonia heteroclita			X	-
	Erpobdella octoculata			X	X
Aracnidi	Argironeta aquatica	X	X		
	Hydrachna sp.			X	-
Crostacei	Scapholeberis mucronata	X	X		
	Ceriodaphnia quadrangola	X	-	X	-
	Simocephalus vetulus	X	-	X	-
	Daphnia cucullata	X	-		
	Leptodora kindtii	X	-		
	Euricercus lamellatus	X	-		
	Cyclops sp.	X	X	X	-
	Asellus aquaticus	X	X	X	X
	Rivologammarus fossarum	X	-	X	-
	Ostracodi			X	X
Efemerotteri	Baetis sp.	X	X	X	X
	Cleon sp.			X	X
	Ephemerella sp.	X	-		
Odonati	Agrion sp.	X	-		
	Coenagrion sp.	X	X	X	X
	Aeschna sp.	X	X		
Eterotteri	Corixa sp.	X	-	X	X
	Gerris sp.	X	-		
	Notonecta sp.			X	X
	Ranatra linearis	X	-		
	Microvelia sp.	X	-		

Coleotteri	Dytiscidae sp. 1	X	-	X	-
	Hydraenidae sp.	X	-		
	Elmidae sp.			--	X
	Hydrophilidae sp.1 e2	X	-		
Tricotteri	Plectronemia sp.	X	-	X	-
	Hydroptilia aegyptia			X	-
	Hydroptilia angolata			X	-
	Agraylea sexmaculata			X	-
	Orthotrichia sp.	X	-		
	Allotrichia pallicornis			X	-
	Ecnomus tenellus	X	-	X	-
	Limnephilus flovospinosus	X	-		
	Limnephilus lunatus	X	-		
	Asiobates striatus	X	-		
	Ochtebius s. Str. Pusillus	X	-		
	Hydraena riparia	X	-		
	Limnebius papposus	X	-		
	Hydrochus flavipennis	X	-		
	Hydrochus brevis	X	-		
	Helophorus flavipes	X	-		
	Anacaena limbata	X	-		
	Laccobius bipunctatus	X	-		
	Laccobius striatulus	X	-		
	Erocorus ochropterus	X	-		
	Cymbiodyta marginalis	X	-		
	Helochares griseus	X	-		
	Helochares lividus	X	-		
	Hydrobius fuscipes	X	-		
	Hydrophilus caraboides	X	-		
	Limnoxenus niger	X	-		
	Berosus affinis	X	-		
	Berosus luridus	X	-		
	Berosus signaticollis	X	-		
	Potamophylax cingolatus			X	-
	Mystacides aurea			X	-
	Oecetis furva			X	-
	Leptocerus tineiformis			X	-
Ditteri	Chironomidae	X	-	X	X
	Ceratopogonidae	X	-		
	Simulium sp.	X	-		
	Chaoborus sp.	X	-	X	-
	Culex sp.			X	X
	Stratiomys sp.			X	X
Briozoi				X	-

Sulla base dei risultati riportati nella tabella, facendo un confronto fra i risultati ottenuti nel 1989 e quelli successivi ottenuti nel 2003, sul popolamento dei macroinvertebrati bentonici si è rilevato un notevole

impoverimento per quanto riguarda la biodiversità e, pertanto, sono stati condotti approfondimenti sulle cause di tale degrado che hanno mostrato che il biotopo dei due laghi è affetto da fenomeni di eutrofizzazione tendente all'ipertrofia.

Già nel 1989 Marchetti valutò l'esistenza di fenomeni eutrofici e definì "critica" la situazione dei laghi. La situazione è apparsa notevolmente peggiorata analizzando i risultati ottenuti nel 2003 dalle misurazioni dell'ossigeno disciolto (elevato in superficie e molto carente sul fondo), dai valori di concentrazione del fosforo (assenza di fosforo solubile), dalla esplosione demografica delle popolazioni algali, dall'attività metabolica anaerobica del fondo assai ricco di sostanza organica e con esalazioni di grosse bolle di N_2 e CO_2 frammiste a sostanze odorogene prodotte da fenomeni di riduzione quali H_2S . Si era rilevata, inoltre, anche una notevole riduzione della trasparenza; rispetto a tale parametro, infatti, misure condotte sul lago Ripasottile con il disco Secchi all'inizio dell'estate 2003, hanno fornito come limite medio di visibilità alla quale il disco sparisce e poi torna ad essere visibile, il valore di m 2,24 (identiche misurazioni effettuate nel luglio 1921 dal prof. R. Riccardi fornirono risultati di m 4,50). Nel 1983 il prof. A. Mori trovò un limite di visibilità di soli m 3; quest'ultimo dato potrebbe essere dovuto o all'insorgere di primi *blooms algali* legati a fenomeni eutrofici (che anticipavano con emergenze allora saltuarie il fenomeno oggi divenuto cronico), oppure a materiali in sospensione portati episodicamente nei laghi da immissari, considerando che all'epoca il fiume S. Susanna alimentava con una portata di assoluto rilievo i laghi reatini. In ogni caso, in circa ottanta anni la trasparenza dei laghi (uno dei parametri macrodescrittori dell'eutrofizzazione) appare dimezzata e oggi ha assunto valori tali da permettere di classificare il fenomeno come avanzata eutrofizzazione al limite dell'ipertrofia.

Nei laghi, come già precedentemente illustrato, l'eutrofizzazione stimola la riproduzione abnorme delle alghe, soprattutto microscopiche, con "fioriture" algali in genere mono-specifiche. Se non intervengono fenomeni di rimescolamento delle acque la

situazione rimane così stabilizzata per lunghi periodi, con un eccesso di ossigeno negli strati idrici fotosintetici più superficiali e con uno strato anossico negli strati idrici a contatto con il fondo. La conseguenza immediata è la perdita di biodiversità che popola il fondo, in quanto scompaiono tutte le specie ad esso legate e che hanno scarsa o nulla mobilità, o che non hanno la capacità di nuotare verticalmente, oppure non in grado di mantenersi a lungo nuotando sugli strati idrici superficiali. Questa è la causa della perdita di biodiversità macrobentonica avvenuta nei laghi della Riserva nel 2003 (si noti nella tabella precedente la scomparsa dell'intera popolazione dei tricoteri che hanno scarsa mobilità per via del loro astuccio protettivo), che ne impoverisce la disponibilità di cibo per i pesci e, tra l'altro, per l'avifauna limicola.

Una delle prospettive più preoccupanti nell'evoluzione delle esplosioni demografiche anomale del fitoplacton è rappresentato dalla possibilità di fioritura di alghe in grado di rilasciare nell'ambiente molecole tossiche. Queste appartengono, in maggioranza ma non solo, alla divisione dei Cianobatteri (impropriamente chiamate alghe azzurre) e delle *Pyrrophyta* note col nome di Dinoflagellate. Di quest'ultime è noto che delle circa 2000 specie esistenti (ambiente marino incluso) circa una ventina si sono dimostrate capaci di produrre, in condizioni di stress ambientale da eutrofizzazione, biotossine in grado di uccidere molluschi e pesci ma anche, attraverso l'accumulo operato dai molluschi filtratori, di avvelenare uccelli, mammiferi marini e l'uomo. Per quanto riguarda i cianobatteri si ritiene che probabilmente tutte le circa 2000 specie sono in grado di produrre biotossine in particolari condizioni di stress ambientali: secondo l'Istituto Superiore di Sanità ogni anno in Italia le fioriture di cianobatteri riguardano gli invasi di 7 regioni su venti e tra le tossine più frequenti sono state rinvenute le microcistine che hanno effetti epatotossici e neurotossici. Molte alghe comuni, normalmente innocue, sono in grado di fare questo se il loro ambiente viene squilibrato. Non si esclude, che la perdita di biodiversità macrobentonica possa essere stata causata, oltre che da anossie dei fondali, da episodi di produzione di biotossine algali.

Il monitoraggio sulle condizioni dei due laghi situati all'interno della Riserva è stato ripreso con il presente lavoro; negli anni 2005, 2006 e 2007 sono stati effettuati prelievi e misurazioni relative ai parametri chimico-fisici indicatori dello stato di qualità delle acque lacustri. Nelle tabelle seguenti si riportano i risultati di tale indagine, condotta secondo procedure di monitoraggio di sorveglianza (di tipo routinario).

Tab. 6 -Lago LUNGO - Monitoraggio acque anni 2005-2006-2007 (Fonte: ARPA Lazio – Sez. di Rieti)		
Parametri	SUPERFICIE	FONDO (- 4)
Temperatura (°C)	16,5 ± 1,37	13,2 ± 2,36
Ossigeno disciolto (mg/L)	12,45 ± 1,97	10,07 ± 1,25
Ossigeno (% saturazione)	114,5 ± 10,09	108,8 ± 7,99
pH	8 ± 0,28	8,03 ± 0,13
Solidi sospesi (mg/L)	6,57 ± 0,96	nr
BOD₅	3,28 ± 0,70	nr
Azoto Nitrico (mg/L)	0,08 ± 0,009	0,74 ± 0,40
Azoto nitroso (µg/L)	57 ± 24,88	19,3 ± 4,66
Ammoniaca totale (mg/L)	0,24 ± 0,06	0,08
Azoto totale (mg/L)	0,95 ± 0,26	1,39 ± 0,34
Fosforo totale (µg/L)	0,14 ± 0,02	114,31 ± 62,35
Ortofosfato (µg/L)	0,02	17,31 ± 11,18
Zinco (µg/L)	2,65 ± 0,47	2,11 ± 0,60
Rame (µg/L)	1,52 ± 0,25	0,85 ± 0,03
Arsenico (µg/L)	0,96 ± 0,15	nr
Cromo (µg/L)	0,66 ± 0,10	0,68 ± 0,18
Nichel (µg/L)	0,84 ± 0,13	0,58 ± 0,13
Piombo (µg/L)	0,27 ± 0,04	0,10 ± 0,02
Mercurio (µg/L)	0,08 ± 0,02	0,09 ± 0,015
Trasparenza (m)	1,13 ± 0,23	nr
Alcalinità (mg/L)	782,75 ± 69,48	793,37 ± 50,74
Conducibilità (µS/cm)	375,50 ± 18,30	388,6 ± 17,58
Clorofilla "a"(µg/L)	7,20 ± 4,05	3,51 ± 2,47

Tab. 7 - Lago RIPASOTTILE - Monitoraggio acque anni 2005-2006-2007 (Fonte: ARPA Lazio – Sez. di Rieti)		
Parametri	SUPERFICIE	FONDO
Temperatura (°C)	16,09 ± 1,36	10,78 ± 2,13
Ossigeno disciolto (mg/L)	11,79 ± 0,76	10,96 ± 2,59
Ossigeno (% saturazione)	102,07 ± 41,73	114,25
pH	8,03 ± 0,29	7,95 ± 1,33
Solidi sospesi (mg/L)	2,68 ± 0,47	nr
BOD₅	2,23 ± 0,19	nr
Azoto Nitrico (mg/L)	0,05 ± 0,006	0,60 ± 0,20
Azoto nitroso (µg/L)	20 ± 6,45	9,5 ± 2,14
Ammoniaca totale (mg/L)	0,08 ± 0,008	0,06 ± 0,02
Azoto totale (mg/L)	0,63 ± 0,16	0,94 ± 0,30
Fosforo totale (µg/L)	0,08 ± 0,009	163,8 ± 52,36
Ortofosfato (µg/L)	0,01 ± 0,003	5,71 ± 3,35
Zinco (µg/L)	2,62 ± 0,46	1,84 ± 0,68
Rame (µg/L)	1,88 ± 0,49	0,52 ± 0,17
Arsenico (µg/L)	0,70 ± 0,07	nr
Cromo (µg/L)	0,66 ± 0,11	0,49 ± 0,16
Nichel (µg/L)	2,04 ± 0,77	0,74
Piombo (µg/L)	0,26 ± 0,045	nr
Mercurio (µg/L)	0,09 ± 0,007	nr
Trasparenza (m)	2,15 ± 0,64	nr
Alcalinità (mg/L)	683,67 ± 172,35	684,78 ± 118,54
Conducibilità (µS/cm)	525,33 ± 131,68	561,8 ± 95,60
Clorofilla "a" (µg/L)	3,77 ± 1,73	6,50

I risultati riportati nella Tab. 6 relativi al lago Lungo, sono stati ottenuti analizzando complessivamente 36 campioni di acqua prelevati a due profondità, superficie e fondo, in 10 punti rappresentativi dell'intero bacino lacustre, nel triennio 2005-2007 (dal momento che il lago è poco profondo, non è necessario eseguire il prelievo anche a metà colonna d'acqua).

I campioni sono stati sottoposti ad analisi chimico-fisiche presso i laboratori dell'Arpa Lazio sez. di Rieti, le analisi sono state eseguite secondo le metodiche ufficiali standard secondo APAT, IRSA-CNR, 2003.

L'esame dei risultati analitici e delle misurazioni effettuate sul campo mostrano valori molto bassi della trasparenza assestati mediamente attorno a m. 1,13, con scarsissima oscillazione del dato ($\pm 0,23$).

I valori medi di concentrazione del fosforo, sia totale che solubile (ortofosfato) a livello del fondo sono molto elevati (rispettivamente

114,31µg/L e 17,31 µg/L) , e la loro variabilità, letta anche a confronto con i valori medi degli stessi parametri in superficie, depone per l'esistenza di condizioni scatenanti le dinamiche tipiche dell'eutrofizzazione. Questo elemento entra come costituente nelle strutture biologiche e, dal punto di vista chimico-fisico, tende a sedimentare associato ai solidi in sospensione ed alla necromassa del detrito algale, e per questo motivo è abbondante a livello del fondo.

I valori di concentrazione medi dell'ossigeno disciolto sul fondo non hanno colto, nelle date in cui sono stati effettuati i prelievi, l'insorgenza di fenomeni di ipossia e/o di anossia: si rende quindi necessario un approfondimento tramite monitoraggio di tipo "operativo", più mirato, che dovrebbe essere effettuato anche nelle ore immediatamente antecedenti l'alba, in estate, quando la temperatura stagionale induce una diminuzione del contenuto di ossigeno disciolto e, in aggiunta, l'assenza di fotosintesi può produrre situazioni di criticità probabilmente sfuggite alle analisi per questo parametro.

Il BOD₅ appare piuttosto elevato in superficie, mentre i dati appaiono insufficienti per dare un giudizio della situazione a livello del fondo.

Analogamente, i risultati riportati nella Tab. 7 relativi al lago Ripasottile, sono stati ottenuti analizzando complessivamente 34 campioni di acqua prelevati a due profondità, superficie e fondo, in 10 punti rappresentativi dell'intero bacino lacustre, nel triennio 2005-2007 (dal momento che anche questo lago è poco profondo, non si è reso necessario eseguire il prelievo anche a metà colonna d'acqua).

Anche questi campioni sono stati sottoposti ad analisi chimico-fisiche presso i laboratori dell'Arpa Lazio sez. di Rieti e le analisi sono state eseguite secondo le metodiche standard APAT, IRSA-CNR, 2003.

I valori dei parametri rilevati mostrano che lo stato chimico delle acque del lago di Ripasottile è alterato in misura simile al grado di alterazione del Lago Lungo. La trasparenza media, di m 2,15, è relativamente migliore, circa il doppio di quella del lago gemello, con una certa stabilità di valore ($\pm 0,64$), ma ancora largamente insufficiente.

Il valore medio di concentrazione del fosforo totale invece, a livello del fondo, di ben 163,8 µg/L è molto più elevato mentre la concentrazione del fosforo solubile (ortofosfato), di 5,71 µg/L , è relativamente meno elevato ma sempre inaccettabile.

In definitiva anche per il lago di Ripasottile valgono le stesse considerazioni effettuate per il Lago Lungo: i dati, seppur con elementi di incoerenza e necessitanti di approfondimenti, mostrano condizioni di eutrofizzazione, compromissione del biotopo acquatico soprattutto a livello del fondo e inquinamento da metalli pesanti che potrebbe rivelarsi anche di peggiore entità a livello dei sedimenti.

Conclusioni per i Laghi Lungo e Ripasottile

I valori dei macro-nutrienti (fosforo e azoto), la carenza di trasparenza, i valori di concentrazione della clorofilla “a”, mostrano l’esistenza di condizioni di eutrofizzazione del lago, peraltro già indagato in altri studi. Approfondimenti sono necessari per l’ossigeno disciolto sul fondo i cui valori non sono pienamente attendibili per la presenza di solfuri ed ac.solfidrico che generano interferenze sia nelle metodiche analitiche ufficiali che nel corso di misure strumentali potenziometriche effettuate sul campo. I valori analitici riferiti ai metalli pesanti (zinco, rame, arsenico, cromo, nichel, piombo, mercurio) determinati solo sui campioni di acqua, suggeriscono la necessità di approfondimenti e, in particolare, di determinare la presenza di questi metalli anche nei sedimenti ove potrebbero essere abbondanti.

I due laghi sono affetti da perdita di biodiversità indotta dai fenomeni eutrofici

A sostegno delle considerazioni effettuate sullo stato di marcata eutrofizzazione dei bacini lacustri si riporta anche un fenomeno che si è verificato, per la prima volta nella zona, nell’estate 2008.

Si sono registrati oltre 130 casi di decesso di avifauna pregiata (nella maggior parte dei casi si è trattato di specie limicole) dovuti, secondo indagini effettuate sugli organismi morti da parte dell’Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Lazio e della Toscana, all’ ingestione

di microrganismi patogeni anaerobi sviluppatasi sul sedimento di fondo; ciò costituisce un'ulteriore conferma della criticità della situazione che le indagini chimico-fisiche avevano precedentemente anticipato.

Per tali laghi è indifferibile un'azione di risanamento ambientale ed ecologico.

Ø **Risanamento dei laghi della Riserva**

A seguito delle rilevazioni precedentemente riportate, nell'ambito del presente lavoro si è ritenuto necessario ed urgente predisporre un processo di risanamento e un programma specifico di monitoraggio dei laghi Lungo e Ripasottile.

Per combattere l'eutrofizzazione si è valutato di impostare il piano di risanamento ambientale dei laghi agendo sulla riduzione del contenuto, in termini di massa, di fosforo quale fattore limitante del fenomeno in modo da ottenere una sorta di “ringiovanimento” dei laghi limitatamente alla parte di trofia che consente all'ecosistema di allontanarsi da condizioni di criticità. Si è, infatti, ritenuto opportuno limitare il contenuto di fosforo solo a quanto basta perché non si verifichino cadute dell'ossigeno disciolto a livello del fondo, poiché una riduzione più elevata può determinare il rischio di danneggiare la produttività primaria degli ecosistemi in questione. Si tratta, in definitiva, di promuovere le condizioni per favorire una elevata biomassa totale, ma che si assestino ad un livello tale da fornire un'elevata e compatibile produttività primaria nell'ecosistema in grado di sostenere una elevata elevata biodiversità.

Dal momento che si agisce in un'area naturale protetta sono stati esclusi a priori interventi chimici invasivi e diffusi sull'ambiente acquatico.

L'azione di pianificazione del risanamento è stata condotta seguendo due direzioni precise:

- 1) riduzione degli apporti antropici esterni di P in atto;
- 2) riduzione del carico interno del P accumulatosi negli anni nell'ambiente acquatico, a livello dell'acqua, del biota e soprattutto dei sedimenti.

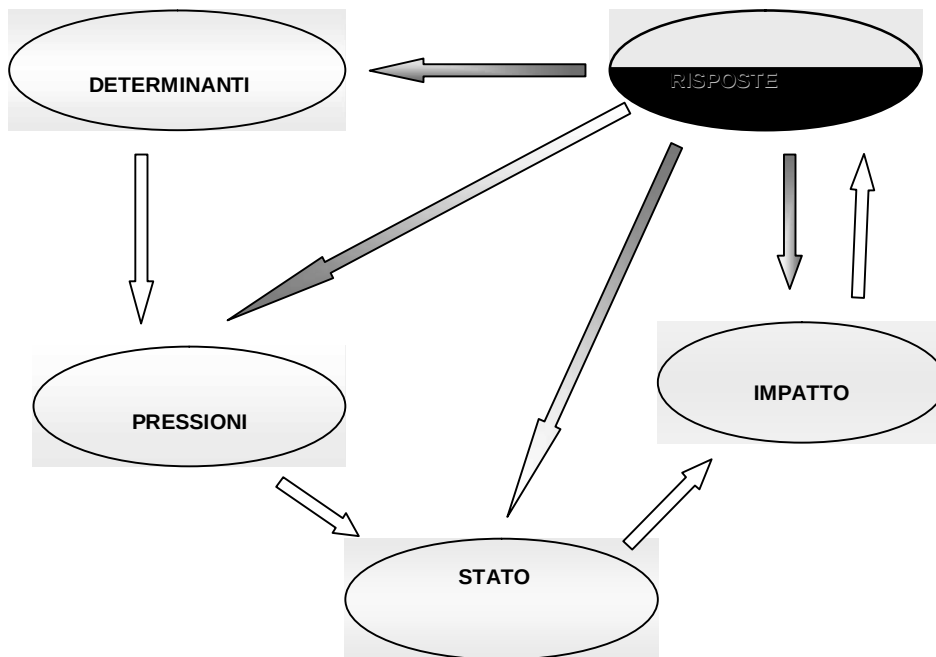
E' stato elaborato un Piano di Risanamento facendo ricorso come *framework* operativo, al Modello DPSIR applicato al tema dei fosfati.

Il modello DPSIR stato messo a punto ed adottato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (E.E.A.- European Environmental Agency), ed è posto alla base della rete di *reporting* ambientale del SINAnet (Sistema Informativo Nazionale Ambientale) dell'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ex APAT) per l'analisi delle situazioni ambientali e per la misurazione dei fenomeni complessi, sulla base di indici e di indicatori. Il modello può essere usato anche più estensivamente – come nel nostro caso- per l'analisi di situazioni complesse con numerose variabili e relative correlazioni. Costituisce, in definitiva, un utile *framework* operativo per effettuare la diagnosi della situazione ambientale, per individuare gli interventi da dispiegare per il risanamento e, in generale, per una gestione sostenibile e per la verifica dei risultati conseguiti attraverso l'adozione di piani e provvedimenti. Il modello ci consente di schematizzare e di rendere coerenti ed efficaci azioni svolte da soggetti diversi nel perseguimento di obiettivi in campo ambientale. Ci consente, inoltre, di schematizzare e di rendere coerenti ed efficaci azioni svolte da soggetti diversi e di mettere ordine nell'individuazione dei parametri di monitoraggio (indicatori), nella raccolta dei dati e nell'individuazione delle soluzioni. che possono essere dispiegate, consentendo di avviare un complesso di azioni sinergiche.

Da ricerche bibliografiche effettuate, risulta che tale modello è usato prevalentemente per l'organizzazione dei dati di monitoraggio mentre sono rari i casi di applicazione al risanamento e assenti i casi di applicazione ad una riserva naturale in condizioni critiche. Il lavoro svolto può quindi essere considerato come “progetto pilota”, da poter esportare anche in altre realtà locali per laghi affetti da eutrofizzazione.

Il modello DPSIR è costituito da 5 aree di classificazione dei dati e indica le relative interrelazioni secondo lo schema seguente:

Fig. 15 Il Modello DPSIR



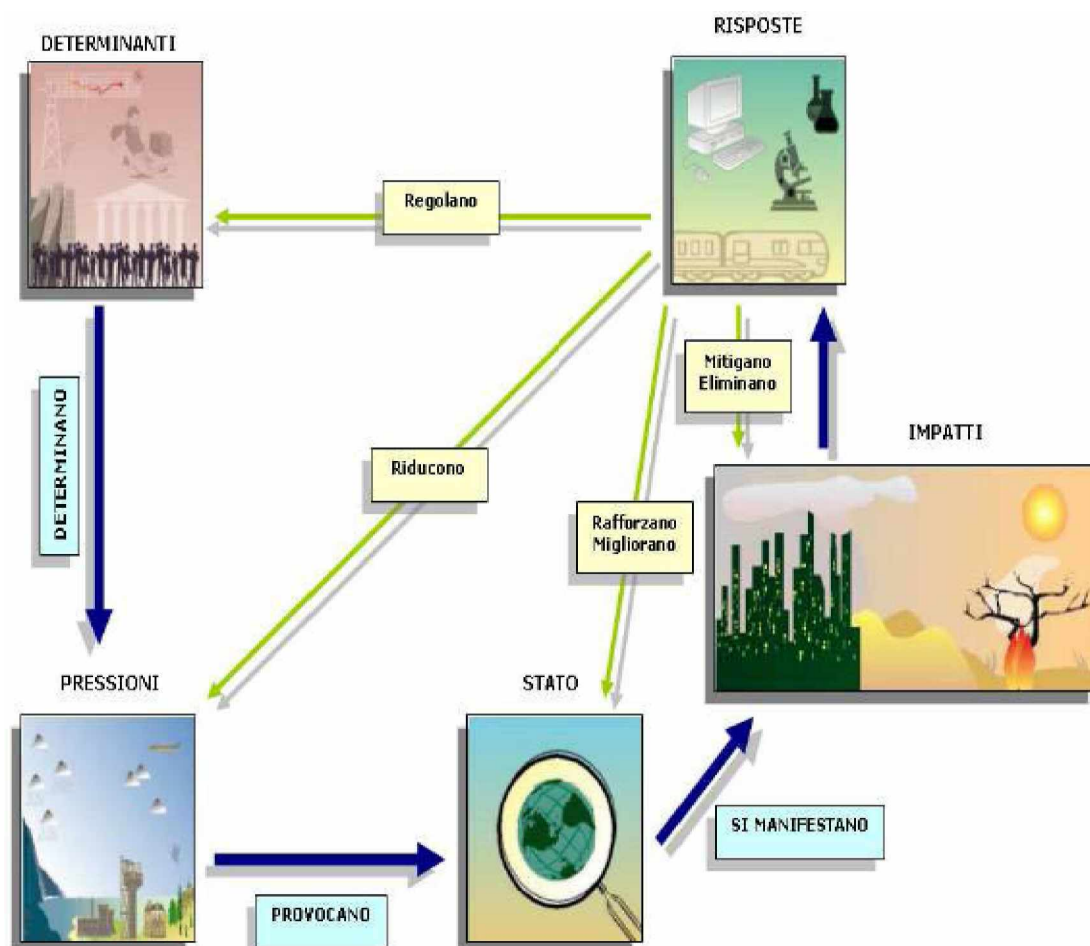
Sotto la voce *Determinanti* vanno inquadrati i dati relativi alle cause primarie generatrici di problemi all'ambiente considerato; dalle attività censite nelle determinanti, originano le *Pressioni* sull'ambiente; le pressioni agiscono sullo *Stato* dell'ambiente che va esaminato e valutato con misurazioni di parametri, indici ed indicatori biotici e indicatori chimico-fisici di stato. Le cause determinanti e le conseguenti pressioni che interferiscono significativamente sullo stato ambientale producono, infine, *Impatto* su varie componenti dell'ecosistema. La sezione *Risposte* è assolutamente centrale nel modello, infatti, individua i soggetti, le possibilità, le modalità ed i luoghi in grado di risolvere i problemi ambientali in esame.

Esse riguardano tutto il ventaglio delle possibilità operative a cui sono chiamati i cittadini, le istituzioni, i progettisti, i pianificatori che possono agire in vario modo all'interno di un progetto coerente, sinergico, a rete che il modello propone.

Le risposte, in definitiva, possono essere molteplici ed interessare i vari comparti: esse possono essere elaborate nella direzione delle altre quattro componenti.

Il modello viene applicato selezionando indicatori rappresentativi di ciascun comparto di cui è composto (pochi, semplici da rilevare, ma ad alta indicatività), ciò consente di capire e misurare le cause del degrado o le condizioni di naturalità, i rischi per la salute e per gli ecosistemi, l'evoluzione nel tempo dei fenomeni, le possibili risposte e, nel tempo, i successi o gli insuccessi che si vanno a conseguire con l'adozione di provvedimenti, di piani, di strategie di risanamento o di protezione.

Fig. 16 Le relazioni del modello DPSIR



Ø Il modello DPSIR Operativo per il risanamento dei laghi

Lungo e Ripasottile

Per l'applicazione del modello al tema dei fosfati finalizzato al risanamento dei laghi reatini, si è preliminarmente valutato l'ambito territoriale interessato dagli interventi.

Tale ambito territoriale, all'interno del quale sviluppare le analisi e l'applicazione del modello DPSIR, è il bacino idrografico scolante che immette attraverso il ciclo dell'acqua, inquinanti e nutrienti (fosfati e nitrati, in particolare) nell'ecosistema dei laghi.

Ai fini del risanamento ambientale dall'eutrofizzazione, pertanto, non è stato preso in considerazione l'intero bacino, ma è stata assunta come unità territoriale la porzione del bacino in cui si producono emissioni di P che alla fine vanno ad interessare l'ecosistema lacustre.

Il flusso del fosforo che interessa la Riserva dei Laghi può essere descritto secondo lo schema raffigurato in Fig. 17.

Nella Fig. 18 si riporta il modello DPSIR Operativo, formulato dopo un'accurata selezione e analisi degli indicatori.

Fig. 17 Flusso del fosforo nel bacino in esame

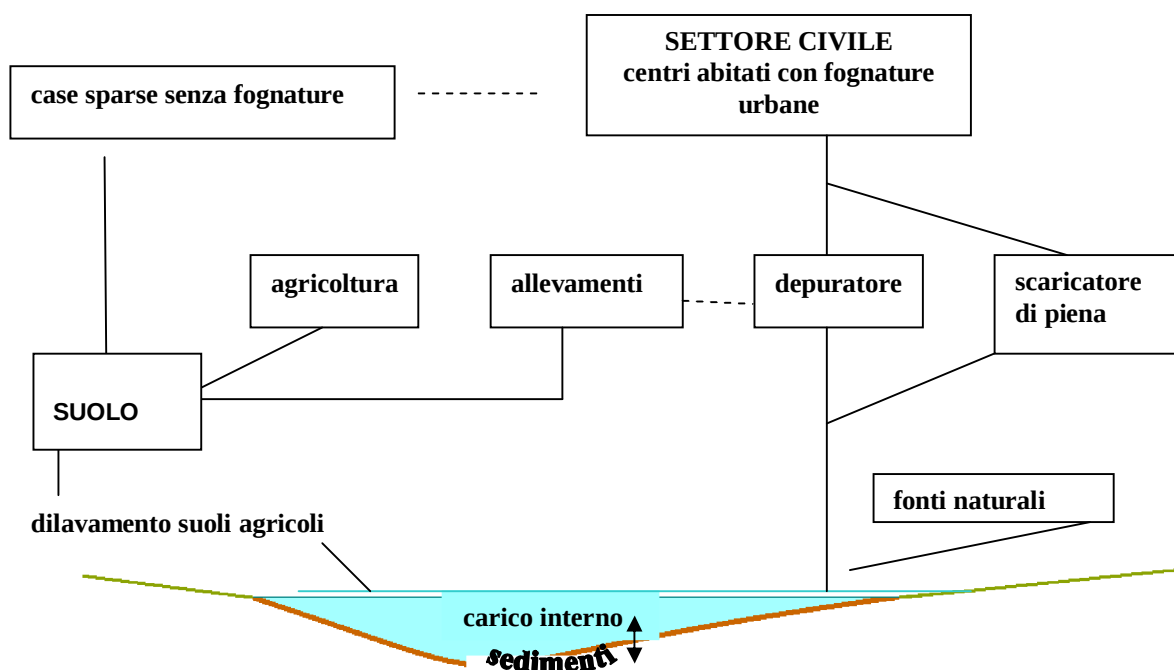
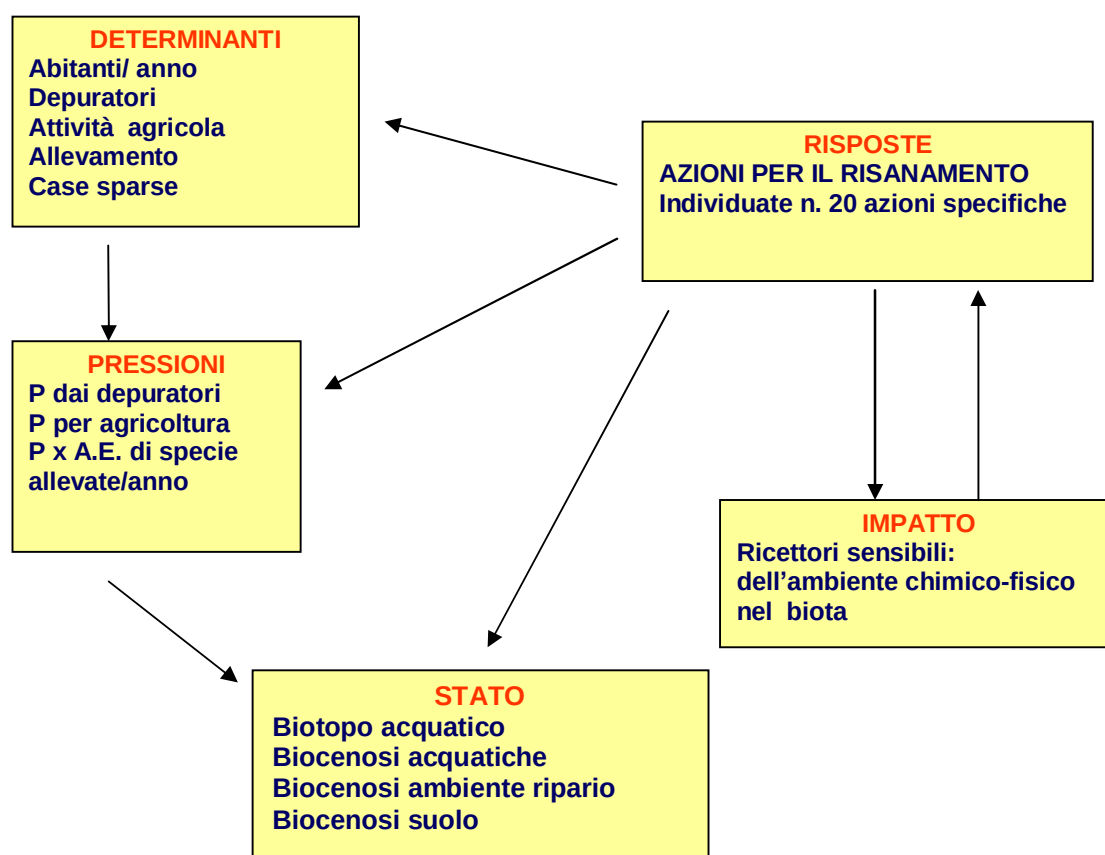


Fig. 18 Modello DPSIR OPERATIVO per il risanamento dei laghi dall'eutrofizzazione



► Determinanti:

Individuazione delle principali attività fonte degli apporti antropici esterni di fosforo:

Settore civile (metabolici umani + detersivi)	Agricoltura	Allevamento del bestiame	Fonti naturali
---	-------------	-----------------------------	-------------------

Le attività industriali non sono incluse perché gli scarichi dei reflui idrici di lavorazione di questo settore non interessano idrologicamente il bacino a cui i laghi sono sottesi.

a) *Settore Civile*

Vanno individuati e quantificati:

- abitanti residenti allacciati alla pubblica fognatura;
- abitanti aggiuntivi da fluttuazioni turistiche;

- impianti di trattamento delle acque reflue (Abitanti Eq., tipologia, rendimento depurativo di P, scaricatori di piena di fogne miste);
- case sparse (munite di fosse Imhof o con scarichi dispersi nel suolo).

Il calcolo teorico per stimare i carichi generati (quantitativo di sostanza potenzialmente in grado di raggiungere il corpo idrico) si effettua su un periodo di un anno.

Nel complesso dei dati raccolti, si propongono per il settore civile quali macrodescrittori gli indicatori riportati in tabella:

<i>Determinanti - Settore Civile</i> <i>Indicatori sintetici di carico antropico potenziale di P</i>	
-	N° di Abitanti totali mediamente presenti in un anno;
-	N° di Abitanti totali serviti da impianti di depurazione e rendimento depurativo nell'abbattimento del P.

b) Agricoltura

Il P deriva dal dilavamento dei terreni trattati con concimi fosfatici. In genere tale fonte di P è assai elevata in suoli con pratiche agricole così largamente diffuse come nella piana reatina e potrebbe essere dell'ordine del 60% (o più) del totale degli apporti ai laghi, secondo dati di letteratura relativi a situazioni analoghe. In generale il rilascio dei nutrienti dai terreni agricoli coltivati, oltre ad essere una delle fonti principali di inquinamento diffuso, dipende da molti fattori legati alla struttura geologica del terreno, alla sua morfologia, alla fertilità (contenuto di N, P e K), al contenuto di sostanza organica (acidi umici), al regime delle piogge, alle tecniche di spandimento impiegate ed ai quantitativi di sostanze distribuite sui suoli. Si tratta, quindi, di carico potenziale. Vanno quantificati:

<i>Determinanti - Agricoltura</i> <i>Indicatore sintetico di carico antropico potenziale di P</i>	
-	Superficie del bacino ad utilizzazione agricola

c) *Allevamento*

Il P deriva da allevamenti idroesigenti in cui i metaboliti animali vengono allontanati tramite l'acqua utilizzata per le pulizie delle stalle, generando scarichi idrici; tuttavia anche lo spandimento sul suolo di materiale metabolico compostato, seppur in tempi più lunghi, dà un contributo sensibile all'arricchimento delle acque da P.

Vanno quantificati:

- n° di stalle;
- n° e specie di capi allevati e loro peso medio;
- recapiti degli scarichi.

<i>Determinanti- Allevamento</i>	
<i>Indicatori sintetici di carico antropico potenziale di P</i>	
Quantitativi allevati/anno:	
- Bovini (q.li)	
- Suini (q.li)	
- Avicoli (q.li)	

d) *Fonti naturali*

Il P da fonti naturali deriva dai residui della biodegradazione della sostanza organica e, in misura minima, dal discioglimento di fosfati dai suoli e dalle rocce.

In letteratura per bacini dell'Emilia-Romagna e per l'intera pianura padana, la percentuale di P attribuibile a queste fonti non arriva a superare il 3% del P che complessivamente recapita nelle acque.

La quota è, quindi, assai marginale e si ritiene di fissare anche per la Riserva dei Laghi, cautelativamente, il quantitativo di P di derivazione naturale e diffusa ad una quota del 3%. Tale quota può essere trascurata ai fini delle strategie di risanamento.

► *Pressioni*

a) *Pressioni da Fognature urbane*

Per il P una stima attendibile può essere effettuata sulla base di un calcolo indiretto: ai fini del calcolo si assume che ogni abitante (quantitativo standard di 60 g/d B.O.D.₅) produce mediamente 1,84 g/d di P totale, pari a 0,67 Kg di P/anno. (Anche se l'attenzione è rivolta al

solo fosforo, nell'economia dell'acquisizione di dati conviene stimare contestualmente anche il carico dell'azoto che è valutabile in 12.33 g/d di N totale pari a 4,5 Kg di N /anno).

Qualora gli impianti di depurazione biologica di fognature urbane siano dotati di sezioni per l'abbattimento del P occorre introdurre un correttivo, in riduzione, legato al rendimento dell'abbattimento di P che può essere stimato sulla base dei dati esistenti per ciascun impianto e relativamente ai periodi dell'anno in cui tale abbattimento viene effettuato.

In assenza di sezioni depurative di defosfatazione la perdita di P allontanato con lo smaltimento dei fanghi, può essere stimata intorno al 20%.

<i>Pressioni - Settore Civile</i> <i>Indicatori sintetici di carico antropico di P</i>	
kg di P/anno prodotto dagli abitanti (<i>carico esterno potenziale totale</i>)	kg di P/anno in uscita dagli impianti di depurazione (<i>carico effettivo veicolato nel ciclo dell'acqua</i>)

b) *Pressioni da Agricoltura*

La quantificazione effettiva di questa pressione ambientale è difficile e laboriosa in quanto derivante da sorgente estremamente diffusa; allo scopo andrebbero condotti studi sul contenuto di P nei terreni, sullo stato chimico dello stesso (ortofosfato solubile o P legato alle strutture minerali, al biota ed al detrito) e le analisi andrebbero condotte, oltre che sul suolo, anche sulle acque superficiali e di falda, su un numero considerevole di campioni e ripetute per tempi molto lunghi e con una stima della biodisponibilità. E' quindi opportuno fare riferimento ad un parametro più semplice e misurabile, con la consapevolezza che esso è indice del carico *potenziale* di pressione, piuttosto che di quella effettiva che agisce sui laghi. Ai fini del risanamento, è sufficiente seguire utilmente le variazioni nella riduzione del carico potenziale di P da fonte agricola, adottando come indicatore i quantitativi assoluti di P sparsi sui suoli /anno.

<i>Pressioni - Agricoltura</i>
<i>Indicatore sintetico di carico antropico potenziale di P</i>
kg di P /anno distribuiti nei campi.

c) *Pressioni da Allevamenti*

La stima delle pressioni potenziali derivanti dagli allevamenti e aventi come ricettore sensibile l'ambiente dei laghi, può essere effettuata per categorie di specie allevate per i quantitativi allevati (q.li) secondo i seguenti parametri:

Specie allevata	Ab. Equivalenti	Fosforo (g/d/q)	Azoto (g/d/q)
<i>bovini</i>	8,16	13	37
<i>suini</i>	1,95	14	42
<i>avicoli</i>	0,20	10	30

Nel caso di allevamenti industriali ove l'allontanamento dei metaboliti viene effettuato mediante getti idrici, la migrazione del fosforo nel ciclo dell'acqua è molto veloce. Il problema dell'eutrofizzazione tuttavia si pone, nei tempi lunghi, anche per il P che viene diffuso indirettamente con la pratica della concimazione organica dei campi con i residui delle stalle e anche per tipologie di allevamento apparentemente "leggere" come il settore avicolo. Infatti il fosforo presente nel mangime dei polli, sotto forma di acido fitico o fitato, è poco digerito dai pennuti che producono scarti fecali usati per fertilizzare i campi. Anche se non immediatamente, questo fosforo filtra comunque nel terreno e va a inquinare le falde e i corsi d'acqua. Si ritiene, pertanto, di non operare distinzioni fra "pressioni" esercitate rapidamente e direttamente e quelle esercitate indirettamente e a lungo termine, essendo entrambe negative e concorrenti al fenomeno eutrofico e ai suoi sviluppi.

<i>Pressioni - Allevamento</i>
<i>Indicatore sintetico di carico antropico potenziale di P</i>
Quantitativo Totale di P per A.E. di specie allevate/anno: - P da q.li tot. di Bovini + P q.li tot. da Suini + P da q.li tot. di Avicoli .

► Stato

La caratterizzazione viene rivolta allo stato :

- a) del biotopo dell'ambiente acquatico (stato chimico-fisico ed idrologia);
- b) delle biocenosi acquatiche (macroinvertebrati bentonici, macrofite, alghe, pesci, tutte comunità biotiche indicatrici);
- c) dell'ambiente ripario (qualità, spessore e continuità della fascia vegetazionale perilacuale)
- d) della fascia circolare di suolo più prossimo al perimetro dei laghi.

a) *Caratterizzazione dello Stato trofico del biotopo:*

Acqua

I prelievi di campioni per le analisi relative allo stato chimico dell'acqua possono essere limitati a 3 stazioni posizionate una nel punto di massima profondità, e le altre due a copertura spazialmente omogenea. Lungo la colonna d'acqua, nel punto di massima profondità vengono prelevati 3 campioni di acqua rispettivamente, in superficie (a 0,2 m di profondità) a metà altezza e sul fondo. Data la scarsa profondità dei laghi, nelle altre 2 stazioni di prelievo (con acque meno profonde) è sufficiente acquisire campioni superficie e sul fondo. La frequenza del campionamento è mensile per il primo anno e stagionale per gli anni successivi, fino all'ottenimento del risanamento dai fenomeni eutrofici. Le misure di trasparenza e temperatura possono essere più frequenti.

<i>Stato del biotopo acquatico –Parametri Indicatori per le dinamiche trofiche delle acque</i>	
- <i>pH</i>	(unit. di pH)
- <i>temperatura dell'acqua</i>	(°C)
- <i>trasparenza (disco Secchi)</i>	(m)
- <i>clorofilla "a"</i>	(mg/m ³)
- <i>ossigeno disciolto</i>	(mg/L)
- <i>ossigeno disciolto sat.</i>	(O ₂ :% di saturazione)
- <i>P solubile (ortofosfato)</i>	(P-PO ₄ ⁻⁻⁻ : µg/L)
- <i>P totale</i>	(µg/L)
- <i>N totale</i>	(mg/L)
- <i>N-NH₄⁺</i>	(mg/L)
- <i>N-NO₂⁻</i>	(mg/L)
- <i>N-NO₃⁻</i>	(mg/L)

Sedimenti

Il P si lega con vari meccanismi ai sedimenti da dove, soprattutto quando il tenore di ossigeno disciolto cade al di sotto dei 2 mg/L e ancora di più durante fenomeni di anossia del fondo, può risolubilizzarsi in tutto o in parte e ridiventare disponibile nell'acqua soprastante andando ad alimentare nuove fioriture algali eutrofiche. Il ruolo dei sedimenti (come già illustrato) è quindi cruciale nel fenomeno eutrofico e per la “conservatività” del P nell'ecosistema. I sedimenti vanno analizzati su campioni di limo prelevati fino a 20 cm di spessore, per i seguenti parametri:

<i>Stato del biotopo acquatico –Parametri Indicatori per lo stato trofico dei sedimenti</i>	
- <i>pH</i>	(unit. di pH)
- <i>Umidità</i>	(% di peso secco/acqua)
- <i>Sostanza organica</i> (perdita alla calcinazione, % s.s.)	
- <i>P solubile (ortofosfato nelle acque interstiziali)</i>	(P-PO ₄ ³⁻ : µg/L)
- <i>P totale</i>	(µg/Kg di secco)
- <i>N totale</i>	(mg/Kg/secco)

Sui medesimi campioni di sedimenti vanno condotte analisi per i metalli pesanti, microinquinanti organici e persistenti nonché indagini microbiologiche quali ricerca salmonelle e carica batterica *fecale* al fine di verificare l'idoneità dei fanghi per una loro destinazione di reimpiego in agricoltura o per il loro smaltimento come rifiuto. Per quest'ultimo fine devono essere seguiti i criteri ed i limiti fissati dal D.Lgs 152/06 e s.m. e i.

Bilancio idrologico

Viene effettuata una stima degli afflussi e dei deflussi idrici che interessano i laghi della Riserva e dei volumi dell'invaso, al fine di disporre di dati per i tempi (attuali e futuri di ritenzione e/o ricambio idrico.

b) *Caratterizzazione dello stato delle biocenosi acquatiche:*

Macroinvertebrati.

Per quanto riguarda i macroinvertebrati bentonici, l'effettuazione di una nuova check list completa ha senso con una periodicità all'incirca triennale e con il fine principale di verificare i risultati che si vanno a conseguire con gli interventi risanatori. Ai fini pratici del risanamento conviene attuare un monitoraggio più speditivo e routinario ed orientarsi verso pochi taxa di cui si conosce la presenza, attuale o passata nell'ecosistema in esame, scelti tra i più sensibili e pertanto indicatori sintetici di miglioramenti di qualità ambientale. In pratica si attua un monitoraggio indirizzato verso pochi taxa ma ad elevata indicatività e determinati ad un livello di classificazione sistematica sufficiente secondo lo schema che segue:

<i>Stato del biotopo acquatico – Indicatori: Macroinvertebrati bentonici selezionati per il monitoraggio speditivo delle condizioni ambientali</i>			
Insecta	Trichoptera	Tutte le famiglie	famiglia
	Ephemeroptera	Ephemerella	genere
Crustacea	Cladocera	Daphnia	genere
	Crustacea amphipoda	Gammaridae	famiglia

L'inventario faunistico approfondito dei macroinvertebrati bentonici, con classificazione fino al livello di specie e con la stima quantitativa delle densità delle popolazioni, viene effettuata ogni 3 anni.

Macrofite acquatiche

Alle macrofite acquatiche appartengono numerose Fanerogame, alcune Pteridofite, numerose Briofite(Muschi ed Epatiche) e alghe (filamentose e coloniali) formanti aggregati macroscopicamente visibili. Le macrofite acquatiche sono ritenute degli ottimi indicatori grazie alla loro spiccata sensibilità nei confronti dell'eutrofizzazione, dell'inquinamento di natura organica e dei microinquinanti come i pesticidi. L'impiego di indici biotici di qualità basati sulle macrofite è espressamente previsto nella Direttiva Quadro sulle Acque, 60/2000/CE.

Alghe

La determinazione dello stato del popolamento algale riguarda essenzialmente le microalghe planctoniche e bentoniche, con particolare attenzione alle diatomee per le quali si applica uno specifico indice biotico. La frequenza ordinaria di campionamento è stagionale ma, in coincidenza di fioriture algali monospecifiche, devono essere condotti approfondimenti specifici. Anche l'impiego di indici biotici di qualità basati sulle alghe è espressamente previsto nella Direttiva Quadro sulle Acque 60/2000/CE.

Pesci

Il popolamento ittico viene studiato in base all'inventario delle specie presenti, all'età media degli esemplari, alla determinazione delle specie e varietà autoctone o alloctone, e ad un giudizio esperto di qualità ittologica dell'ambiente acquatico. Come per le macrofite acquatiche e per le alghe, anche lo studio dei pesci quali indicatori biologici di qualità è espressamente previsto nella Direttiva 60/2000/CE.

c) Caratterizzazione dello stato dell'ambiente ripario

Le fasce di vegetazione riparia sono condizionate dalle dinamiche idrauliche, ma a loro volta condizionano sia le dinamiche idrauliche che quelle biologiche, morfologiche ed evolutive che devono essere considerate parte integrante ed essenziale degli ecosistemi acquatici. Ai fini del risanamento dei laghi della Riserva si sottolinea la funzione di barriera e trappola per inquinanti e nutrienti a protezione dell'ambiente acquatico dall'inquinamento diffuso. Caratteristiche di qualità della vegetazione fluviale sono:

<i>Stato dell'ambiente ripario- Indicatori</i>
- qualità (integrità, autocnonia) della vegetazione nella fascia dello spessore di 20 m dal limite dell'acqua - spessore della fascia vegetazionale - continuità lineare - disposizione delle varie specie ed associazioni vegetali lungo un transetto trasversale che parte dall'acqua e, passando per l'ecotono acqua-terra, continua nell'ambiente terrestre .

d) *Caratterizzazione dello Stato della fascia circolare di suolo più prossimo al perimetro dei laghi.*

La situazione attuale è caratterizzata da colture che si spingono spesso fino alle immediate vicinanze dell'acqua ed il cui impatto sull'ambiente acquatico è praticamente diretto. Oltre ad una idonea cintura di vegetazione spontanea naturale perilaquale, è utile pertanto “fotografare” lo stato del territorio nelle più immediate vicinanze alle sponde dei bacini per stabilire, immediatamente al di fuori dell'area che potrà essere individuata per la riforestazione perilacuale, una ulteriore cintura di tutela a protezione dei laghi, ove siano inibite le attività più impattanti e le pratiche agricole più negative.

<i>Stato del suolo -Indicatori</i>
- distanza-limite delle colture dal perimetro del lago; - QBS-ar (Indice di Qualità Biologica del Suolo)

► *Impatto*

La valutazione degli impatti può essere effettuata sull'ambiente chimico-fisico e sul biota, sulla base dei dati già acquisiti per la caratterizzazione dello stato.

a) *Biotopo acquatico*

Dal momento che l'impatto fondamentale, da cui discendono la maggior parte delle conseguenze ambientali, è la caduta del livello di O₂ disciolto a livello del fondo, si ritiene che i parametri relativi all'ossigeno siano quelli più rappresentativi da determinare. Altro parametro molto significativo è la misura della trasparenza. In caso di blooms algali visivamente importanti, vengono condotte determinazioni sulle biotossine algali.

<i>Impatto sul biotopo acquatico- parametri indicatori</i>
- Ossigeno disciolto in superficie (mg/L e Saturazione %) - Ossigeno disciolto a livello del fondo (mg/L) - BOD₅ a livello del fondo - Trasparenza (disco Secchi) - Biotossine algali (solo in caso di rilevanti fioriture algali)

b) Biocenosi acquatiche

L'impatto dei fenomeni eutrofici si riflette sulla presenza, sulla consistenza e sul complesso della rete di relazioni, soprattutto trofiche, esistenti tra tutte le componenti vitali dell'ecosistema acquatico. La macrofauna bentonica, nelle condizioni di anossia dei fondali, è la comunità biotica più esposta alle condizioni di criticità ambientale, la prima a reagire in funzione di "spia" delle condizioni trofiche e quindi può essere assunta quale indicatrice di entità dell'impatto. La stessa, pertanto, viene studiata con la doppia funzione di indicatività di stato (già sopra esposta) e di impatto.

► Risposte (Azioni per il Risanamento dispiegabili da tutte le componenti del modello)

Sono le azioni per il risanamento che vengono indirizzate sui gruppi di indicatori precedentemente analizzati, sulla base dei dati acquisiti. Sono state individuate 20 azioni specifiche:

F Risposte indirizzate sulle Determinanti:

a) Settore civile

- Campagna rivolta al pubblico, finalizzata ad orientarne le preferenze verso l'impiego di detersivi privi di P oppure con i quantitativi minimi di P riscontrabili nei prodotti sul mercato;
- Provvedimenti legislativi regionali finalizzati all'adozione di detersivi privi di P nell'area sensibile costituita dal bacino scolante nei Laghi della Riserva;
- Deviazione degli scarichi degli impianti di depurazione delle fognature urbane, verso acque correnti (by pass) a valle dei laghi;

b) *Settore agricolo*

- Controllo (riduzione) dei quantitativi di P diffusi in ambiente agricolo;
- Conversione delle coltivazioni verso tipologie che non richiedono apporti significativi di P;
- Assistenza ed incentivazione per la conversione al biologico e, in generale, all'agricoltura organica, delle coltivazioni che impiegano concimi chimici fosfatici e azotati.

c) *Allevamento*

- Adozione delle tecniche di allevamento estensivo con recupero di compost organico;
- Riduzione (numero chiuso) del peso vivo dei capi di bestiame allevati;

F Risposte indirizzate sulle Pressioni:

Settore civile:

- Abbattimento del P negli impianti di depurazione biologica o tramite realizzazione di trattamenti terziari oppure agendo sulle strutture impiantistiche esistenti mediante precipitazione simultanea di P in vasca di ossidazione biologica;
- Finissaggio degli effluenti dagli impianti biologici di depurazione, tramite fitodepurazione estesa (lagunaggio);
- Ristrutturazione delle reti fognarie perseguendo, nel tempo, il criterio della separazione fra acque bianche ed acque nere;
- Trattamento delle acque di scarico delle abitazioni sparse o gruppi di case sparse, tramite fitodepurazione;

Non sono previste azioni sulle pressioni riguardanti il settore agricolo e quello zootecnico perché metodologicamente improponibili, trattandosi di scarichi diffusi.

F Risposte indirizzate sullo Stato :

a) *Rispetto alla riduzione degli apporti trofici dall'esterno:*

- Realizzazione di una fascia-tampone di vegetazione riparia perilacuale (piano di forestazione ecologica) secondo il modello di vegetazione potenziale spontanea e facendo ricorso per quanto possibile ad ecotipi locali;
- Realizzazione di una cintura-filtro ulteriore di rispetto, racchiudente la predetta zona della fascia riparia tampone boscata, sistemata a prato (ed eventualmente a formazioni lineari arbustive) aperta alla fruizione turistica compatibile e disciplinata (con possibilità di percorso anulare ciclo-pedonale);
- Re-introduzione di specie scomparse, animali e vegetali, prelevate nelle immediate vicinanze nelle aree in cui sopravvivono. Per quanto attiene gli animali, l'operazione riguarda esclusivamente quelli a vita acquatica obbligata e che avrebbero difficoltà o impossibilità a ricolonizzare l'ambiente. Specie in grado di volare (es. odonati, tricotteri etc.) possono invece tornare spontaneamente quando le condizioni ambientali saranno migliorate.

b) Rispetto alla riduzione del carico interno:

- “Ringiovanimento” trofico dei laghi tramite estrazione controllata e graduale dei sedimenti fosforati. Al fine di ridurre i rischi di impoverimento biologico della fauna macrobentonica esistente e di contenere per quanto possibile fenomeni di intorbidamento delle acque, l'asportazione dei sedimenti deve avvenire con opportuni strumenti e operando in modo che circa 1/3 della superficie del fondo venga interessato dalla rimozione dei limi e il restante conservi la macrofauna che può ricolonizzare l'intera superficie bentonica. I lavori vanno eseguiti, inoltre, in periodi del tardo autunno-inverno per non arrecare disturbo alla nidificazione dell'avifauna e alla riproduzione degli anfibi e dei pesci.
- Controllo dell'estrazione di P mediante la pesca (estrazione da animali);
- Estrazione di P mediante sfalci controllati di vegetazione e diradamenti (estrazione da vegetali);

- Ricambio graduale ma continuo dell'acqua, con possibili accelerazioni nei periodi stagionali in cui il P si trova più abbondante in soluzione come anione PO_4^{---} sull'intera colonna d'acqua;

F Risposte indirizzate sull' Impatto :

Ossigenazione dello strato ipolimnico d'acqua a contatto dei sedimenti affinché il tenore dell'ossigeno disciolto non cada al di sotto del valore di 2 mg/L.

In queste circostanze, oltre a garantire l'ossigeno disciolto per consentire la vita alla fauna macrobentonica, si stabilisce un potenziale redox favorevole alla forme ossidate di elementi quali ferro e manganese, che si legano ai fosfati sequestrandolo nel sedimento.

E' infatti noto che il rilascio del fosforo dai sedimenti verso l'ambiente idrico in forma solubile, avviene marcatamente in condizioni di scarsità o assenza di ossigeno che provocano riduzione dei metalli che così abbandonano il legame chimico con il fosfato.

Ø Conclusioni

Le 20 azioni individuate costituiscono, nel complesso, una linea strategica per il risanamento dall'eutrofizzazione dei laghi Lungo e Ripasottile; fra esse, tuttavia, la priorità andrebbe accordata alla rimozione-asportazione dei sedimenti in considerazione dell'efficacia nei risultati attesi. Inoltre, andrebbe restituita gradualmente ai laghi una possibilità di ricambio dell'acqua, riconnettendo una alimentazione (un tempo esistente) con le vicine sorgenti di S. Susanna.

Si ritiene che l'operazione debba essere effettuata con estrema gradualità (in termini di portata nel tempo), procedendo a lievi incrementi, per non creare traumi all'ecosistema e per dare il necessario tempo biologico alle biocenosi di assestarsi verso nuovi equilibri che siano più simili a quelli naturali e spontanei dai quali ci si è allontanati. L'operazione va programmata e "tarata" con approfondimenti sul regime idraulico e seguita nel tempo con un monitoraggio costante.

I comuni titolari degli impianti di depurazione che insistono nell'area della Riserva, dovrebbero dotare tali impianti di terzo stadio per

l'abbattimento del P e, disponendo di terreni, sarebbe auspicabile che si dotassero anche di sezioni di finissaggio mediante *fitodepurazione* per *lagunaggio*. Infatti, nelle zone in cui questo provvedimento è stato assunto, si è pervenuti alla realizzazione di zone umide artificiali che sono state spontaneamente colonizzate da avifauna di pregio e da anfibi, aumentando il grado di naturalità dei territori.

Per quanto riguarda l'adozione di indicatori di risultato per le verifiche periodiche di raggiungimento degli obiettivi, oltre all'incremento della biodiversità soprattutto macrobentonica e all'individuazione di taxa "spia" di condizioni di buona qualità ambientale di riferimento e oltre alle rilevazioni della trasparenza media estiva, si può anche fare ricorso all'applicazione del *Trophic State Index* di Carlson, per la dichiarazione di superamento delle condizioni di eutrofia dei laghi della Riserva.

4. MONITORAGGIO ACQUE CORRENTI

4.1 L'ecosistema fluviale: generalità

L'unità territoriale di base per lo studio delle acque superficiali, lotiche e lentiche, è il bacino idrografico.

Un bacino idrografico può essere definito come la porzione di territorio, delimitata dal confine naturale costituito dalla linea spartiacque, in cui le acque meteoriche che vi si raccolgono confluiscono tutte nel medesimo corso d'acqua. Il perimetro del bacino è costituito dalla linea che può essere tracciata percorrendo i punti di maggiore altitudine: la cime e le creste dei monti, le cime delle colline, le sommità dei rilievi minori costieri: tale linea virtuale, dopo aver delimitato il territorio del bacino, di norma va a chiudersi in una zona molto limitata, la più a valle, coincidente con la foce del corso d'acqua il cui sbocco è definito sezione di chiusura. All'interno del bacino idrografico principale, per ciascun affluente più importante possiamo distinguere i relativi sottobacini. Ogni affluente, infatti, è alimentato dalle acque meteoriche che si raccolgono nel proprio sottobacino. Nella rete idrografica la serie delle acque correnti rappresenta un complesso di ambienti di dimensioni molto variabili, che hanno in comune una corrente unidirezionale e la particolarità di erodere materiale litologico vario che lungo il corso viene ridepositato.

Dal punto di vista ecologico il fiume (e qualsiasi corso d'acqua) va interpretato come una successione continua di sotto-ecosistemi aperti, correlati nella direzione della corrente, popolati da tipiche comunità di organismi vegetali, animali e di bioriduttori, che sono in stretta relazione fra di loro e con i fattori chimico-fisici ed ecologici dell'alveo e delle sponde, e che cambiano composizione procedendo dalla sorgente verso la foce. Ogni tratto di fiume rappresenta un sotto-ecosistema (termodinamicamente aperto) dell'ecosistema fluviale principale, e per ciascun tratto esaminato è possibile tracciare la seguente relazione fra produzione fotosintetica in acqua, apporti trofici dall'esterno e respirazione:

$$I + P = Ex - R$$

Dove: I = Import (trofico dal bacino: foglie, rami, tronchi ecc.);

P = Produzione (primaria, fotosintetica in alveo nel tratto considerato);

Ex = Export (allontanamento di materiale trofico fuori dal tratto considerato, operato dalla corrente);

R = Respirazione.

Il fiume va interpretato considerando le 4 dimensioni di seguito elencate e che devono essere viste, di volta in volta per ciascun tratto e nell'insieme, simultaneamente:

Tab. 9 Le 4 dimensioni dell'ambiente fluviale

Altimetrica	intesa sia come quota (m.s.l.m.) che, per i grandi fiumi, come profondità
Longitudinale	Intesa lungo il verso della corrente, sponde incluse
Trasversale	lungo un transetto che include la sezione dell'alveo bagnato, l'alveo di piena, la fascia spondale e lo stato del suolo circostante sia in sponda destra che sinistra
Temporale	Variano il chimismo delle acque, la ciclizzazione dei nutrienti e la composizione delle comunità fluviali; Profonde trasformazioni sono indotte dalle piene e dalle dinamiche dei meandri

La *Portata* idrica è un fattore di grande importanza che va inquadrato trasversalmente all'interno di ciascuna delle 4 dimensioni.

La metodologia di analisi secondo le quattro dimensioni è utile per individuare le caratteristiche generali comuni di macro-zone fluviali (biotipologie) che sono analoghe tra fiumi diversi; tuttavia, nonostante tali analogie generali, ogni fiume ha caratteristiche di unicità e di irripetibilità per l'elevato numero di variabili relative nella natura del terreno, del clima, della copertura vegetale, delle caratteristiche del bacino e delle pressioni antropiche che ne influenzano le caratteristiche chimico-fisiche ed eco-biologiche.

Per macrocategorie possiamo individuare le seguenti caratteristiche di base.

Ø Dimensione altimetrica:

Generalmente qualsiasi corso d'acqua ha, nella parte più alta del suo bacino, un'elevata velocità di corrente (dovuta alla forte pendenza e all'alveo stretto) ed una bassa portata avendo raccolto le acque pervenute da una piccola parte del bacino idrografico. Alla foce la situazione risulta ribaltata: bassa velocità di corrente dovuta alla geografia pianeggiante ed all'ampiezza dell'alveo ed elevata portata in quanto il fiume ha raccolto le acque scolanti dall'intero bacino. Lungo il "corridoio" costituito dal solco di scorrimento, fra le due situazioni descritte, cambiano continuamente nel fiume le caratteristiche e le condizioni fisiche e chimiche dell'acqua e dell'ambiente acquatico e di sponda e a queste modificazioni del comparto a-biotico corrispondono cambiamenti importanti anche dal punto di vista biologico ed ecologico. Nella parte alta del bacino (*zona di Erosione*) l'acqua ha bassa durezza, è ben ossigenata, è povera di soluti ed è caratterizzata dall'avere un basso contenuto di nutrienti disciolti che costituisce un forte fattore limitante per la colonizzazione di microalghe periphytiche; altrettanto bassa è quindi la produzione fotosintetica in alveo e la maggior parte degli organismi invertebrati che vi si trovano è supportata dagli apporti trofici provenienti dall'esterno del bacino, piuttosto che dalla produzione primaria del periphyton in alveo. La principale fonte alimentare è così costituita dalle foglie e dalla ramaglia che cadono in acqua e dalla vegetazione di greto. La presenza di detrito organico-vegetale favorisce la colonizzazione con prevalenza di invertebrati detritivori. Generalmente gli invertebrati presenti in questa zona (Efemeroteri, in particolare) hanno il corpo appiattito per motivi idrodinamici, oppure presentano ancoraggi speciali fatti di ventose circondate di micro-uncini come le larve dei ditteri Blefariceridi.

La vita degli invertebrati può svolgersi solo a livello dei ciottoli sul fondo dove la velocità di corrente in prossimità della superficie limite acqua- rocce è prossima allo zero ed in cui comunque si trovano ripari.

Procedendo verso valle, man mano che il fiume si arricchisce in nutrienti, comincia a comparire sul substrato ciottoloso una patina di periphyton, prima debole e appena percettibile e poi sempre più evidente

e consistente. Le microalghe hanno adattamenti che consentono loro un forte ancoraggio al substrato e ricoprono tutta la superficie bagnata esposta alla corrente. Si passa così ad una situazione trofica caratterizzata da produzione fotosintetica elevata, cosiddetta “a campi produttivi” su cui “pascolano” invertebrati erbivori che sono alla base dell'alimentazione dei carnivori.

La parte intermedia del bacino (*zona di Erosione-Deposito*) è la zona collinare-pedemontana, il cui alveo è in equilibrio dinamico fra periodi di deposito del trasporto solido e periodi di erosione, a seconda delle condizioni idrologiche. La pendenza è qui diminuita sebbene sia ancora relativamente elevata e la portata idrica è notevolmente accresciuta perché il fiume ha ricevuto gli apporti delle acque provenienti da una parte vasta del bacino. La velocità di corrente è diminuita con il ridursi della pendenza e il corso del fiume è caratterizzato da un mosaico di microhabitat e da raschi, pozze, zone ad elevata velocità di corrente e zone lentiche. Abbondante è anche la presenza di macrofite acquatiche e di detrito organico-vegetale. L'ambiente idrico, in questo mosaico di microhabitat, è in grado di ospitare sia organismi erbivori (prevalentemente) legati alla catena del pascolo su periphyton, sia organismi della catena del detrito la cui sorgente alimentare è la sostanza organica depositata in aree di sedimentazione a fondo molle o intrappolata nei ciottoli.

La *zona di Deposito* comprende tutto il tratto di pianura che per alcuni fiumi può essere molto lungo. Qui il fiume raggiunge la portata massima avendo raccolto tutte le acque del suo bacino imbrifero. La velocità di corrente è bassa a causa della pendenza minima; tale scarsa pendenza consente la formazione di anse e meandri nella pianura alluvionale che il fiume stesso ha costruito con la sua azione di deposito storico di sedimenti. In questa zona vengono depositati i sedimenti minerali più fini (sabbia fine, poi argilla e limo) e quindi non è possibile l'attecchimento del periphyton; tuttavia, insieme al deposito di sedimento inorganico sedimenta anche una grande quantità di detrito organico trasportato dall'intero bacino che fornisce un'imponente riserva alimentare per lo sviluppo degli organismi macro e

microscopici, legati alla catena del detrito. Questi, dal momento che assumono dall'acqua la sostanza organica per le proprie esigenze vitali, sono attivissimi nella depurazione biologica naturale delle acque. Qui prevalgono nettamente i fenomeni ossidativi-respiratori ed il fiume lavora, in definitiva, intensamente ed incessantemente come depuratore naturale.

Chimicamente le acque raggiungono il massimo della concentrazione dei soluti disciolti e della durezza e la trasparenza è scarsa. Nei sedimenti depositati si ritrovano alte concentrazioni di fosforo adsorbito: per questo i limi fluviali sono stati storicamente importanti per la concimazioni agricole a cui fornivano, nel contempo, anche la frazione organica ammendante dei terreni. In questa zona in cui avvengono incessantemente fenomeni di respirazione-metabolizzazione, l'ossigeno disciolto può rappresentare un fattore di criticità: di notte, quando la biota continua tranquillamente il proprio processo respiratorio ma il fiume non riceve più ossigeno disciolto prodotto fotosinteticamente dai "campi produttivi" a monte, la concentrazione dell'O₂ disciolto può cadere naturalmente a valori bassi con un deficit del 40- 50 % nella saturazione. L'assenza di adeguata turbolenza che tipicamente caratterizza questa zona non aiuta al rifornimento di O₂ dall'aria.

Nella stagione estiva, con l'aumento delle temperature, la solubilità dell'ossigeno diminuisce mentre la velocità del metabolismo respiratorio aumenta. Se a questo si aggiunge una presenza di inquinamento organico da scarichi fognari civili ed industriali che incrementano il fabbisogno di ossigeno per la propria biodegradazione aerobica, il fiume nel tratto planiziale può trovarsi in completa anossia con moria generalizzata di tutte le forme di vita superiore.

In condizioni naturali, le larve dei macroinvertebrati che vivono in questa zona fluviale hanno generalmente il corpo affusolato per poter nuotare come l'efemerottero *Baetis* e gli odonati zigotteri; altri nuotatori sono eterotteri acquatici, coleotteri e crostacei anfipodi.

Nel fondo molle si ritrovano larve scavatrici (abbondanti quelle di efemerotteri e dei ditteri), vermi (lumbricidi e lumbriculidi), molluschi

bivalvi. Tutti questi organismi sono importanti nella dieta dei pesci, degli anfibi e degli uccelli.

Ø Dimensione longitudinale:

L'analisi della dimensione longitudinale è strettamente interconnessa con quella della dimensione altimetrica dal momento che il fiume, man mano che procede per il suo sviluppo longitudinale, nel contempo perde quota scendendo verso valle. Lungo il profilo longitudinale, pertanto, aumenta la portata e il contenuto totale in sali disciolti, cambia con la pezzatura del materiale trasportato la natura del fondo e cambiano di tratto in tratto le modalità trofiche.

Nel 1980, da Vannote e collaboratori, è stata formulata la *teoria del River Continuum* allo scopo di pervenire ad un modello generale ed unificante dell'ecologia fluviale, utile a spiegare i cambiamenti che avvengono nei corsi d'acqua longitudinalmente.

La teoria prende in esame aspetti che correlano le acque correnti al bacino di alimentazione, al corridoio di scorrimento delle acque, alle comunità biotiche : geomorfologia, idraulica e biologia. In particolare viene fornita, in base soprattutto alle comunità dei macroinvertebrati bentonici, una descrizione delle nicchie ecologiche occupate negli ecosistemi acquatici, in relazione alle fonti trofiche ed alle caratteristiche del fiume, procedendo dalla sorgente fino alla foce.

La teoria ipotizza che nei piccoli corsi d'acqua montani (*ordine da uno a tre*) la principale fonte di trofia per le comunità acquatiche è il detrito vegetale derivante dalla copertura vegetazionale delle sponde; in questi corsi d'acqua, infatti, la vegetazione arborea arriva a costituire coperture "a tunnel" sul solco di scorrimento che limitano, con l'ombreggiamento, la crescita delle alghe del periphyton e delle macrofite acquatiche e, quindi, la produzione primaria in alveo. Tale copertura aiuta nel mantenimento dell'equilibrio termico dell'acqua protetta dal riscaldamento. Il metabolismo generale di questa parte iniziale dei corsi d'acqua è quindi principalmente *eterotrofico*, dipendente dal materiale organico alloctono, costituito soprattutto da foglie dei pioppi e dei salici. Queste in acqua tendono già nel giro di un mese, ad ammorbidirsi,

rigonfiandosi e ad essere colonizzate da microfunghi e batteri che conferiscono loro un colore bruno-scuro ed un arricchimento nella frazione proteica, costituendo cibo ideale per molti invertebrati detritivori. In queste zone dei corsi d'acqua il rapporto fra produzione e respirazione è così espresso: $P/R < 1$.

Cambiamenti significativi si registrano man mano che le dimensioni dei corsi d'acqua arrivano a raggiungere il *quarto, quinto e sesto ordine*. L'ampiezza dell'alveo non consente più la copertura vegetazionale sopra descritta e il flusso idrico è esposto, in massima parte, alla luce solare incidente diretta e ad aumenti (seppur normalmente contenuti) di temperatura che favoriscono la produzione primaria (fotosintesi interna all'alveo). La fonte di trofia prevalente dell'ambiente acquatico sarà autoctona, il metabolismo generale dominante di tipo *autotrofico* anche se da monte arrivano, trasportate dalla corrente, particelle organiche fini che possono essere intercettate da macroinvertebrati filtratori.

La macrofauna dominante sarà quindi erbivora ma continua a coesistere una presenza minoritaria di detritivori occupata, in particolare, da invertebrati che posseggono organi o che realizzano strutture per la filtrazione. Si ritrovano, inoltre, carnivori predatori. Il fiume ha un metabolismo autosufficiente con rapporto tra produzione e respirazione: $P/R > 1$.

I fiumi più grandi, di *ordine da sette a dodici* hanno maggiore stabilità chimico-fisica e termica per la grande massa d'acqua corrente. La produzione primaria è molto bassa e sostenuta dalla presenza di microalghe planctoniche trascinate dalla deriva (*drift*) in sospensione. La torbidità, accresciuta per il trasporto in sospensione di limo, argilla e detrito organico ultrafine, ostacolando la penetrazione della luce in acqua, rende minima la produzione primaria complessiva mentre tornano a prevalere organismi legati alla catena del detrito per le grandi quantità di particelle organiche ultrafini trasportate.

I processi metabolici dominanti, quindi, sono di tipo *eterotrofico*, il rapporto produzione/respirazione ritorna ad essere $P/R < 1$.

Più che un modello universale il River Continuum Concept è da considerare un utile strumento concettuale per l'interpretazione delle

realità fluviali, ma nella pratica occorre tenere sempre presente le caratteristiche della realtà locale.

Tale teoria non è, infatti, universalmente accettata; le principali obiezioni riguardano il fatto che è stata concepita per grandi fiumi del continente americano e non sempre è in grado di modellizzare corsi d'acqua diversi, per esempio a breve percorso o di origine carsica-sorgiva o di risorgiva.

Altro limite è che i fattori di disturbo ambientale quali l'inquinamento organico e le artificializzazione del percorso stravolgono le previsioni della teoria che, pertanto, dovrebbe essere applicata solo per fiumi non solo grandi ma anche ad elevato grado di integrità e non inquinati. Tuttavia il River Continuum Concept è straordinariamente citato nella letteratura scientifica da quando fu pubblicato per la prima volta nel 1980 e ripreso nel 1985-87.

Nella Fig. 19 (pagina seguente) si riporta lo schema del River Continuum Concept:

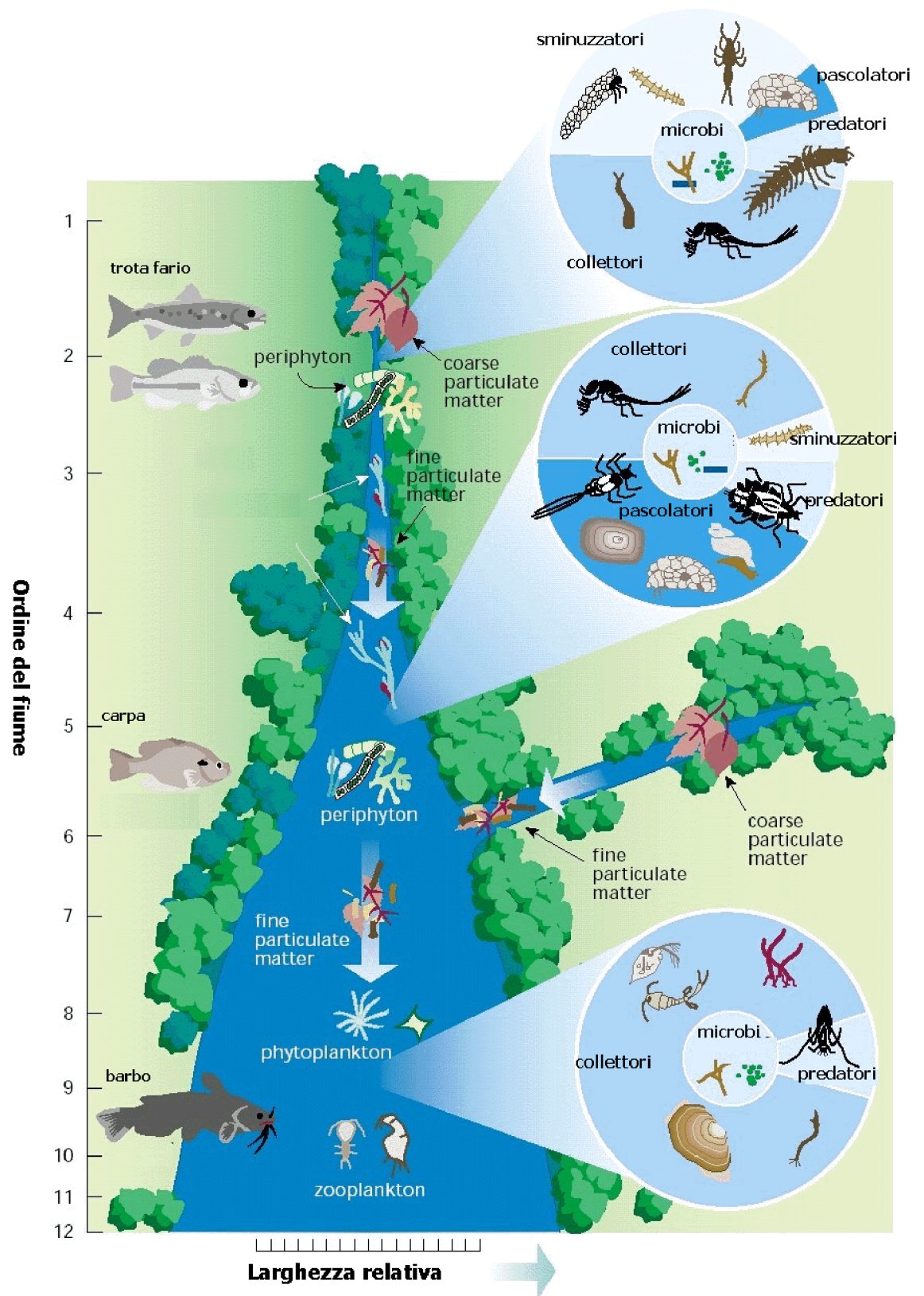


Fig. 19 River Continuum Concept: rappresentazione schematica.
 CPOM=Coarse Particulate Organic Matter (materia organica particolata grossolana);
 FPOM=Fine Particulate Organic Matter (materia organica particolata sottile);
 P/R=rapporto fotosintesi/respirazione. (Da VANNOTE et al., 1980)

Lungo il profilo longitudinale assumono importanza le acque di transizione. Le modalità con cui i fiumi immettono le proprie acque in mare dipendono dal tipo di foce (delta, estuario, canalizzata), dalla velocità di corrente e dalle condizioni fisiche e meteorologiche dei luoghi. In tutte le foci nei pressi dei mari e degli oceani esiste, comunque, una *zona con acque di transizione* che s'instaura per la marcata differenza di densità fra le acque dolci fluviali e l'acqua salina del mare. Le acque fluviali per differenza di densità galleggiano su quelle marine e danno origine ad un cuneo orizzontale superficiale di distribuzione che invade il tratto di mare prospiciente la foce; le acque marine, viceversa, tendono ad incunearsi sotto quelle fluviali e penetrano il corso del fiume per tratti di varie dimensioni.

Ø Dimensione trasversale:

La vicinanza o meno dall'acqua è l'elemento che più di ogni altro seleziona la distribuzione della vegetazione in una vallata fluviale e questo è un fatto importantissimo da considerare per l'ecologia delle acque.

La vegetazione riparia spontanea, col proprio suolo, infatti, svolge un ruolo insostituibile nella protezione dell'acqua e dell'ambiente acquatico in quanto:

- o fornisce ombreggiamento limitando la proliferazione algale e l'abbagliamento delle specie animali lucifughe come le trote e molti invertebrati;
- o Protegge l'acqua dal riscaldamento garantendo l'equilibrio termico;
- o Fornisce apporti trofici alle comunità acquatiche;
- o Consolida le sponde contrastando l'erosione;
- o Svolge un'azione-filtro tra l'acqua e la terra su inquinanti diffusi come quelli dispersi in ambiente agricolo;
- o Intrappola i nutrienti (quelli azotati vengono metabolizzati a livello del suolo attraverso le reazioni nitro-denitro fino al livello di azoto elementare che viene restituito all'atmosfera);

- o Limita o annulla il ruscellamento erosivo superficiale che causa torbidità e l'interrimento accelerato di zone fluviali con distruzione del prato biologico depurativo naturale dell'alveo;
- o Favorisce la transizione acqua-terra di specie animali legate all'acqua (insetti come le libellule e le effimere, crostacei come i gamberi ed i granchi, tutti gli anfibi, molti rettili);
- o E' uno straordinario rifugio per la biodiversità: ospita una quantità di specie al punto che taluni autori definiscono questi ambienti "supermarkets of biodiversity" ;
- o Aumenta l'efficienza dell'autodepurazione biologica. La fascia perennemente umida o di acque bassissime, ricca di vegetazione elofitica (come la cannuccia d'acqua, le tiphe e i carici) è ad altissima efficienza autodepurativa. Questi ambienti vengono oggi "copiati" e riprodotti artificialmente, soprattutto negli USA ed in nord-Europa, come veri e propri impianti di depurazione che in Italia sono noti come "fitodepuratori";
- o Costituisce uno dei principali "Corridoi Ecologici" del territorio, soprattutto per l'avifauna.

A tutela dei corsi d'acqua, soprattutto in ambiente agricolo, recentemente sono state sperimentate con successo le fasce tampone boscate (FTB), ovvero fasce vegetate costituite da siepi arboree o arbustive che vengono realizzate allo scopo di creare un filtro per gli inquinanti ed i nutrienti fra l'ambiente terrestre e quello delle acque, e tendono ad assumere gran parte delle funzioni della vegetazione riparia spontanea.

Le acque di scolo, piovane o d'irrigazione, per raggiungere il fiume o il fosso di scolo agricolo, trova una barriera vegetata in cui filtra e viene trattenuta sia a livello radicale che di lettiera delle foglie sul suolo. Le molecole inquinanti disciolte nell'acqua, vengono intercettate, trattenute e in buona misura metabolizzate in questa fascia che così svolge un ruolo di depurazione e di tutela della qualità delle acque fluviali.

Ø Dimensione Temporale:

Un fiume è, probabilmente, l'elemento del paesaggio più durevole che si possa immaginare: fino a quando vi sarà acqua che viene da cielo ed una pendenza lungo cui scorrere, il fiume esisterà e sarà identificabile nei millenni. La dimensione temporale di un fiume, per la sua lentezza, tende a sfuggire alla considerazione dell'uomo che spesso invade l'alveo di piena con costruzioni, posiziona strutture edilizie ed opifici nei pressi dei meandri in evoluzione erosiva e si accorge degli errori commessi di fronte ad eventi catastrofici che hanno tempi medi di frequenza di ritorno.

I tempi di evoluzione dei fiumi possono essere inquadrati in tre diverse scale temporali:

- *tempi geologici* che riguardano l'intero bacino, le sue dimensioni, la gerarchizzazione del reticolo idrologico, la modificazione del profilo delle pendenze;
- *tempi storici* che riguardano l'evoluzione della morfologia del corso d'acqua, l'erosione, la pendenza;
- *tempo reale* che riguarda, ad esempio, la creazione di corpi sedimentari o le frane da erosione che possono verificarsi nel corso di poche ore.

4.2 I soluti nelle acque correnti

Dal punto di vista chimico un corso d'acqua può essere considerato come un flusso di una soluzione acquosa.

I soluti sono soggetti a svariati processi di trasformazione da una specie chimica ad un'altra e i cambiamenti, fisici e biologici, coinvolgono il fondo dell'alveo. Tra i primi prevalgono la diluizione, l'adsorbimento e il de-assorbimento nelle particelle minerali, le reazioni di precipitazione; fra quelli biologici l'incorporazione all'interno delle strutture viventi e il rilascio.

In natura, nelle acque correnti troviamo in soluzione principalmente composti del carbonio (con lo ione HCO_3^- nettamente dominante su tutte le altre specie chimiche), del fosforo, dell'azoto, particelle

organiche idrorepellenti, metalli in tracce, detrito organico sottoforma di particolato fine, particolato minerale; all'interno di quest'ultimo sono inglobati per adsorbimento azoto e fosforo che si trovano, generalmente, in rapporto di circa 10:1.

Il trasporto dei soluti avviene anche a livello del subalveo permeabile dei fiumi e delle acque sotterranee per cui l'interscambio fra le acque superficiali correnti e quelle interstiziali possono influenzarne fortemente la concentrazione e le dinamiche.

Le dinamiche di queste "soluzioni in movimento" dipendono :

S dalla velocità di corrente e dalla portata idrica;

S dai fattori chimico-fisici che influenzano le soluzioni quali temperatura e pH;

S dalle interazioni tra l'acqua corrente ed il letto fluviale;

S dalle interazioni tra l'acqua corrente e l'atmosfera;

S da tutti i processi di trasferimento di materia che avvengono tra il flusso idrico e l'ambiente circostante (con particolare riguardo alle rive e al territorio), e le falde.

L'esistenza e l'abbondanza di ciascun tipo di soluto nelle acque correnti sono fortemente condizionate dal movimento fisico dell'acqua e, quindi, dalle caratteristiche del reticolo idrologico e del bacino idrografico, a partire dalla pendenza.

Lo studio dei cicli della materia negli ecosistemi acquatici è rivolto, principalmente ai nutrienti (C, N e P) in quanto elementi essenziali per la vita le cui molecole in soluzione vengono assorbite e rapidamente utilizzate dal biota di cui regolano i processi metabolici.

I soluti non reattivi, la cui concentrazione va aumentando procedendo dalla sorgente verso la foce, costituiscono un passaggio nel flusso idrico di materia indifferente per il metabolismo della vita quantica, che avviene alla stessa velocità della corrente fino a quando alla fine si disperde in mare. I soluti reattivi (in particolare i nutrienti) hanno invece il loro passaggio lungo il flusso idrico ritardato da fenomeni di assunzione e di fissazione temporanea e successivo rilascio.

Ø **Spiralizzazione dei nutrienti**

Normalmente il ciclo di materia che si svolge tra il compartimento abiotico (il biotopo) e quello biotico (le biocenosi) in un ecosistema (un prato, un bosco, un lago, uno stagno ecc.), viene rappresentato come localizzato sostanzialmente all'interno dei confini spaziali dell'ecosistema preso in esame. Qualche trasferimento di materia attraverso i "confini" dell'ecosistema si verifica inevitabilmente perché in natura gli ecosistemi non sono mai perfettamente chiusi, tuttavia con buona approssimazione, i cicli sono effettivamente localizzati.

A differenza di quanto avviene negli ecosistemi chiusi, nei corsi d'acqua la mineralizzazione e il continuo riciclo della materia organica non avvengono sul posto, ma durante il loro trasporto ad opera della corrente. Il trasporto della materia fa sì che gli stessi processi non si chiudano *in situ*, ma dopo un percorso più o meno lungo: è come se la serie di cicli che si succedono nel tempo venisse "stirata" nello spazio a formare una spirale.

Le molecole di nutrienti entrate nell'ambiente idrico in un determinato luogo sono immediatamente trascinate verso valle e percorrono una certa distanza prima che arrivino in contatto con il biota che riesca ad assorbirle e a ritenerle per il periodo in cui ne fa utilizzo.

La definizione "*Spiraling dei Nutrienti*" (Webster e Patten-1979) designa un modello concettuale per le dinamiche del ciclo dei nutrienti negli ambienti di acque correnti; viene rappresentato con una spirale di diametro tanto più stretto quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (più ridotto il trasporto).

MECCANISMI RITENZIONE ATTIVITÀ			CICLIZZAZIONE TASSO DI DISTANZA FRA LE SPIRE		RISPOSTA DELL'ECOSIST. ALL'AGGIUNTA NUTRIENTI	STABILITÀ ECOSISTEMA
A)	ALTA	ALTA	VELOCE	CORTA	CONSERVATIVO (I>E)	ALTA
B)	ALTA	BASSA	LENTO	CORTA	ACCUMULATORE (I>E)	ALTA
C)	BASSA	ALTA	VELOCE	LUNGA	CONSERVATIVO INTERMEDIO <A >D	BASSA
D)	BASSA	BASSA	LENTO	LUNGA	ESPORTATORE (I=E)	BASSA

Fig. 20 Spiralizzazione dei nutrienti

Effetti di differenti relazioni fra la distanza del trasporto ad opera della corrente (velocità x tempo) e l'attività biologica sulla materia organica metabolizzabile ciclizzata in diversi corsi d'acqua. Più piccolo è il diametro della spira e più veloce è il tasso di riciclo; la distanza fra le spire indica la distanza a valle del trasporto. I = Import; E = Export (Minshall, 1983)

Il processo di ritenzione della materia organica è molto importante nell'economia di un corso d'acqua poiché fornisce agli organismi acquatici (macroscopici e microscopici) più occasioni e un tempo più lungo per la sua assunzione e assimilazione. L'entità del trasporto non dipende solo dalla velocità della corrente, ma anche dalla presenza ed efficienza di dispositivi di ritenzione. Le modalità con cui si attua il processo sedimentazione-trasporto- ciclizzazione della materia organica sono in grado di fornire informazioni circa la potenzialità dei diversi ambienti nel ricevere carichi organici aggiuntivi. Ad es. un sistema con basso pool di riserva, bassa attività biologica, bassa intensità di ciclizzazione ed elevata distanza di trasporto, sarà un ecosistema di bassa stabilità e, quindi, fragile di fronte ad apporti alloctoni. L'inverso si avrà per un ambiente con alta capacità di ritenzione, elevata attività biologica, alta intensità di ciclizzazione, corta distanza di trasporto.

Nei corsi d'acqua lenticì il trasporto della materia organica è ostacolato sia dalla bassa velocità della corrente che dai dispositivi di ritenzione, costituiti essenzialmente dalla vegetazione acquatica, sommersa ed emergente.

Nei corsi d'acqua lotici le foglie e gli altri frammenti vegetali che cadono in acqua possono essere trasportati anche molto lontano, ma spesso vengono sequestrati in fondo all'alveo, intrappolati tra i massi, sotto i ciottoli, sulla riva tra le radici emergenti della vegetazione riparia, costituendo in tal modo una riserva alimentare. La ritenzione avviene anche nei siti in cui si verifica una riduzione locale della velocità della corrente, quali pozze profonde, situazioni di ristagno e rigurgito d'acqua al lato di un salto e tratti con pendenza ridotta.

La spiralizzazione dei nutrienti può essere suddivisa in due fasi: l'assunzione (*uptake*) dei nutrienti dal comparto acqua da parte dei componenti del biota acquatico (batteri, funghi, protozoi, macroinvertebrati ecc.) e la successiva metabolizzazione e trasporto attraverso la catena alimentare.

Nella sua forma più semplice il modello considera la lunghezza della spirale (S , in metri) come somma del trasporto in due compartimenti: nell'acqua fluente, dove la molecola si trova come soluto inorganico, e dentro il biota ove l'elemento si rinviene in forma legata come costituente della materia dei viventi. Quindi

$$S = S_w + S_b \quad \text{ove:}$$

S_w = distanza (in m) percorsa nell'acqua (da un atomo che si trova come soluto inorganico da quando esso entra biodisponibile nel flusso dell'acqua fino alla sua assunzione ed incorporazione entro il biota);

S_b = distanza (in m) percorsa da un atomo all'interno del biota fino al suo rilascio e ritorno al flusso dell'acqua, completando così un passaggio che equivale ad una spira nella direzione della corrente.

Normalmente il soluto percorre nell'acqua una distanza S_w maggiore del valore di S_b . Bassi valori di S_w , corrispondenti a brevi distanze, denotano una grande richiesta per il nutriente da parte del biota ed una maggiore frequenza nella ciclizzazione di ciascun atomo nutriente nel tratto di fiume in cui ciò avviene.

S_B viene misurato nel biota che nei corsi d'acqua è localizzato pressoché integralmente sul fondo ed è composto da organismi aderenti al substrato come il periphyton, microrganismi animali e bioriduttori e macroinvertebrati bentonici.

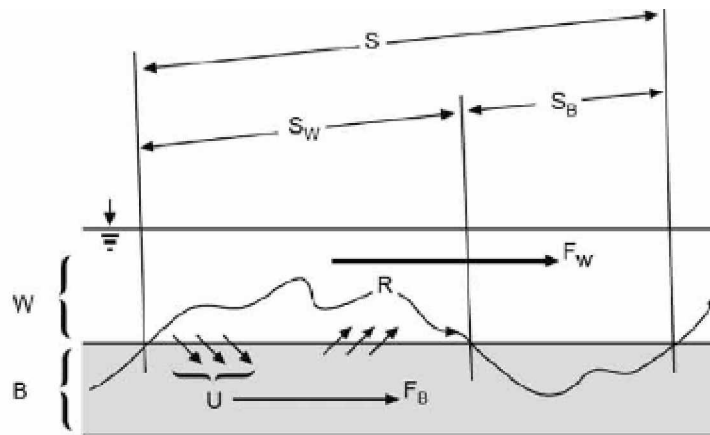


Fig. 21 Sintesi grafica del concetto di spiralizzazione: sovrapposizione tra il modello del corso d'acqua, con la suddivisione dei comparti "acqua" (W) e "biota" (B) e relativi rapporti, e il modello di dislocazione del nutriente, con i flussi (F_w , F_b) e di trasporto verso valle (da Ghetti, 1997).

Nelle acque lo spiraling dei nutrienti può subire l'azione di fattori abiotici, infatti, il fosforo e, in misura minore, l'azoto vengono adsorbiti dalla micro-porosità delle particelle solide in sospensione e, con esse, possono dare luogo a fenomeni di sedimentazione. Questo meccanismo di rimozione chimico-fisica dall'acqua può indurre, soprattutto per il fosfato, ad errori di valutazione quando si va a stimare S_w perché si rischia di attribuire la distanza più piccola rivenuta, per intero, all'assunzione biotica.

Un altro meccanismo di rimozione del fosforo che consiste nella sua precipitazione sotto forma di fosfati di ferro e di alluminio, è importante solamente ad alti livelli di P disciolto (circa 25-100 $\mu\text{g/L}$) e non è normalmente apprezzabile in acque correnti relativamente non inquinate. A basse concentrazioni di P disciolto, l'adsorbimento di composti organici ed inorganici del fosforo da parte dei sedimenti avviene rapidamente, particolarmente in sedimenti a più fine granulometria ove più alto è il rapporto superficie/volume delle particelle adsorbenti.

Anche il regime idrologico influenza fortemente il trasporto e l'assunzione di nutrienti, sia su scala stagionale che annuale;

l'importanza dei periodi ad elevato deflusso idrico si evidenzia quando si vanno ad esaminare gli inputs, gli outputs e la fissazione dei nutrienti in una sezione del corso d'acqua. I nutrienti vanno ad accumularsi durante i periodi di bassi deflussi in quanto viaggiano nel flusso idrico come particolato fine il cui trasporto dipende dalla velocità di corrente. La differenza delle dinamiche riscontrabile fra i periodi di alto o basso deflusso è così pronunciata che si può dire che un fiume si trovi, rispettivamente, in “modalità di rilascio” (*throughput mode*) oppure in “modalità di processo” (*processing mode*).

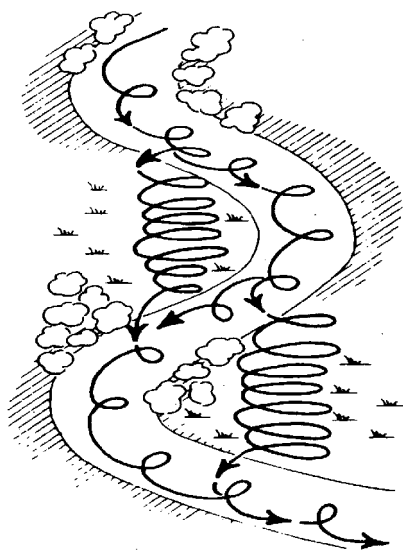
Le variazioni delle portate medie annuali hanno anch'esse effetti sostanziali sulle dinamiche dei nutrienti. Negli anni a regime di basso deflusso gli export di fosforo sono più bassi degli imports, mentre avviene l'opposto negli anni caratterizzati da alti deflussi.

Il regime idrologico influenza altresì l'assunzione dei nutrienti agendo sulla quantità complessiva della biomassa bentonica; nel corso delle piene il movimento dei ciottoli, della ghiaia, della sabbia e del limo del substrato può ridimensionare o perfino annullare per lunghi tratti la patina dei viventi del fondo. Terminato l'evento catastrofico all'inizio la capacità di ritenzione del fondo desertificato è praticamente nulla ma, nel tempo, con la ricrescita delle comunità biologiche l'assorbimento crescerà superando i tassi di assunzione registrabili prima dell'evento per poi tornare lentamente all'equilibrio.

Le precipitazioni intense possono influenzare l'assunzione dei nutrienti trascinando nella corrente fluviale nutrienti rimossi dalla lettiera delle foglie e dalla componente organica e minerale del suolo circostante il corso d'acqua.

Oltre che l'idrologia, la vegetazione riparia e la configurazione geomorfologica del solco fluviale influenzano soprattutto S_w in relazione alla capacità del fondo di intrappolare fogliame e, in generale, detrito organico vegetale.

Nella Fig. seguente si riporta una sintesi di quanto esposto:



Ritenzione ed assunzione di nutrienti sono favoriti da:

- Ø flussi lenti
- Ø elevato rapporto superficie bagnata/fondo
- Ø elevato rapporto superficie/volume
- Ø strutture dell'alveo capaci di ritenzione del detrito
- Ø allargamenti dell'alveo che danno luogo a situazioni simili a quelle degli stagni
- Ø substrati permeabili che consentono un flusso interstiziale.

Fig. 22 Spiraling dei nutrienti e fattori che lo favoriscono

Procedendo verso valle, un singolo atomo passa ripetutamente tra stati organici ed inorganici (l'ordine di grandezza del ciclo è del centinaio di metri). A questo processo partecipano attivamente anche le zone riparie periodicamente inondate, parte integrante dell'ecosistema fluviale.

Per quanto concerne l'influenza della vegetazione macrofita acquatica, si può affermare che la maggior parte della rimozione biologica dei nutrienti dalle acque correnti è operata in primo luogo dalle microalghe del periphyton e dalle popolazioni microbiche non algali; tuttavia tutta la vegetazione presente nell'acqua è coinvolta nel processo. Tanto più la biomassa vegetale è abbondante e le popolazioni risultano metabolicamente attive, tanto più saranno alti i tassi di rimozione. Quando la biomassa delle comunità bentoniche algali si trova in uno stato di sostanziale equilibrio stazionario, assunzione e rilascio si equivalgono ($U=R$).

Nei fiumi delle rocce carbonatiche che normalmente sono caratterizzati da una presenza densa e rigogliosa di macrofite acquatiche, si verifica la più alta rimozione di nutrienti. I quantitativi assorbiti sono consistenti come valori assoluti ma, se paragonati alle concentrazioni presenti nel flusso idrico, i dati indicano che lo stoccaggio temporaneo nella biomassa vegetale non è poi molto

grande: è stato stimato che il popolamento delle macrofite immerse richiede non più del 2% dell'N-NO₃ disciolto nella corrente.

Lo stesso dato del 2% è quello osservato per l'incorporamento dell'N-nitrico all'interno della biomassa vegetale degli impianti di fitodepurazione ad elofite radicate.

4.3 Caratteristiche chimico-fisiche delle acque correnti

Le proprietà fisiche delle acque correnti sono fondamentalmente le stesse delle acque dei laghi, ma incidono in modo diverso sui popolamenti floristici e faunistici.

La temperatura è soggetta a variazioni più rapide ma ha scarti meno accentuati e varia lungo il gradiente longitudinale; a causa della turbolenza manca una stratificazione termica, ad eccezione delle zone di ristagno. La temperatura tende ad aumentare di pochi gradi dalla sorgente alla foce e l'incremento dipende dalla portata (quantità della massa idrica), dalla velocità di corrente e dalla lunghezza del percorso (che incidono sui tempi di esposizione al riscaldamento), dal grado di ombreggiatura naturale (vegetazione riparia, gole, canyons), dalle rocce (incluso il colore di queste, dal momento che quelle scure si scaldano di più), dagli apporti di acqua fresca che si verifica dalle falde, dalla morfologia del letto (rapporto superficie esposta all'aria/volume), dal clima e microclima, dall'altitudine (a quote elevate la durata delle temperature massime giornaliere estive è più ridotta rispetto a quanto avviene in pianura).

Torrenti e fiumi sono, in genere, meno trasparenti dei laghi; la torbidità dovuta alle particelle in sospensione trasportate dall'acqua è maggiore nei torrenti alimentati dalle acque di ghiacciaio, nei tratti di pianura e nei periodi di piena. I raggi luminosi penetrano a profondità minore che nei laghi ma la quantità di luce riflessa varia ugualmente a seconda della latitudine e delle ore di luce e con la presenza o meno di vegetazione.

Il chimismo delle acque correnti varia regionalmente, dipende dalla posizione geografica e dalla natura del terreno.

Così come i cloruri costituiscono i sali che caratterizzano le acque di mare, i bicarbonati e i carbonati (in particolare il bicarbonato di calcio) sono i sali che caratterizzano le acque dolci, anche perché il carbonato di calcio (e di magnesio) è il costituente più comune dei suoli e delle rocce. Il tenore in calcio varia in genere da 1 a 150 mg/L a seconda dei terreni attraversati e può presentare un incremento progressivo lungo il corso d'acqua. Le concentrazioni di magnesio variano in genere da 5 a 10 mg/L a seconda della composizione delle rocce sedimentarie. La somma delle concentrazioni calciche e magnesiache nelle acque naturali varia in genere da 5 a 150 mg/L e viene misurata come durezza totale (espressa in mg/L di calcio).

I gas e le sostanze solide derivano dall'atmosfera, dalle rocce e dalle acque sotterranee. Le fonti di ossigeno sono, come già riportato, l'atmosfera e i processi fotosintetici. Perdite di CO₂ dall'acqua avvengono per gli scambi con l'atmosfera e per le interazioni con il carbonato di calcio delle rocce. Il pH oscilla intorno a valori di neutralità e vira verso l'acidità in acque che scorrono su terreni paludosi o umici e verso l'alcalinità se le rocce sono sedimentarie e ricche di carbonati solubilizzabili.

4.4 La diversità ambientale

Nello studio ecologico delle acque correnti, particolare importanza rivestono alcune componenti ambientali (eterogeneità del substrato, sequenze buche-raschi, sinuosità del tracciato, vegetazione riparia, ecotoni acquatici/terrestri), riconducibili al principio unificante della diversità ambientale, riproposto a diverse scale spaziali.

Alla scala minore –a livello del microhabitat– la diversità ambientale è rappresentata soprattutto dalla eterogeneità del substrato, densamente popolato da una grande varietà di macroinvertebrati. Poiché ciascuna specie presenta un optimum e un proprio intervallo di tolleranza alle condizioni ambientali (legato alle esigenze fisiologiche, agli adattamenti morfologici e

comportamentali, alle modalità di procacciamento del cibo, alle strategie riproduttive, ecc.) quanto maggiore è l'eterogeneità del substrato, tanto maggiore è il numero di specie che possono convivere nell'ambiente.

L'elevata diversità biologica, a sua volta, contribuisce ad una più pronta ed efficace risposta alle variazioni temporali del carico organico, ad una migliore efficienza depurante e ad una maggiore stabilità del sistema.

Alla scala immediatamente superiore, la diversità ambientale è espressa dalla sequenza buche-raschi, dalla sinuosità del tracciato e dalla presenza di barre di meandro, di rive dolcemente digradanti, di ostacoli locali alla corrente (grossi massi, rami incastrati sul fondo), di vegetazione sommersa e di radici sommerse di alberi ripari.

A questo livello la diversità ambientale riveste una particolare importanza per l'ittiofauna. Ciascuna specie ittica, infatti, trascorre la sua esistenza trasferendosi dall'uno all'altro di questi ambienti per compiere le proprie attività vitali (sosta, rifugio, esplorazione, alimentazione, riproduzione). Ciascuna attività richiede una data combinazione di parametri ambientali (profondità, velocità della corrente, substrato, ecc.), compresi entro determinati intervalli di tolleranza. le esigenze ambientali per ciascuna attività differiscono da una specie ittica all'altra e, all'interno di ciascuna specie, tra i vari stadi di sviluppo.

L'ambiente ideale per i pesci è dunque quello caratterizzato da un'elevata diversità, in grado di fornire, in un tratto di alveo non eccessivamente esteso, l'intero mosaico di ambienti necessari alle varie specie ittiche e, per ciascuna di esse, agli individui delle varie classi di età.

4.5 Il potere autodepurante delle acque correnti

Un corso d'acqua, viene costantemente raggiunto da materia organica prodotta altrove che si aggiunge a quella derivante dai vegetali che lo popolano: ad esempio, parte del materiale prodotto

dalla vegetazione sia riparia che presente nel bacino scolante (fogliame ma anche rami legnosi), può raggiungere il corso d'acqua veicolato dal vento ma anche dal ruscellamento superficiale in occasione di forti precipitazioni.

Proprio la gravità, la forza eolica e quella dell'acqua di dilavamento trasportano con sé anche materia organica particolata (POM) e sostanze più o meno eutrofizzanti.

Infine, l'acqua che penetra nel suolo e che in diversi modi raggiunge il flusso idrico fluviale, può trasportare ingenti quantità di sostanza organica disciolta (DOM).

Questi apporti di sostanza organica, non solo di origine naturale come nell'esempio ma anche di origine antropica (es. scarichi fognari), costituiscono materiale da demolire e su cui si insedia una miriade di microscopiche forme di vita la cosiddetta "catena del detrito" che, in maniera organizzata, sfrutta questa disponibilità di sostanza organica per lo svolgimento delle proprie funzioni vitali; L'azione combinata e sovente sinergica di queste forme viventi comporta, in un tratto del corso d'acqua più o meno lungo, la costante demolizione di un'aliquota dell'apporto organico originato in un certo punto del tracciato fluviale.

Il processo termina con la completa mineralizzazione in anidride carbonica, acqua e sali minerali che vengono riciclati dai vegetali (microalghe, idrofite); il resto viene convertito in materia vivente e va a costituire il corpo degli organismi decompositori.

Le multiformi comunità microscopiche (batteri, funghi, ciliati, microalghe, amebe, rotiferi, nematodi, gastrotrichi, tardigradi, ecc.) che, nell'insieme, formano quella sottile pellicola biologica (*periphyton*) che riveste i ciottoli fluviali, rappresentano il primo sistema depurante dei corsi d'acqua.

Questo depuratore naturale supporta fisicamente e biologicamente un secondo sistema depurante, costituito dai macroinvertebrati, che funge da acceleratore e regolatore del processo. La loro ricchezza di specializzazioni massimizza l'utilizzo di tutte le forme di risorse alimentari disponibili (scarichi umani compresi) e rende la comunità

in grado di rispondere in maniera flessibile alle variazioni stagionali o antropiche del carico organico.

I macroinvertebrati che si nutrono di batteri ne “ringiovaniscono” le popolazioni mantenendole così in uno stato di elevata attività, mentre i trituratori, sminuzzando i detriti organici grossolani in particelle minute, ne aumentano grandemente la superficie, potenziando così l’attacco da parte dei batteri; a loro volta i frammenti organici parzialmente “trattati” dai batteri risultano più appetibili ai macroinvertebrati.

In altre parole, l’efficienza di ciascun sistema depurante viene potenziata dall’efficienza dell’altro e, inversamente, il danneggiamento di un sistema depurante si ripercuote negativamente anche sull’efficienza dell’altro.

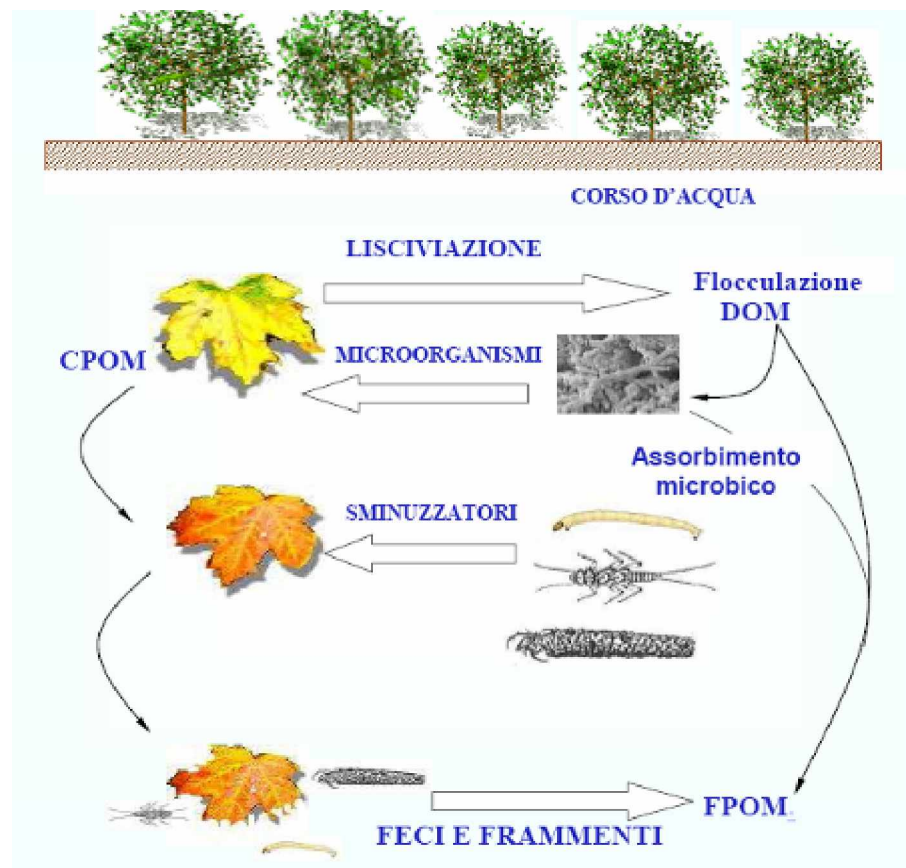


Fig. 23 Rappresentazione schematica dei primi 2 processi dell'autodepurazione

Un ulteriore contributo alla rimozione di biomassa è fornito dai vertebrati, compresi quelli terrestri, che si nutrono dei macroinvertebrati acquatici: pesci, anfibi, rettili, uccelli, mammiferi. Molto efficace è inoltre il ruolo della vegetazione acquatica nell'azione di ciclizzazione dei nutrienti. Questi organismi, sia vegetali che animali, nel loro insieme possono essere considerati il terzo sistema depurante dell'ambiente fluviale.

L'efficienza dei tre sistemi depuranti è, a sua volta, condizionata dall'integrità dell'ambiente terrestre circostante, in particolare delle fasce di vegetazione riparia. Questo quarto sistema, oltre a fornire cibo ed habitat agli organismi microscopici, ai macroinvertebrati e ai vertebrati, svolge una duplice funzione depurante, agendo da filtro meccanico e da filtro biologico.

La vegetazione riparia, infatti, intercetta le acque di dilavamento dei versanti e ne rallenta la velocità inducendo la sedimentazione del carico solido e degli inquinanti ad esso legati. A questa azione di chiarificazione delle acque –che contribuisce alla limpidezza dei fiumi e ad impedire il riempimento degli interstizi tra i ciottoli (microambienti di primaria importanza per gli altri sistemi depuranti)– si accompagna un ruolo protettivo nei confronti dell'eutrofizzazione fluviale per la rimozione del fosforo (legato alle particelle argillose sedimentate) e dell'azoto (assorbito dalle piante e denitrificato dai batteri associati allo strato radicale).

La denitrificazione è un processo di particolare interesse in quanto riduce i composti azotati ad azoto gassoso (N_2), che viene restituito all'atmosfera. Il processo è operato da batteri anaerobi facoltativi in grado di utilizzare i nitrati (NO_3^-) nei loro processi respiratori quando vengono a trovarsi in carenza o assenza di ossigeno. Questi periodi di anossia si verificano quando il suolo viene saturato di acqua dall'innalzamento del livello della falda. (Pinay, 1990).

La denitrificazione è dunque largamente dipendente dalla frequenza e dalla durata dei periodi di inondazione delle fasce riparie. Le alterazioni del ciclo naturale di questi eventi possono indurre consistenti riduzioni della quantità di azoto restituito all'atmosfera.

Il processo richiede la disponibilità di carbonio organico come fonte di energia (che, in una fascia riparia, viene fornito dalle foglie e dalle radici decomposte e dagli acidi umici); è inoltre influenzato dalla temperatura, dall'umidità del suolo, dalla struttura dei sedimenti (un'alta percentuale di limo aumenta l'efficienza del processo) ed infine dal pH.

Tutti i processi di demolizione della sostanza organica sono dipendenti dall'approvvigionamento di ossigeno atto a sostenere la respirazione della comunità dei decompositori. Finché l'apporto di ossigeno riesce a soddisfare la richiesta, un certo equilibrio, sebbene variabile tra stagione e stagione e anche tra giorno e notte, viene mantenuto. All'aumentare dell'apporto di sostanza organica (ad esempio con uno scarico puntiforme di liquami civili), l'equilibrio può essere compromesso e in ogni momento la richiesta di ossigeno supera la disponibilità: in queste condizioni la comunità dei decompositori si modifica sensibilmente ed accanto alla respirazione si devono necessariamente intensificare i processi di degradazione anaerobia. Questo è un meccanismo biochimico che consente a certe forme viventi di utilizzare la sostanza organica disponibile, anche in assenza di ossigeno. In questi casi, prevalgono nella comunità macrobentonica le forme che meglio tollerano le condizioni di scarsità d'ossigeno: ad esempio i Ditteri Simulidi. Normalmente, in queste condizioni, ciò che si osserva è una generale riduzione di forme viventi.

Quando gli apporti inquinanti non sono di natura prettamente organica, come nel caso di scarichi industriali, si aggiunge un carico inquinante che dipende dal tipo di processo industriale e che può essere costituito da metalli pesanti e sostanze organiche di sintesi (idrocarburi policiclici aromatici, fenoli ed altri xenobiotici).

Tali molecole oltre ad essere metabolizzate poco o niente dalla comunità microbica, a causa delle loro tossicità ne riducono l'efficienza e quindi le funzionalità.

Spesso la stima della degradabilità di uno scarico, è ottenuta rapportando il quantitativo di ossigeno richiesto per la degradazione

microbica (Richiesta Biologica di Ossigeno - BOD) a quello necessario per la degradazione chimica (Richiesta Chimica di Ossigeno - COD) di un certo quantitativo dello scarico stesso.

Tanto maggiore è quest'ultimo parametro rispetto al primo, tanto meno risulta naturalmente degradabile lo scarico.

In queste condizioni il carico organico potrà essere attaccato e demolito solo molto più a valle del punto di sverso, dopo essere stato notevolmente diluito, con evidenti danni al tratto fluviale terminale o al corpo idrico recettore finale.

Il superamento della soglia limite relativa alle capacità autodepurative di un corso d'acqua ha delle gravi conseguenze per l'intera comunità animale, in primis la fauna ittica. Carichi organici eccessivi comportano la perdita di specie ittiche pregiate che richiedono condizioni di buona ossigenazione delle acque (ad esempio trote, salmerini, temoli e barbi) a vantaggio di altre più resistenti. Oltre a questa perdita qualitativa delle risorse ittiche si osserva, in particolari condizioni, accumulo di sostanze tossiche negli organi e nei tessuti dei pesci che ne pregiudicano l'uso alimentare.

I processi che stanno alla base della capacità autodepurativa di un fiume, sono in realtà qualcosa di molto complesso, in parte legato all'attività degli organismi viventi ed in parte dovuto alle caratteristiche chimiche e fisiche degli ambienti acquatici. La complessità degli eventi connessi all'autodepurazione è talmente elevata che molte domande risultano ancora prive di una risposta scientificamente attendibile.

I diversi parametri chimici rispondono in maniera differente a seconda della loro natura, ma l'ossigeno disciolto segue una legge ben rappresentata da una curva ("curva a sacco") che raggiunge un minimo ad una certa distanza dalla zona dello scarico per poi risalire lentamente fino a valori normali man mano che ci si allontana nel senso della corrente.

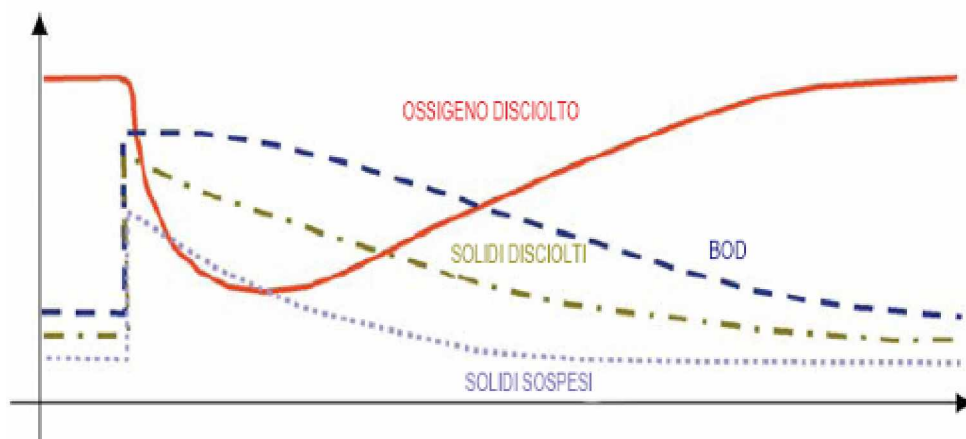


Fig. 24 Modifiche alla qualità ambientale di un corso d'acqua a seguito dell'immissione di uno scarico inquinante: variazione di alcuni parametri chimico-fisici

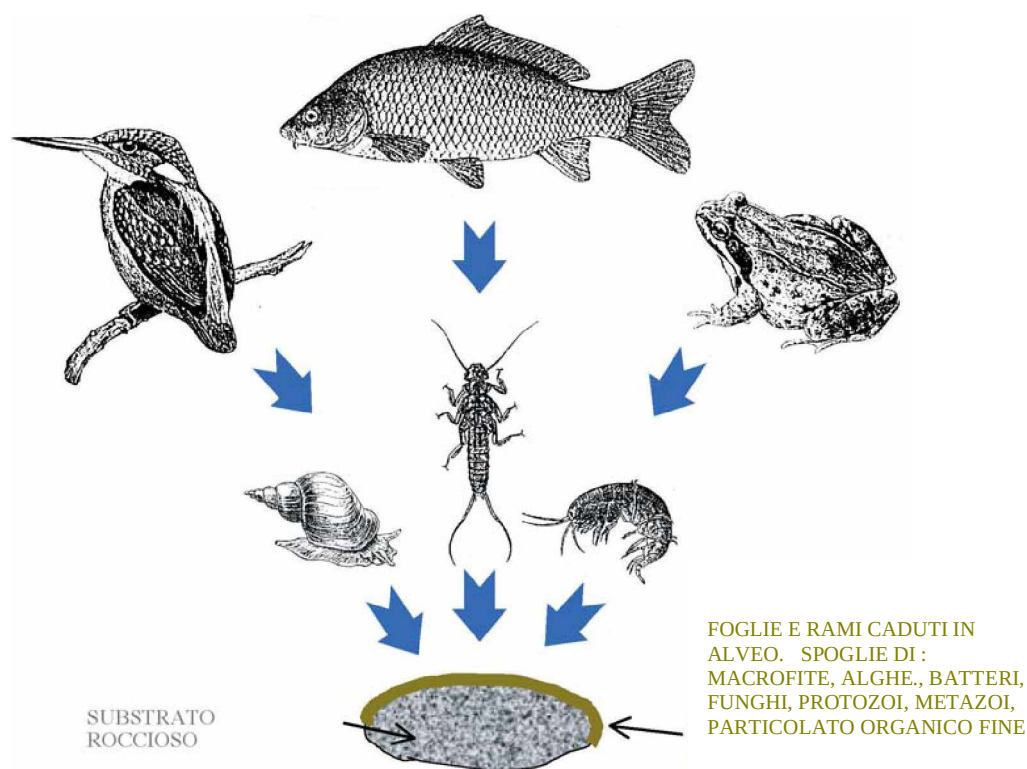


Fig. 25 Rappresentazione schematica della “catena del detrito”, insieme di organismi che in maniera sequenziale sfruttano la materia organica presente nell'ambiente acquatico

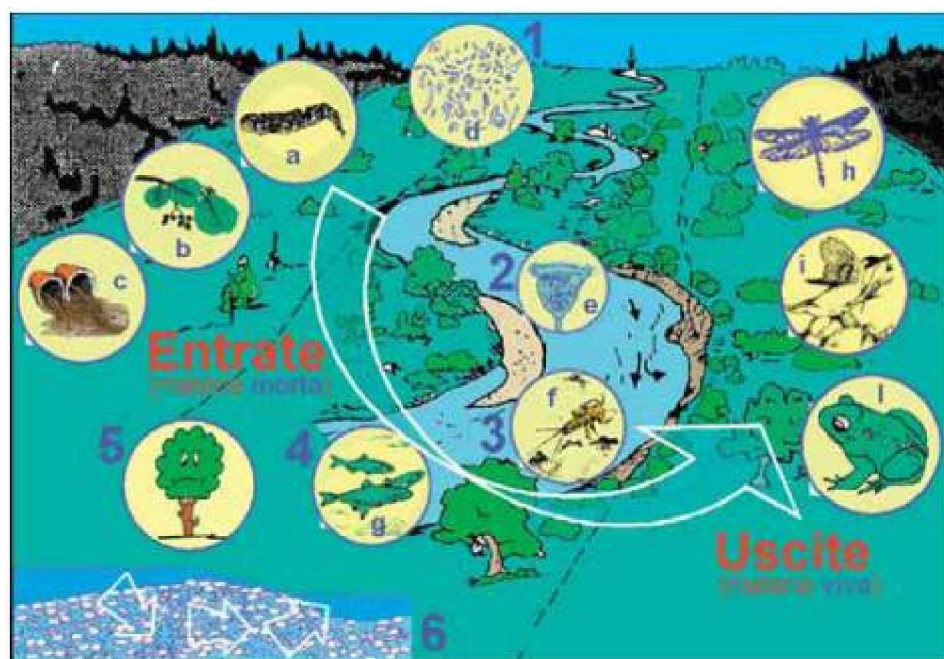


Fig. 26 L'essenza del processo autodepurante. La materia organica morta proveniente dal territorio (a- escrementi e spoglie animali; b- frammenti vegetali; c- scarichi fognari) viene assunta dagli organismi acquatici (d- batteri sospesi; e- protozoi; f- macroinvertebrati; pesci) e trasformata così in biomassa vivente che, in parte, viene restituita al territorio sotto forma di organismi viventi: insetti alati (h), uccelli (i) ed altri (l).

4.6 La componente vegetale dell'ecosistema acquatico

Gli ecosistemi fluviali sono sistemi *non equilibrium* in cui la componente vegetale è soggetta a drastici fattori limitanti determinati dallo stesso dinamismo fluviale. Frequenza e durata dei periodi di sommersione, livello della falda freatica, forza della corrente, litologia e granulometria del substrato, trasparenza dell'acqua sono solo alcuni dei fattori che determinano la distribuzione lungo il corso d'acqua, sia in senso longitudinale (dalla sorgente alla foce) sia in senso trasversale (dal centro dell'alveo bagnato sino al limite dell'alveo di piena), di biocenosi vegetali diversificate in funzione dell'adattamento a tali fattori ecologici.

I popolamenti legati agli ecosistemi fluviali sono accomunati dall'essere costituiti da specie igrofite (seppur con livelli diversi di idrofilia) e dal formare, in linea di massima, aggruppamenti o fitocenosi di tipo *corridoio*, disposti spesso uno accanto all'altro parallelamente al corso d'acqua.

Per quanto riguarda i vegetali in alveo è ovvio che lo scorrere dell'acqua, le variazioni di portata, le variazioni della velocità della corrente nonché la frequenza con cui tali variazioni si succedono, possono condizionare fortemente la distribuzione, l'estensione e la composizione dei popolamenti.

Il clima del bacino ha una forte influenza sul popolamento vegetale, contribuendo a determinare l'entità dell'azione meccanica esercitata dall'acqua; inoltre, le condizioni climatiche influenzano la vegetazione determinando anche la temperatura dell'aria e dell'acqua e la quantità di luce che raggiunge le piante direttamente o attraverso la superficie dell'acqua.

La litologia del substrato su cui si imposta il bacino è un altro fondamentale fattore nel determinare le caratteristiche del popolamento vegetale; essa influenza sia la morfologia del bacino, sia le caratteristiche del fondo dell'alveo e dei suoli circostanti. Infatti, la presenza di rocce compatte difficilmente erodibili determina la formazione di substrati grossolani.

Il regime idrologico e i conseguenti fenomeni ciclici temporali e spaziali di erosione e deposito influenzano significativamente i popolamenti vegetali: in particolare l'asportazione del suolo e la deposizione di sedimenti determinano sia variazioni nell'estensione delle aree disponibili per l'insediamento delle formazioni riparie, sia l'instaurarsi di cicli di rinnovamento nelle serie dinamiche di vegetazione contribuendo, quindi, alla determinazione dell'ampiezza delle fasce di vegetazione riparia.

La dimensione del corso d'acqua è un altro fattore che influisce sul popolamento vegetale; in particolare, per la vegetazione in alveo la profondità è il fattore di controllo più importante.

Anche le attività antropiche, determinando l'uso del suolo nel bacino e alterando lo stato trofico, i cicli dei nutrienti e le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua, influenzano fortemente le caratteristiche dei popolamenti vegetali. L'antropizzazione del territorio spinta fino al margine del corso d'acqua determina la totale scomparsa delle formazioni riparie.

Il flusso idrico, comportandosi come una sorta di nastro trasportatore, contribuisce alla diffusione delle specie vegetali insediate lungo le sue sponde determinando il mantenimento di una relativa uniformità dei popolamenti vegetali lungo il corso d'acqua. Frequentemente, quindi, le comunità vegetali insediate lungo i corsi d'acqua presentano una significativa costanza sia lungo il profilo longitudinale, sia nell'ambito delle regioni biogeografiche.

Una prima schematica suddivisione raggruppa i popolamenti vegetali di ecosistemi fluviali in: phytoplankton, periphyton, macrofite acquatiche, canneti (più correttamente fragmiteti, tifeti, scirpeti, cariceti), formazioni erbacee pioniere di greto, nonché formazioni riparie arbustive ed arboree.

Si tratta comunque di popolamenti e cenosi strettamente influenzati dalla presenza dell'acqua, costituiti da specie adattate, spesso in maniera esclusiva, agli ambienti fluviali.

Attraverso l'esame della struttura e della composizione dei popolamenti acquatici possono essere raccolte indicazioni abbastanza precise sul livello di alterazione della qualità chimica, fisica e biologica dell'acqua, in quanto tali popolamenti sono costituiti da specie dipendenti totalmente o in misura decisamente elevata dall'acqua come mezzo da cui trarre elementi nutritivi (anche le specie radicate emergenti che si trovano nell'alveo di morbida si insediano su substrati frequentemente inondati). Sull'uso dei vegetali acquatici come bioindicatori si fondano numerose metodologie di biomonitoraggio per le acque correnti.

Le formazioni vegetali riparie hanno un ruolo fondamentale nella costituzione e caratterizzazione degli ecosistemi fluviali e contribuiscono in maniera sostanziale a determinarne la funzionalità ecologica.

La presenza di formazioni riparie sviluppate riduce in modo cospicuo l'erosione delle rive e, nel contempo, modifica il trasporto dei sedimenti sia attraverso l'intrappolamento fisico dei materiali, sia alterando il regime idraulico dell'alveo.

Infatti, la presenza di formazioni arbustive ed arboree riduce la velocità della corrente e trattiene il sedimento in posto.

Durante le piene, la presenza delle formazioni riparie fornisce ai pesci ripari protetti dalla corrente e favorisce grandemente il deposito di sedimento e di materia organica. Esse apportano anche cospicui quantitativi di materia organica che divengono disponibili all'interno dell'ecosistema fluviale; nelle zone temperate i valori variano da 900 a 50 g di peso secco di lettiera al m².

Le formazioni riparie contribuiscono sostanzialmente a determinare il microclima in ambito fluviale: in particolare, la temperatura dell'acqua è correlata a quella del suolo nelle fasce riparie circostanti.

La vegetazione riparia inoltre, intercettando il flusso idrico subsuperficiale (tramite gli apparati radicali) e compiendo la traspirazione (nella chioma), sottraggono al primo il calore latente d'evaporazione dell'acqua, raffreddando così gli apporti idrici laterali. Con questo meccanismo, ancor più dell'ombreggiamento, contribuisce a mantenere fresche le acque fluviali.

La vegetazione riparia (come già illustrato) svolge un ruolo anche nel processo di autodepurazione delle acque; la sua efficace funzione tampone nei confronti di eventuali picchi di carico organico provenienti da attività agricole e/o da aree urbane è fondamentale per la protezione della funzionalità ecologica del corso d'acqua nel suo complesso. La mancanza di formazioni riparie sufficientemente sviluppate e strutturate compromette questo ruolo di filtro.

Questa vera e propria interfaccia attiva tra l'ambiente dell'acqua corrente e il confinante ambiente terrestre svolge anche altre importanti funzioni ecologiche: aree di riproduzione e svezzamento per l'ittiofauna, rifugio per la fauna selvatica, rotte di transito per gli uccelli migratori ed altri animali, stabilizzazione del paesaggio, aree essenziali per anfibi, rettili, uccelli e alcuni mammiferi.

4.7 I macroinvertebrati bentonici

I macroinvertebrati di acqua corrente sono organismi con taglia raramente inferiore al millimetro che vivono sui substrati disponibili dei corsi d'acqua, usando meccanismi di adattamento che li rendono capaci di resistere alla corrente.

Ad essi appartengono principalmente i seguenti gruppi: Insetti, Crostacei, Molluschi, Irudinei, Tricladi, Oligocheti.

I macroinvertebrati bentonici occupano tutti i livelli dei consumatori nella struttura trofica degli ambienti di acque correnti, ove sono contemporaneamente presenti organismi erbivori, carnivori e detritivori, che adottano una vasta gamma di meccanismi di nutrizione in modo da sfruttare al massimo le risorse alimentari disponibili.

La competizione alimentare può influenzare la distribuzione delle specie così che una specie può non essere presente in un determinato habitat per l'assenza degli organismi di cui è predatrice, pur essendo ottimali tutte le altre condizioni ambientali.

La velocità di corrente e la turbolenza delle acque sono fattori ambientali determinanti nel condizionare la distribuzione degli organismi.

I macroinvertebrati presentano un'ampia gamma di meccanismi morfologici, fisiologici e comportamentali che consentono di resistere alla corrente e di colonizzare ogni zona lungo il profilo longitudinale e la sezione trasversale.

Nella tabella della pagina seguente si riportano alcune delle caratteristiche dei popolamenti di macroinvertebrati bentonici.

Gruppi funzionali	Risorse alimentari	Ruolo Trofico e Modalità alimentare	Esempi
Trituratori (<i>shredders</i>)	Foglie (non legno) o CPOM (particellato organico grossolano) e microbi associati Macrofite	Detritivori <i>masticatori</i> Erbivori <i>masticatori e minatori</i>	Alcune larve di Tricotteri, Plecotteri in stadi giovanili, Anfipodi, Isopodi Larve di Ditteri acquatici
Scavatori (<i>gougers</i>)	Materiale legnoso (xilema)	Detritivori <i>minatori e scavatori</i>	Alcune larve di Ditteri, Coleotteri, Tricotteri
Collettori filtratori (<i>collectors filterers</i>)	FPOM (particellato organico fine) sospeso e microbi associati	Detritivori <i>filtratori</i>	Larve di alcuni Tricotteri e Simulidi, Bivalvi
Collettori raccoglitori (<i>collectors gatherers</i>)	FPOM sedimentato e microbi associati	Detritivori <i>pascolatori di superficie del sedimento</i>	Larve di Efemerotteri e Ditteri
Raschiatori (<i>scrapers</i>)	Perifiton e fauna associata	Erbivori	Alcune larve di Efemerotteri, Tricotteri e Gasteropodi
Perforatori (<i>piercers</i>)	Macrofite	Erbivori	Alcune larve di Tricotteri (Hydroptilidae)
Predatori (<i>predators</i>)	Prede animali	Carnivori	Alcune larve di Plecotteri, Tricotteri, Coleotteri, Ditteri e Odonati
Parassiti	Prede animali	Parassiti interni	Nematodi

Tab. 10 Gruppi funzionali bentonici con relative risorse alimentari e ruolo trofico (APAT 2007)

Nel processo di trasferimento e di elaborazione della materia organica presente in un corso d'acqua, gli invertebrati bentonici hanno il duplice ruolo di un consumo diretto (alimentazione e respirazione) e di una frantumazione del particellato in sostanze più facilmente assimilabili dalla componente batterica. A loro volta i macroinvertebrati costituiscono l'alimento preferenziale per numerose specie di pesci.

Una comunità macrobentonica diversificata, essendo capace di sfruttare più efficacemente l'intera gamma di apporti alimentari e di

adattarsi meglio alle loro variazioni temporali, è garanzia di una buona efficienza depurativa.

La composizione “attesa” o ottimale della comunità dei macroinvertebrati corrisponde a quella che, in condizioni di buona efficienza dell’ecosistema, dovrebbe colonizzare quella determinata tipologia fluviale. Infatti (come precedentemente illustrato) in un corso d’acqua al variare, dalla sorgente alla foce, dei diversi fattori, quali velocità di corrente, caratteristiche del substrato, portata, temperatura, ossigenazione, nutrienti, durezza, contestualmente variano anche struttura e funzione delle biocenosi.

Le differenti tipologie che si succedono in un fiume costituiscono un utile esempio per dimostrare come la diversa organizzazione delle comunità risponda ad una precisa funzione trofica.

Gli effetti dell’inquinamento organico sulle comunità macrobentoniche possono essere di tre tipi:

- ▶ progressiva riduzione della densità ed eliminazione delle specie non tolleranti secondo un ordine che è in relazione con il grado di intolleranza;
- ▶ iniziale incremento numerico delle specie tolleranti che beneficiano di un’aumentata quantità di cibo e di una ridotta competizione (un ulteriore aumento ne riduce, però, la densità e può portare alla loro scomparsa a seconda del grado di tolleranza);
- ▶ invasione dell’habitat da parte di specie che in condizioni normali non farebbero parte della comunità. Se il livello dell’inquinamento supera determinati valori anche questi organismi vengono progressivamente eliminati;
- ▶ aumento della biomassa totale, a mineralizzazione avvenuta, all’interno della portanza del sistema.

L’effetto degli scarichi di sostanze tossiche è diverso; infatti, mentre nel caso dell’inquinamento organico la comunità partecipa attivamente al processo di demolizione, in presenza di inquinanti tossici la comunità subisce passivamente. La contaminazione dovuta principalmente a metalli pesanti si evidenzia, in genere, mediante

una riduzione della densità degli organismi, pressoché generalizzata a tutti i gruppi tassonomici (Ghetti 1997).

Oltre all'inquinamento idrico, anche le alterazioni della componente abiotica di un ecosistema fluviale inducono una banalizzazione ed un'alterazione delle comunità macrobentoniche, poiché i diversi organismi sono adattati, sia dal punto di vista comportamentale che morfologico, a microhabitat diversi.

Natura del substrato e velocità di corrente sono, ad esempio, tra i principali fattori fisici determinanti la distribuzione dei macroinvertebrati nelle acque correnti. Ad esempio, tra gli Efemerotteri le larve litofile sono tipiche dei tratti superiori dei corsi d'acqua, caratterizzati da substrati a massi e ciottoli, sui quali si spostano, e velocità di corrente medio-alta. Le forme scavatrici vivono invece nelle zone planiziali con velocità di corrente non elevata, dove si spostano nuotando e possono scavare gallerie nei substrati argillosi, sabbiosi o ghiaiosi. Tutti gli Efemerotteri, inoltre, hanno bisogno di tratti con acqua poco profonda, affinché le larve possano sfarfallare e gli adulti possano deporre le uova sui substrati sommersi. È pertanto evidente che non solo l'inquinamento delle acque, ma anche le alterazioni e le banalizzazioni della morfologia degli ecosistemi fluviali, sia in senso longitudinale che trasversale, condizionano la distribuzione dei macroinvertebrati bentonici e la possibilità di compiere il loro ciclo vitale.

Con il termine generico di macroinvertebrati bentonici vengono comunemente indicati i seguenti gruppi zoologici:

F PLECOTTERI



Fig. 27 Leuctra

I Plecotteri sono insetti emimetaboli che vivono nascosti fra i ciottoli e la ghiaia dei fondali dei corsi d'acqua con particolare preferenza

per le insenature oppure per le zone coperte da detriti vegetali e comunque in prossimità di microambienti dove la corrente è meno forte. All'interno dell'ecosistema possono ricoprire diversi ruoli trofici: a seconda delle specie possono essere carnivori, erbivori, o detritivori. Tra tutti i macroinvertebrati sono i più sensibili ai fenomeni dell'inquinamento e quindi indicatori di buona qualità dell'ambiente acquatico.

F *EFEMEROTTERI*



Fig. 28 Baetis

Sono insetti di piccole e medie dimensioni, acquatici allo stadio larvale. Sono ampiamente diffusi nella maggior parte degli ambienti di acqua dolce, dove colonizzano, grazie alla grande varietà di specie con diverse preferenze ecologiche, laghi, stagni, paludi, grandi fiumi di pianura e rapidi torrenti di montagna. Gli Efemerotteri sono ottimi indicatori della qualità delle acque e molti taxa, in modo particolare quelli appartenenti alle famiglia degli Heptagenidae, si rivelano particolarmente sensibili all'inquinamento; leggermente meno sensibili si rivelano invece i taxa inclusi nelle famiglie dei Baetidae e Caenidae.

F *TRICOTTERI*



**Fig. 29 Tricottero con
Astuccio**

I Tricotteri costituiscono uno degli ordini più importanti fra gli insetti acquatici ampiamente diffuso in tutti gli ambienti d'acqua dolce sia di acque correnti che lacustri. La caratteristica più nota dei

Tricotteri è la loro capacità di costruzione di astucci, una specie di piccola casa mobile in cui le larve si proteggono; questi vengono costruiti nelle più disparate forme cementando con secrezione sericee dell'animale i più svariati materiali presenti nell'alveo del fiume (sabbia, ghiaia, pietruzze, conchiglie ed anche materiali vegetali). La sensibilità all'inquinamento è mediamente elevata, per cui questi insetti sono validi indicatori biologici.

F COLEOTTERI



Fig. 30 Coleotteri adulti e larve

Sono i soli insetti olometaboli che possono avere sia vita larvale che adulta nell'ambiente acquatico. Gli adulti sono facilmente riconoscibili per la presenza di elitre, ali rigide, chitinee, che formano una sorta di astuccio protettivo che ricopre il dorso, proteggendo anche le ali posteriori di natura membranosa. Vivono in immersione e, in generale, prediligono le acque stagnanti, con velocità di corrente ridotta e bassa profondità, soprattutto dove abbondano la vegetazione acquatica e i detriti vegetali. I Coleotteri sono discretamente sensibili all'inquinamento anche se il loro valore di indicatori è nettamente inferiore a quello dei gruppi descritti in precedenza.

F ODONATI



Fig. 31 Larva di Zigottero

Sono insetti emimetaboli di medie o grandi dimensioni genericamente conosciuti nello stadio immaginale con il nome di "libellule". Le larve vivono soprattutto in acque tranquille,

caratterizzate da bassa velocità di corrente dove alcuni generi vivono affossati nel fango oppure si muovono lentamente sulla superficie del fondo del corso d'acqua; altri generi invece prediligono nascondersi fra la vegetazione acquatica dove si appostano a caccia di prede costituite principalmente da altri invertebrati. Generalmente la presenza di Odonati si collega a situazioni intermedie di inquinamento.

F *DITTERI*



Fig. 32 Chironomus

I ditteri sono insetti olometaboli, con ali membranose e apparato boccale atto a pungere o a lambire. Le larve sono vermiformi di forma variata, prive di zampe articolate ma con organi di locomozione o adesione come pseudopodi, cuscinetti ambulacrali, uncini, setole e dischi; possono essere eucefale, criptocefale o acefale. Trattandosi di un gruppo sistematico molto vasto esistono al suo interno famiglie con caratteristiche diverse dal punto di vista della sensibilità agli inquinamenti: alcune famiglie vivono esclusivamente in acque correnti fredde molto ossigenate, necessariamente di buona qualità (Blephariceridae), altre specie invece prosperano in condizioni di forte polluzione e la loro presenza è sintomo di profonda alterazione ambientale (Chironomidae genere Chironomus).

F CROSTACEI



Fig. 33 Gammaridi

I Crostacei sono Artropodi presenti nelle acque dolci con un numero limitato di famiglie in rapporto a quelle presenti negli ambienti marini. Colonizzano acque sia di superficie che sotterranee; prediligono corsi d'acqua con velocità di corrente lenta o moderata ed a seconda delle varie famiglie dimostrano predilezione per ambienti dal fondo ghiaioso o fangoso. Alla classe dei Crostacei, ordine Isopoda, appartiene la famiglia degli Asellidae tipica di acque lente, ricche di detrito organico ed in grado di sopravvivere anche in presenza di forti carichi inquinanti di natura organica dove, anzi, prosperano e formano popolazioni particolarmente abbondanti di individui. All'ordine Amphipoda appartengono invece le famiglie dei Gammaridae e dei Niphargidae che si possono considerare discreti indicatori di qualità, anche se alcune specie sopportano moderati carichi inquinanti, soprattutto se di natura organica. All'ordine Decapoda appartengono le famiglie Atyidae, Palaemonidae, Astacidae, Potamidae; fra queste particolarmente valida come indicatore di qualità è quella delle Astacidae che esigono acque correnti, limpide, ben ossigenate e con scarsa inquinazione, le altre famiglie risultano invece in grado di sopravvivere anche in presenza di discreti carichi inquinanti.

F GASTEROPODI



Fig. 34 Lymnaea

I Gasteropodi sono molluschi diffusi in moltissimi ecosistemi terrestri ed acquatici, provvisti di una conchiglia con un caratteristico avvolgimento a spirale in cui alloggia il corpo dell'animale. I Gasteropodi di acqua dolce sono organismi bentonici che colonizzano un'ampia varietà di ambienti; alcuni generi prediligono vivere adesi a substrati solidi (Ancylidae, Neritidae) mentre altri prediligono ambienti nettamente fangosi (Viviparidae). Sono organismi sensibili all'inquinamento di tipo chimico ed in particolar modo ai fenomeni di polluzione che alterino il pH delle acque fino a comportarne la scomparsa o quantomeno l'inibizione dell'attività riproduttiva; sono inoltre molto sensibili agli inquinamenti dovuti a metalli pesanti in particolar modo a cadmio, mercurio, argento, piombo, zinco e soprattutto rame che entra a far parte della composizione di molti erbicidi e pesticidi. Per quanto riguarda l'inquinamento di natura organica la loro sensibilità si rivela invece minore ed alcune specie possono trarre giovamento, ovviamente fino ad un certo limite, da un'aumentata disponibilità di materia organica.

F BIVALVI



Fig. 35 Anodonta

I Bivalvi sono molluschi filtratori il cui corpo è protetto da una conchiglia formata da due pezzi o valve, spesso simmetriche e articolate da una cerniera. La conchiglia si presenta in varie forme,

ma generalmente è tondeggianti oppure ovoidale; le dimensioni variano da qualche millimetro a parecchi decimetri di lunghezza. Fra i taxa presenti nelle acque dolci gli Unionidae colonizzano laghi e fiumi in corrispondenza di zone con fondali fangosi; presentano inoltre un alto grado di adattabilità ecologica potendo sopravvivere anche in ambienti molto inquinati. Le specie di questa famiglia sono ottimi indicatori per svelare la presenza di inquinamenti dovuti a metalli pesanti che vengono concentrati nelle loro carni. Le famiglie Pisidiidae e Sphaeriidae si rinvenivano invece sia in fondali sabbiosi - fangosi di ambienti con acque pure sia in corpi idrici moderatamente inquinati.

F IRUDINEI



Fig. 36 Dina

Gli Irudinei, conosciuti comunemente con il nome di "Sanguisughe", vivono prevalentemente in acque dolci poco profonde con velocità di corrente ridotta; sono dotati di un'elevata resistenza nei confronti dell'inquinamento organico, alcune specie possono vivere a lungo in carenza di ossigeno e in condizioni di elevata trofia dell'ambiente acquatico.

F ALTRI GRUPPI FAUNISTICI

Gli Eterotteri non sono mai rilevanti come indicatori di qualità; la loro presenza assume importanza solamente quando associata ad altri gruppi sistematici maggiormente significativi in termini di sensibilità agli inquinanti, nel qual caso gli Eterotteri contribuiscono al numero totale delle unità sistematiche considerate nella definizione della struttura di comunità. I Megalotteri (Sialis) sono Insetti non sono molto frequenti, in grado di sopportare anche condizioni di leggero inquinamento. I Tricladi, conosciuti genericamente come "Planarie",

colonizzano un gran numero di ambienti; possono vivere anche in condizioni di discreto inquinamento delle acque. Gli Oligocheti comunemente noti come "vermi" vivono praticamente in tutti gli ambienti di acqua dolce, tollerando anche livelli elevati di inquinamento (Ghetti 1997).

4.8 Stato ecologico dei fiumi

La Direttiva quadro sulle acque (WFD 2000/60/CE), al fine di classificare lo stato di qualità dei corpi idrici superficiali, prevede il ricorso a misure integrate di tipo qualitativo e quantitativo. Come già illustrato nel capitolo introduttivo del presente elaborato, tra gli obblighi previsti vi è la definizione, da parte dei singoli Stati membri, di programmi di monitoraggio dello stato delle acque. Importante novità, a riguardo, è l'aver introdotto un ampio ricorso alle metodiche basate sugli indicatori ed indici biotici su varie componenti ecosistemiche.

Si sintetizzano i criteri generali per l'identificazione e la classificazione dello stato di qualità ecologica delle acque superficiali:

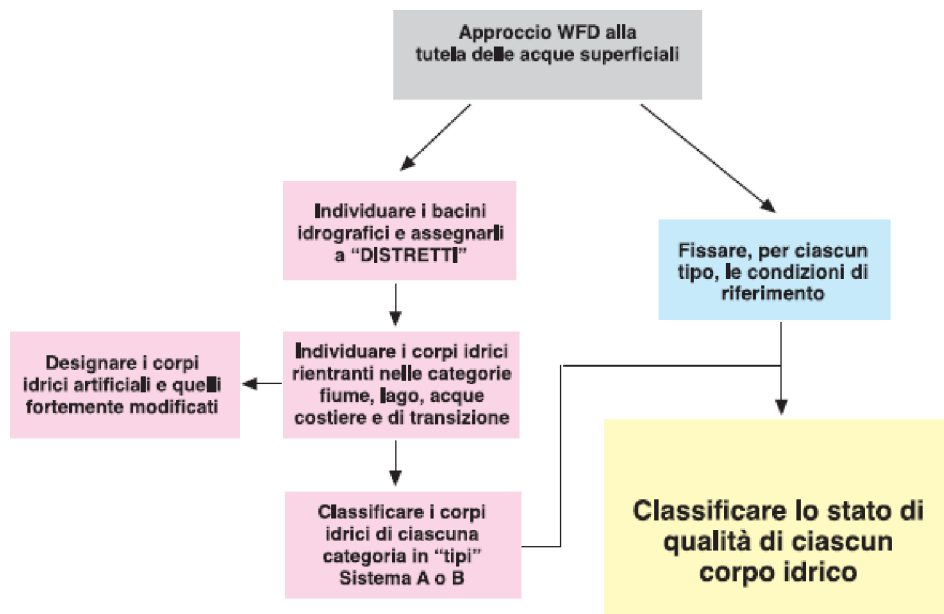


Fig. 37 Procedura di identificazione e classificazione dei corpi idrici superficiali secondo la WFD 2000/60/CE

Per quanto concerne gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico dei fiumi, la Direttiva indica:

Elementi biologici Composizione e abbondanza della flora acquatica Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici Composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici <i>Regime idrologico</i> massa e dinamica del flusso idrico connessione con il corpo idrico sotterraneo <i>Continuità fluviale</i> <i>Condizioni morfologiche</i> variazione della profondità e della larghezza del fiume struttura e substrato dell'alveo struttura della zona riparia Elementi chimico e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici <i>Elementi generali</i> <i>Condizioni termiche</i> Condizioni di ossigenazione Salinità Stato di acidificazione Condizioni dei nutrienti <i>Inquinanti specifici</i> Inquinamento da tutte le sostanze dell'elenco di priorità di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico Inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative

Tab. 11 Elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico dei Fiumi (WFD 2000/60/CE – Allegato V)

Elemento	Stato elevato	Stato buono	Stato sufficiente
Generale	Nessuna alterazione antropica, o alterazioni antropiche poco rilevanti, dei valori degli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica del tipo di corpo idrico superficiale rispetto a quelli di norma associati a tale tipo inalterato. I valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale rispecchiano quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non evidenziano nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti. Si tratta di condizioni e comunità tipiche specifiche.	I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano livelli poco elevati di distorsione dovuti all'attività umana, ma si discostano solo lievemente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.	I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale si discostano moderatamente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. I valori presentano segni moderati di distorsione dovuti all'attività umana e alterazioni significativamente maggiori rispetto alle condizioni dello stato buono.

Tab. 12 Definizioni Generali della qualità ecologica per fiumi, laghi, acque di transizione e acque costiere (WFD 200/60/CE Allegato V).

Ø Indicatori ed indici biologici della qualità dei corpi idrici

La Direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE stabilisce che per la definizione di programmi di monitoraggio sui corsi d'acqua superficiali, si faccia ampiamente ricorso alle metodiche basate sugli indicatori ed indici biotici su varie componenti ecosistemiche: macrofite acquatiche, ittiofauna, microalghe bentoniche e planctoniche.

L'applicazione degli Indici Biotici permette di rilevare, con un approccio di tipo olistico, la qualità ecologica complessiva delle acque a prescindere dai loro usi. Tali metodi si basano in generale, sull'osservazione della composizione della struttura delle comunità viventi, prendono in considerazione l'equilibrio numerico e trofico, la presenza di gruppi sensibili all'inquinamento e la diversità biologica. Forniscono, inoltre, informazioni sull'evoluzione nel tempo della qualità delle acque, sulla risultante degli effetti sinergici o antagonisti di associazioni d'inquinanti, sull'esistenza di fenomeni d'inquinamento avvenuti recentemente (o saltuari o nascosti) che sfuggono alle analisi chimiche di routine, sulla presenza di aree a rischio su cui intensificare l'attività di sorveglianza e di prevenzione, sul potere autodepurativo dei corsi d'acqua e le loro capacità ricettive degli scarichi. L'analisi ottenuta con questi metodi non fornisce un giudizio riferito al solo periodo di durata del campionamento ma relativo ad un largo periodo di tempo antecedente. Metodi eco-biologici e metodiche chimiche svolgono ruoli indipendenti fra loro e sono complementari e sinergici.

Le comunità biologiche presentano un alto grado di complessità e gli organismi ad esse appartenenti, dal momento che scambiano continuamente materia ed energia con l'ambiente circostante, dipendono per il loro metabolismo dalle risorse alimentari e dalle condizioni ambientali presenti nel luogo del loro insediamento. Una variazione significativa delle condizioni ambientali e delle risorse si riflette su una o più popolazioni e, poiché queste interagiscono tra di loro, di riflesso si ha un effetto sulla struttura di tutta la comunità. Un indicatore biologico è una risposta che, per le sue caratteristiche,

è utile per stimare o prevedere gli effetti di varie cause di stress sull'ambiente. Se nell'interpretazione di un determinato processo si possono collegare tra loro i segnali di più indicatori, essi possono essere combinati a formare un indice. Un buon indicatore o un buon indice deve essere utile per la politica ambientale, fornire informazioni originali e riproducibili, traducibili in una scala di valori di comprensione universale. La scala deve comprendere tutte le possibili variazioni e disporre di un'unità di misura. L'indice deve poter essere applicato in modo standard su un numero sufficientemente ampio di casi e vanno comunque definiti con precisione gli ambiti di applicabilità.

È possibile raccogliere in un indice misure di variabili che indichino la qualità di un ambiente a partire dall'analisi:

- 1) della diversità biologica rinvenibile;
- 2) del grado di sensibilità agli inquinanti degli organismi presenti.

Nella sorveglianza biologica della qualità delle acque si applicano varie categorie di indicatori e di indici; in Italia, l'indice biologico di qualità delle acque correnti in uso da anni ed entrato a far parte della legislazione (D.Lgs 152/99 e D.Lgs 152/99) è l'I.B.E. (Indice Biotico Esteso, Ghetti -1986) che è fondato sullo studio delle popolazioni dei macroinvertebrati bentonici. Questi organismi sono ritenuti ottimi indicatori di qualità per le acque in quanto:

- § comprendono una quantità di organismi con un vasto spettro di esigenze ecologiche e fisiologiche che consentono, di conseguenza, l'analisi delle più diversificate condizioni ambientali, dai corsi d'acqua più puliti destinabili a parco naturale a quelli più inquinati;
- § hanno una scarsa mobilità per cui non possono sottrarsi alle perturbazioni inquinanti. Essi risentono di tutte le vicende chimico-fisiche dell'ambiente acquatico in cui vivono ed il loro studio è paragonabile ad una sorta di esperimento in natura in cui la scomparsa di talune specie o gruppi sistematici e l'affermazione di altre rappresentano la risposta fedele alle mutate condizioni ambientali. Molto efficace è

l'immagine delle comunità dei macroinvertebrati fornita da Ghetti che li paragona a "nastri di registratore" che "incidono" informazioni sulla qualità dell'ambiente acquatico;

- § rispondono ad ogni tipo di inquinamento, dal momento che l'effetto su una specie si ripercuote su tutto l'assetto della comunità per la complessa interdipendenza esistente tra le varie specie nel complesso di relazione di competizione trofica, per le nicchie ecologiche, predazione, ecc;
- § rispondono all'effetto cumulativo dei vari inquinanti. I macroinvertebrati, poiché reagiscono alla situazione ambientale nel suo complesso, registrano il fenomeno che si ha quando inquinanti diversi esaltano la propria nocività con l'effetto sinergico. Allo stesso modo beneficiano dell'effetto antagonista tra inquinanti per cui questi, neutralizzano vicendevolmente la propria tossicità;
- § hanno la capacità di svelare fenomeni di inquinamento anche pregressi e, più in generale, di integrare gli effetti dei fenomeni inquinanti nel tempo. La fauna di fondo ha cicli vitali di un anno e più e, in una determinata zona analizzata, gli organismi registrano la storia "integrata" e non "istantanea" delle vicende chimico-fisiche del periodo più recente;
- § i macroinvertebrati, come indicatori, sono preferibili ai pesci poiché questi ultimi, dotati di grande mobilità, hanno la capacità di sfuggire a singole perturbazioni inquinanti (entro certi limiti, ovviamente) e di risalire affluenti laterali (Sartori 1998).

In Italia l'indice biologico di qualità delle acque correnti in uso da anni ed entrato a far parte della legislazione (D.Lgs 152/99 e D.Lgs 152/99) è l'I.B.E. (Indice Biotico Esteso, Ghetti -1986): Il metodo prevede il campionamento, l'identificazione e l'analisi della struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici, per arrivare a definire

la qualità biologica di un corso d'acqua esprimendo un giudizio sulla base di valori numerici convenzionali, rappresentabili attraverso la definizione di 5 Classi di Qualità. L'IBE si fonda sulla diversa sensibilità agli inquinanti di alcuni gruppi faunistici e sulla ricchezza in taxa della comunità complessiva e adotta il livello di determinazione sistematica fino al genere o alla famiglia, definito "Unità Sistematica"(US), per i vari gruppi. Il totale delle unità sistematiche rinvenute in una stazione di prelevamento, determina la ricchezza in taxa della stessa.

L'esecuzione pratica dell'indagine richiede la cattura dei macroinvertebrati, con un apposito retino standard, provvisto di manico, e attrezzato con rete con 21 maglie/cm.

Ai fini della determinazione dell'IBE gli organismi catturati vengono selezionati sul campo annotandone sia la presenza che l'abbondanza e una quota di questi, rappresentativa della comunità, viene fissata in alcool al 75% per essere trasferita in laboratorio per la classificazione più fine da attuare al microscopio.

In laboratorio la classificazione sistematica viene effettuata fino ad un livello richiesto dal metodo (taxon) così da poter valutare conclusivamente la presenza di taxa sensibili all'inquinamento e la diversità biologica (ricchezza in taxa della comunità), nonché la struttura della comunità stessa.

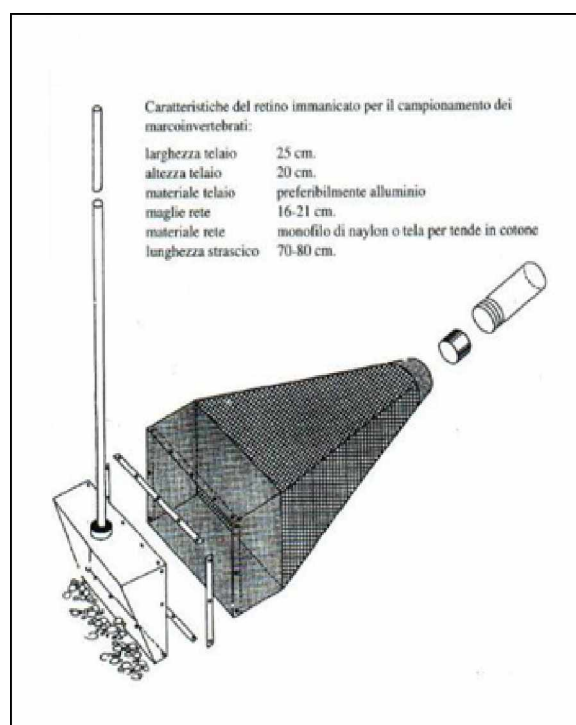
La classificazione avviene mediante microscopia e con l'ausilio di chiavi zoologiche dicotomiche per i vari gruppi di animali, realizzate in questi ultimi anni a cura del CNR.

A classificazione avvenuta le informazioni sono sintetizzabili in un indice numerico di qualità mediante una tabella standard a doppio ingresso che tiene conto, appunto, della sensibilità delle specie rinvenute e della diversità biologica.

La determinazione dell'Indice I.B.E. viene effettuata per mezzo della tabella standard di seguito riportata. Essa presenta un livello d'ingresso orizzontale a cui si accede a seconda della presenza, nel campione, di taxa a maggiore sensibilità. In verticale si accede a seconda dell'intervallo corrispondente all'abbondanza totale dei taxa

rinvenuti, che è una misura della biodiversità del popolamento dei macroinvertebrati. Dall'intersezione delle due linee d'ingresso viene identificato un numero che rappresenta l'indice biotico. In presenza di taxa sensibili all'inquinamento ed ai disturbi ambientali, associata ad una elevata biodiversità, si ha un indice elevato che corrisponde ad una comunità ricca, biodiversificata ed equilibrata. Alla presenza di sole specie resistenti e di scarsa biodiversità, corrisponde un indice basso che denuncia uno stato di degrado dovuto all'inquinamento e/o alterazione dell'habitat. La tabella ha delle caselle in cui l'indice numerico risulta assente: non è possibile rinvenire in natura taxa sensibili da soli, al di fuori di un contesto di buona biodiversità, né –viceversa- un'elevata biodiversità in cui siano assenti proprio i taxa sensibili. In questi casi la tabella avverte di trovarsi in presenza di un errore occorso nel campionamento o di un ambiente non stabile, che abbia subito un'alterazione recente ed è in via di evoluzione verso nuovi equilibri e in questo caso il campionamento andrà ripetuto quando le condizioni siano ritornate di equilibrio ecosistemico.

Fig. 38 Il retino immanicato standard per I.B.E.



Tab. 13

Tabella per il calcolo del valore di I.B.E.

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

LEGENDA:

- ° nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (o tutt'al più presenti Baetidae e Canidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella;
- °° per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie Baetidae e Caenidae vengono considerate a livello dei Tricotteri;
- giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di drift non scartati dal computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologia non valutabile con l'I.B.E. (es. sorgenti, acque di scioglimento di nevai, acque ferme, zone deltizie, salmastre);
- * questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa), che nel valutare eventuali effetti prodotti dall'inquinamento, trattandosi di ambienti con elevata ricchezza di taxa.

Gli indici ottenuti sono ulteriormente traducibili in classi di qualità, secondo la tabella che segue. Ciascuna classe di qualità può essere rappresentata in cartografia con colori convenzionali per consentirne l'immediata lettura e comprensione.

Tab. 14

Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione in cartografia. I valori intermedi fra due classi vanno rappresentati mediante tratti alternati con colori o retinature corrispondenti alle due classi

CLASSI DI QUALITÀ	VALORI DI I.B.E.	GIUDIZIO DI QUALITÀ	COLORE E/O RETINATURA RELATIVI ALLA CLASSE DI QUALITÀ	
Classe I	10-11-12-...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	azzurro	— — — — —
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	verde	
Classe III	6-7	Ambiente inquinato o comunque alterato	giallo	
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato o molto alterato	arancione	
Classe V	1-2-3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	rosso	

Il metodo I.B.E. è di tipo sostanzialmente qualitativo mentre la WFD impone attualmente un progresso per standardizzare le procedure anche quantitativamente. La Direttiva quadro sulle acque, infatti, richiede metodi di indagine sui macroinvertebrati che tengano in considerazione tre requisiti essenziali: 1) sensibilità ai fattori di stress; 2) ricchezza e diversità; 3) abbondanza.

L' IBE attualmente in uso in Italia non soddisfa pienamente l'ultimo requisito, pertanto, è richiesto un processo evolutivo di aggiornamento della metodica.

Ø Il Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili.

Per rispondere efficacemente a quanto prescritto dalla norma europea, un gruppo di lavoro coordinato dall'ISPRA su richiesta del Ministero dell'Ambiente e con rappresentanti dell'Università della Tuscia, delle ARPA, dell'ENEA, dell'ISS e dell'IRSA-CNR, ha messo a punto il nuovo *“Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili”*, recentemente pubblicato ed entrato in uso nel nostro Paese.

Esso tiene conto del fatto che la maggior parte delle popolazioni di invertebrati bentonici sono soggette a cicli vitali stagionali; pertanto,

per poter correttamente definire la composizione tassonomica di un sito, le abbondanze degli individui e la diversità, le stagioni di campionamento devono essere chiaramente stabilite. In molti tipi fluviali italiani, le stagioni migliori per il campionamento sono: inverno (febbraio, inizio marzo), tarda primavera (maggio), tarda estate (settembre).

La stagione di campionamento più adatta è soprattutto legata al tipo fluviale in esame. In alcuni tipi fluviali il campione raccolto in diverse stagioni porta a risultati del tutto comparabili; in questi casi non è richiesta una particolare modulazione del campionamento nel corso dell'anno. Il sito campionato deve essere rappresentativo di un tratto più ampio del fiume in esame cioè, se possibile, dell'intero corpo idrico come previsto dalla Direttiva 2000/60.

La procedura di campionamento richiede un'analisi della struttura in habitat del sito. Dopo aver selezionato l'idonea sezione fluviale adatta alla raccolta del campione di invertebrati acquatici si richiede la compilazione della "scheda rilevamento microhabitat" (allegato A) che includa i seguenti punti:

- 1) identificazione dei mesohabitat;
- 2) riconoscimento dei microhabitat presenti;
- 3) valutazione della loro estensione relativa (percentuali);
- 4) attribuzione del numero di incrementi per ciascun microhabitat.

Dopo la compilazione della scheda si procede alla stima delle percentuali di presenza nel sito dei singoli microhabitat e si definisce il numero di unità di campionamento (incrementi) da raccogliere in ciascun microhabitat. Dal momento che il numero totale di incrementi da raccogliere è 10 la percentuale di occorrenza dei singoli habitat viene registrata a intervalli del 10%. Ogni 10% corrisponderà quindi ad un incremento. Per definire le percentuali di occorrenza dei microhabitat, il substrato minerale e quello biotico devono essere considerati come un unico insieme. La somma di tutti gli habitat registrati (minerali e biotici) deve dare 100%.

All'interno del tratto fluviale esaminato, gli incrementi devono essere adeguatamente distribuiti tra centro alveo e rive, habitat

lentici ed habitat lotici. Il numero di incrementi da effettuare in ciascun microhabitat viene attribuito in relazione all'estensione relativa (percentuale) dei singoli microhabitat.

La tabella seguente fornisce una lista dei principali microhabitat che include nove microhabitat minerali e otto biotici.

Tab. 15 - Lista e descrizione dei principali microhabitat rinvenibili nei fiumi italiani.	
Microhabitat	Descrizione
Limo/Argilla < 6 μ	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida
Sabbia 6 μ -2 mm	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia 0.2-2 cm	Ghiaia e sabbia grossolana (con predominanza di ghiaia)
Microlithal* 2- 6 cm	Pietre piccole
Mesolithal* 6-20 cm	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal* 20-40 cm	Pietre grossolane della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalithal* > 40 cm	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale (e.g. cemento)	Cemento e tutti i substrati immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	Sottile strato d'acqua su substrato solido generalmente ricoperto di muschi
Alghe	Principalmente alghe filamentose; anche diatomee o altre alghe in grado di formare spessi feltri perfitici
Macrofite sommerse	Macrofite acquatiche sommerse. Sono da includere nella categoria anche muschi, characeae, etc.
Macrofite emergenti	Macrofite emergenti radicate in alveo (e.g. <i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>)
Parti vive di piante terrestri	Radici fluttanti di vegetazione riparia (e.g. radici di ontani)
Xylal (legno)	Materiale legnoso grossolano e.g. rami, legno morto, radici (diam. Almeno 10 cm)
CPOM	Deposito di materiale organico particellato grossolano (foglie, rametti)
FPOM	Deposito di materiale organico particellato fine
Film batterici	Funghi e sapropel (e.g. <i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitius</i>), solfobatteri (e.g. <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>)

Per il monitoraggio operativo è prevista la raccolta di 10 incrementi. Nel monitoraggio di sorveglianza, al fine di caratterizzare meglio la biodiversità del sito, viene richiesta la raccolta di incrementi

aggiuntivi rispetto ai 10 previsti per il monitoraggio operativo. Questi incrementi aggiuntivi sono da raccogliere in microhabitat che presentino caratteristiche diverse rispetto a quelli campionati con i 10 incrementi di base. Per quanto concerne l'identificazione ed il conteggio degli organismi, il livello di identificazione tassonomica minimo richiesto è quello riportato nella tabella seguente. In genere il campione può essere smistato *in toto* sul campo. Gli individui raccolti con la rete vengono trasferiti in vaschette e quindi si procede allo smistamento e alla stima delle abbondanze dei diversi taxa. Per la maggior parte dei taxa, si effettua la stima finale dell'abbondanza direttamente in campo, mentre per alcuni organismi, quelli che richiedono controlli o approfondimenti tassonomici, è necessaria una verifica in laboratorio.

Tab. 16 - Limiti per la definizione delle Unità Sistematiche (U.S.) di macroinvertebrati

Gruppi faunistici	Livelli di determinazione tassonomica per definire le "Unità Sistematiche"
Plecotteri	genere
Efemerotteri	genere
Tricotteri	famiglia
Coleotteri	famiglia
Odonati	genere
Ditteri	famiglia
Eterotteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia
Tricladi	genere
Irudinei	genere
Oligocheti	famiglia

Ø Problemi ancora irrisolti per l'analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili.

Lungo il percorso del recepimento della Direttiva restano, tuttavia, ancora aperte questioni relative alla precisa taratura delle metriche da utilizzare e a come rappresentare quantitativamente il popolamento dei macroinvertebrati, per l'espressione definitiva del giudizio di qualità.

Quest'ultima questione non è di poco conto perché la rappresentazione quantitativa attraverso il conteggio della totalità degli organismi invertebrati campionati può richiedere un tempo lunghissimo (superiore ad un giorno) per ogni stazione di campionamento, e rendere l'applicazione della metodica assai difficoltosa, se non impossibile da espletarsi in maniera generalizzata, con un aumento di costi del personale per il monitoraggio e la necessità di contenere il numero dei rilevamenti. A fronte del grande impegno di tempo e di risorse umane che il conteggio richiede, occorrerebbe che il risultato avesse innanzitutto una sua significatività scientifica, e poi che portasse a poter disporre di informazioni aggiuntive effettivamente utili ai fini del monitoraggio e della gestione ecologica delle acque.

E' nato così un dibattito molto vivace a livello nazionale sull'opportunità di procedere al conteggio totale dei macroinvertebrati per ogni campione, e una sintesi non è ancora raggiunta

Così il gruppo di lavoro incaricato della revisione delle metodiche, sopra citato, ha trovato unanime consenso sul nuovo protocollo di campionamento, mentre è rimasta aperta la questione di come rendere quantitativi i dati riconducibili ai macroinvertebrati bentonici campionati. Il protocollo è, pertanto, di seguito riportato.

Il nuovo metodo di campionamento, in linea con quanto richiesto dalla WFD 2000/60/CE, si basa su un approccio multi-habitat che prevede una raccolta dei macroinvertebrati proporzionale all'estensione relativa dei diversi microhabitat osservati in un sito fluviale, la cui presenza deve essere quantificata prima di procedere al campionamento vero e proprio.

Di norma il campionatore impiegato è il retino di Surber che funziona come il retino immanicato standard ma, in aggiunta, possiede una cornice all'imbocco che consente di campionare gli individui entro una superficie nota e delimitata, e quindi di poter determinare la densità dei macroinvertebrati (individui o taxa/m²).

L'esperienza italiana ha mostrato che per fiumi appenninici che hanno una elevata densità di organismi macrobentonici, la cornice dà buoni risultati intercettando un'area di $1/20$ di m^2 : sommando i campioni raccolti in 10 repliche è possibile, moltiplicando i risultati per due, risalire con sufficiente precisione al n° di organismi per m^2 e quindi al n° di taxa per m^2 ; per i fiumi alpini che presentano una macrofauna spesso più rarefatta, il campionatore Surber avrà una cornice doppia: $1/10$ di m^2 e quindi sono sufficienti 10 repliche per collezionare il n° di individui e taxa per m^2 .

Il retino Surber :

- è fornito di pareti laterali metalliche (in lega di alluminio), che individuano un'area pari a $0,1 m^2$;
- le dimensioni dell'intelaiatura che definiscono l'area di campionamento sono pari a $0,22 \times 0,22 m$ (appenninico) e $0,32 \times 0,32 m$ (alpino);
- la forma della rete è a cono e di lunghezza di $0,8 m$;
- le dimensioni delle maglie sono di $500 \mu m$.



Fig. 39 Il retino di Surber

Questo campionatore ha il vantaggio di poter rendere quantitativo il prelievo ma ha il limite principale di poter essere impiegato solo nel caso di habitat non molto profondi ($<0.4 m$). Altro limite riguarda la sua adattabilità al fondo in particolari condizioni operative: in substrato con grandi ciottoli irregolari, ad esempio, è arduo intercettare un'area su cui collocare la cornice ed è impossibile evitare la perdita di organismi che vengono trascinati dalla corrente negli interspazi fra i ciottoli, al di sotto del campionatore.

Nel caso di habitat caratterizzati da profondità maggiori di m 0.5, per il campionamento si è ipotizzato di continuare ad impiegare il *retino immanicato* standard per IBE, realizzato secondo la norma EN 27828, avente le seguenti caratteristiche:

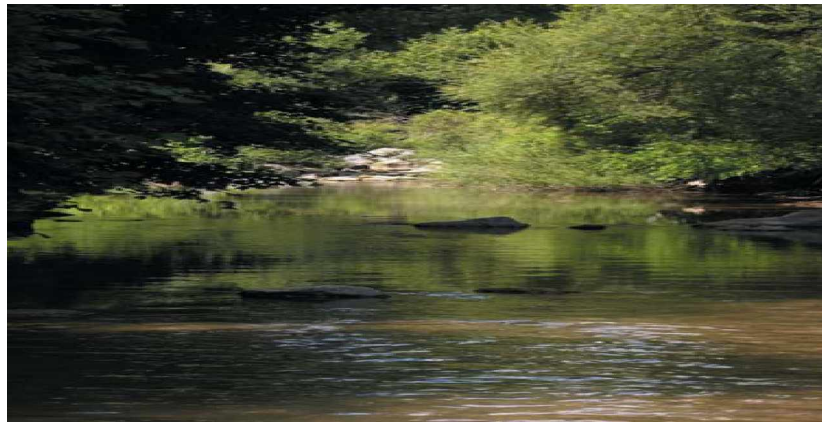
- costruito in lega di alluminio, materiale resistente ma non troppo pesante;
- con imboccatura a telaio quadrato di dimensioni cm 25 x 25;
- con manico di circa cm 150;
- avente un sacco di rete con numero di maglie per cm lineare pari a 21, avente profondità di 60 cm.;

E' stato inoltre ipotizzato che il campionamento con il retino immanicato standard potrebbe essere reso sufficientemente quantitativo effettuando la raccolta degli organismi, sempre per habitat proporzionale, a tempo, per un totale standard di 5 minuti.

4.9 Ricerca sulle nuove metodiche di analisi quali/quantitativa dei macroinvertebrati bentonici dei fiumi guadabili: case study fiume Velino

Al fine di contribuire alla risoluzione dei problemi ancora aperti per l'adeguamento al disposto della direttiva 60/2000/CE delle metodologie di indagine sui macroinvertebrati bentonici indicatori biologici di qualità, è stato programmato e svolto un lavoro originale su un tratto del fiume Velino, rappresentativo di un corso d'acqua appenninico di medie dimensioni, guadabile. Tale tratto include una situazione di buona qualità ambientale e, a valle di questa, un tratto sottoposto agli scarichi depurati del centro abitato di Antrodoto e con ambiente fluviale parzialmente artificializzato con regolarizzazioni idrauliche. La finalità del lavoro è stato quella di analizzare i dati derivanti dai campionamenti dei macroinvertebrati, esplorando il senso e l'opportunità dei vari modi di rendere quantitativi i risultati, con l'obiettivo di dare un contributo concreto alla definizione di un nuovo indice biotico che verrà assunto nella legislazione italiana.

Fig. 40 Un tratto del fiume Velino esaminato



Ø L'ambiente in esame

Il fiume Velino nasce da un gruppo di piccole sorgenti che sgorgano a quota 1850 metri s.l.m. a valle del Monte Pozzoni situato poco a nord del comune di Cittareale in provincia di Rieti.

Nel primo tratto il Velino scorre lungo l'omonima valle fino a confluire, attraverso la cascata delle Marmore, nel fiume Nera, un affluente di sinistra del fiume Tevere. Il Velino, pertanto, si classifica come sottobacino montano del fiume Tevere.

E' un fiume appenninico, con una portata media annuale che va da appena circa 7 L/sec alla sorgente fino a 6000 L/sec alla cascata delle Marmore. L'asta principale ha una lunghezza totale di circa 98 Km ed il suo bacino idrografico ha un'estensione di 742.53 Km². La sua superficie rappresenta il 4.33% dell'intero bacino del Tevere. Presenta un complesso reticolo idrografico costituito da una moltitudine di fossi e piccoli rii che scendono dai canaloni delle alture che il fiume lambisce.

Il corso del fiume può essere schematicamente suddiviso in tre tratti principali:

- 1) Alto corso – dalle proprie sorgenti fino alle sorgenti del fiume Peschiera, con un alveo principalmente a carattere torrentizio;
- 2) Corso medio – dalla confluenza con il fiume Peschiera fino alla confluenza con il canale Santa Susanna, nella piana reatina, in cui l'alveo assume un carattere fluviale dovuto all'attraversamento della piana che ha una lieve pendenza;

3) Tratto terminale – fino alla confluenza con il fiume Nera.

Le stazioni per il monitoraggio biologico delle acque in relazione alle problematiche derivanti dall'applicazione della direttiva sono state individuate nella fascia di transizione del fiume Velino fra l'alto corso, a monte e a valle dell'abitato di Antrodoco (un agglomerato urbano di circa 3.000 abitanti) verso il medio corso.

La stazione a monte ha buona presenza di vegetazione arborea riparia costituita prevalentemente da *Salix alba*, *Salix purpurea*, *Populus nigra* e, sporadicamente, da esemplari di *Robinia pseudoacacia*. Le sponde sono colonizzate da *Carex*s.p. e da *Petasites hybridus* (Farfaraccio). In alveo bagnato si rileva un lieve strato di periphyton su massi e ciottoli cementati in zona di raschio e fine sedimento organico in zone con pozze. La vegetazione arborea opera una forte azione di ombreggiamento dell'alveo, con tratti a tunnel. La velocità di corrente è elevata. Il fiume ha, in definitiva, buone caratteristiche di naturalità, presenza di microhabitat diversificati ed acque abbastanza pulite anche se a monte, a circa 10 km, sono presenti insediamenti abitativi non particolarmente popolosi.

La stazione a valle presenta un ambiente fluviale artificializzato, canalizzato in epoche passate per la sicurezza idraulica dell'abitato di Antrodoco, e con vegetazione fluviale pressoché assente. La diversificazione dei microhabitat acquatici è bassa, mentre elevata è, nel periodo di campionamento (maggio/ottobre 2008) la velocità di corrente. L'ambiente acquatico appare visivamente eutrofizzato in quanto ricoperto da uno strato abbondante, innaturalmente spesso e continuo di alghe filamentose del genere *Cladophora*.

Ø Materiali e metodi

L'ipotesi alla base del presente lavoro si basa sul presupposto logico che l'unico, effettivo parametro in grado di misurare con rigore scientifico il "quantitativo" dei macroinvertebrati presenti per unità di superficie bentica, sia il contenuto di carbonio organico costitutivo delle strutture viventi di un determinato taxon del

popolamento, piuttosto che in numero degli individui di quel taxon. E' possibile infatti che una nicchia trofica sia occupata da individui appartenenti a specie che raggiungono naturalmente una piccolissima taglia e che, dal punto di vista energetico, nell'insieme producono gli stessi effetti di ciclizzazione della materia che possono produrre pochissimi (o addirittura uno solo) individui, di specie diversa, ma in grado di raggiungere grosse dimensioni. Considerando che un ecosistema è interpretabile come un ciclo di materia sostenuto da un flusso di energia, si è pertanto preso a riferimento il contenuto di materia (in C) di ciascun taxon piuttosto che il numero di individui che lo compongono. In altre parole in un ecosistema ove, ad esempio, la fonte di energia alimentare sia, classicamente, la produzione vegetale primaria, il ruolo di un "erbivoro" di grossa taglia è ecologicamente identico al ruolo di una moltitudine equivalente di erbivori di piccolissima taglia ed il contenuto in C organico nell'uno e nell'altro caso (grosso erbivoro o somma di tanti piccoli erbivori) è praticamente identico.

Il dato di confronto, pertanto, è stato individuato nel contenuto di carbonio organico presente nelle strutture viventi in ciascun taxon per m².

Per esplorare possibili soluzioni al tema di come rendere quantitativamente rappresentabili i risultati dei campionamenti dei macroinvertebrati si è quindi articolato un lavoro secondo le seguenti fasi:

1 campionamento quantitativo dei macroinvertebrati secondo il nuovo protocollo: per habitat proporzionale, con retino Surber, procedendo alla raccolta ed alla conta del **n° di individui presenti per m²**



2 identificazione al microscopio e separazione, per taxa, di tutti i macroinvertebrati pervenendo alla determinazione del **n° di taxa presenti per m²**



3 essiccazione in stufa da laboratorio a 115°C fino a peso costante, di tutti i macroinvertebrati campionati, raggruppati per taxa, e loro pesatura in bilancia elettronica, pervenendo alla determinazione del **peso secco, per taxon, per m²**



4 triturazione di tutti i macroinvertebrati raggruppati per taxa, per la successiva determinazione del carbonio inorganico ed organico presente nel loro peso secco.



5 analisi del Carbonio inorganico Totale (**TIC** = *Total Inorganic Carbon*) per taxa, sul secco (S.S.)



6 analisi del Carbonio Organico Totale (**TOC** = *Total Organic Carbon*) per taxa, sul secco (S.S.)



7 analisi del Carbonio Organico Totale (**TOC** = *Total Organic Carbon*) per taxa, sul secco (S.S.)



8 elaborazioni grafiche dei risultati ottenuti e confronto .

Secondo lo schema delineato, il prelievo dei macroinvertebrati è stato effettuato seguendo con accuratezza il predetto nuovo “Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d’acqua guadabili”; sono stati effettuati l’identificazione dei microhabitat, il campionamento proporzionale con retino Surber, la separazione sul campo e la raccolta totale dei macroinvertebrati campionati.

I campioni sono stati sciacquati per allontanare i sedimenti eventualmente intrappolati nei peli degli organismi, e poi fissati in alcool di qualità analitica diluito con acqua al 70% . L’identificazione è stata effettuata in laboratorio fino al livello

tassonomico richiesto, per mezzo delle guide IRSA-CNR (Collana per l'identificazione dei macroinvertebrati delle acque correnti italiane). Nel corso dell'identificazione si è prestata attenzione a non danneggiare gli organismi per non perderne parti. (Tachet H. et al. 1984). Tutti i macroinvertebrati sono stati raggruppati per taxa e contati, pervenendo alla determinazione :

- a) del numero di taxa per m² di alveo
- b) del numero totale di organismi per m² di alveo.

L'essiccazione degli organismi è stata operata ponendoli raggruppati per taxon in contenitori dedicati in lega di alluminio. I campioni essiccati sono stati posti a raffreddare in essiccatore con sali igroscopici e pesati in bilancia elettronica.

La triturazione è stata effettuata con un mortaio di porcellana massiccia e relativo pestello, fino a ridurre ciascun taxon a polvere omogenea e sottilissima.

I campioni polverizzati sono stati prudenzialmente nuovamente disidratati per breve tempo in stufa nell'ipotesi che avessero potuto assorbire umidità atmosferica e collocati in provette di plastica munite di tappo ermetico.

I gasteropodi sono stati privati della conchiglia attraverso un attacco "gentile" con HCl diluito a freddo, fino a completa solubilizzazione del carbonato, seguendo l'esito dell'operazione visivamente e osservando la scomparsa dell'emissione della CO₂ dalla reazione. La determinazione del TOC, per cui inizialmente era stata previsto l'impiego del metodo di Springer-Lee (ossidazione a caldo con K₂Cr₂O₇ in ambiente di ac. solforico) è stata infine condotta per via strumentale, in apparecchio dedicato, il cui funzionamento è basato sul riscaldamento del campione fino a 1.200°C e "lettura" spettrofotometrica nell'infrarosso della CO₂ emessa. Tale strumento è in grado di determinare in automatico e con precisione sia il TOC (Carbonio Organico Totale) che il TIC (Carbonio Inorganico Totale), quest'ultimo previo pretrattamento dei campioni con HCl.

Confronto retino immanicato per I.B.E. a tempo con retino Surber:

Nei pressi della stazione di monte è stato effettuato, inoltre, un campionamento mediante retino immanicato standard per I.B.E. per habitat proporzionale per un tempo totale di campionamento di 5 minuti. I campioni raccolti sono stati sottoposti allo stesso trattamento di quelli raccolti con il retino Surber ed i dati ottenuti hanno permesso raffronti per valutare se la temporizzazione del prelievo per habitat fosse in relazione positiva accettabile con i risultati più squisitamente quantitativi.

Fig. 41 I campioni in essiccazione



Dopo la disidratazione si è proceduto alla rilevazione esatta del peso secco espresso in grammi attraverso una bilancia elettronica di precisione.

Ø Risultati

Nelle tabelle seguenti si riporta l'Inventario faunistico dei macroinvertebrati bentonici rinvenuti nelle diverse stazioni di rilevamento con i relativi dati elaborati.

Il Carbonio Inorganico Totale (T.I.C.) è risultato praticamente nullo, ovvero prossimo allo zero e assolutamente al di sotto dei limiti analitici di rilevabilità strumentali.

Tab. 17 CAMPIONAMENTO CON RETINO IMMANICATO
Fiume Velino a monte di Antrodoco (microhabitat per 5
min.) - Maggio 2008 –

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	NUMERO INDIVIDUI	PESO SECCO (g)	TOC mg/g sul secco	CARBONIO ORGANICO (g)
PLECOTTERI	Leuctridae	Leuctra	32	0,004	427,8	0,002
	Perlodidae	Isoperla	46	0,031	427,8	0,013
	Perlidae	Dinocras	2	0,005	427,8	0,002
	Nemouridae	Amphinemura	1	0,003	427,8	0,001
EFEMEROTTERI	Baetidae	Baetis	246	0,259	427,8	0,111
	Heptageniidae	Heptagenia	38	0,122	427,8	0,052
	Heptageniidae	Ecdyonurus	20	0,083	427,8	0,036
	Heptageniidae	Epeorus	3	0,040	427,8	0,017
	Leptophlebiidae	Habrophlebia	19	0,005	427,8	0,002
	Ephemerellidae	Ephemerella	93	0,031	427,8	0,013
COLEOTTERI	Helodidae		8	0,005	394,0	0,002
	Elmidae	Elmis	28	0,014	394,0	0,006
TRICOTTERI	Rhyacophilidae		8	0,028	435,0	0,012
	Philopotamidae		11	0,006	420,4	0,003
	Hydropsychidae		5	0,032	420,4	0,013
DITTERI	Chironomidae	Chironomus	215	0,063	398,0	0,025
	Dixidae		3	0,004	395,0	0,002
	Tipulidae		1	0,020	395,0	0,008
	Limoniidae		1	0,002	395,0	0,001
	Simuliidae		52	0,035	398,0	0,014
	Ceratopogonidae		2	0,001	400,0	0,001
ANELLIDI - OLIGOCHETI	Lumbricidae		4	0,026	184,5	0,005
TOTALE	TAXA 22		838	0,819		0,340
I.B.E.	11	AMBIENTE NON ALTERATO IN MODO SENSIBILE				

**Tab. 18 CAMPIONAMENTO CON RETINO SURBER PER
FIUMI APPENNINICI - Fiume Velino a monte di Antrodoco
Ottobre 2008 –**

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	NUMERO INDIVIDUI PER m ²	PESO SECCO PER m ² (g)	TOC mg/g sul secco	CARBONIO ORGANICO per m ² (g)
PLECOTTERI	Leuctridae	Leuctra	18	0,012	427,8	0,005
	Perlodidae	Isoperla	28	0,026	427,8	0,011
EFEMEROTTE RI	Baetidae	Baetis	66	0,030	427,8	0,013
	Baetidae	Centroptilum	230	0,104	427,8	0,044
	Heptageniidae	Ecdyonurus	22	0,020	427,8	0,009
	Leptophlebiidae	Leptophlebia	2	0,004	427,8	0,002
	Leptophlebiidae	Habrophlebia	8	0,010	427,8	0,004
	Ephemerellidae	Ephemerella	10	0,020	427,8	0,009
COLEOTTERI	Halplidae		6	0,022	411,0	0,009
	Elmidae	Elmis	194	0,058	394,0	0,023
	Dytiscidae		6	0,010	400,0	0,004
	Dryopidae	Helicus	2	0,006	411,0	0,002
TRICOTTERI	Sericostomatidae		42	0,006	439,0	0,003
	Hydroptilidae		10	0,006	430,0	0,003
	Hydropsychidae		4	0,014	420,4	0,006
	Glossosomatidae		2	0,004	435,0	0,002
DITTERI	Chironomidae	Chironomus	42	0,018	398,0	0,007
	Dixidae		2	0,012	395,0	0,005
	Stratiomyidae		2	0,006	400,0	0,002
ANELLIDI - OLIGOCHETI	Lumbriculidae		2	0,002	182,5	0,001
	Lumbricidae		2	0,008	184,5	0,001
IRUDINEI	Erpobdellidae	Dina	2	0,008	190,0	0,002
TOTALE	TAXA 22		702	0,406		0,166
I.B.E.	11	AMBIENTE NON ALTERATO IN MODO SENSIBILE				

**Tab. 19 CAMPIONAMENTO CON RETINO SURBER PER
FIUMI APPENNINICI – Fiume Velino a valle di Antrodoco –
Ottobre 2008 –**

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	NUMERO INDIVIDUI PER m ²	PESO SECCO PER m ² (g)	TOC mg/g sul secco	CARBONIO ORGANICO per m ² (g)
PLECOTTERI	Perlidae	Dinocras	4	0,130	427,8	0,056
	Perlodidae	Isoperla	10	0,010	427,8	0,004
EFEMEROTTER I	Baetidae	Baetis	420	0,094	427,8	0,040
	Heptageniidae	Ecdyonurus	10	0,012	427,8	0,005
	Caenidae	Caenis	50	0,016	427,8	0,007
	Leptophlebiidae	Habrophlebia	2	0,010	427,8	0,004
	Ephemerellidae	Ephemerella	20	0,006	427,8	0,003
COLEOTTERI	Haliplidae		216	0,156	411,0	0,064
	Elmidae	Elmis	30	0,020	394,0	0,008
TRICOTTERI	Sericostomatidae		4	0,002	439,0	0,001
	Hydroptilidae		2	0,008	430,0	0,003
DITTERI	Chironomidae	Chironomus	14	0,012	398,0	0,005
	Ceratopogonidae		4	0,002	400,0	0,001
	Tipulidae		6	0,146	395,0	0,058
GASTEROPODI	Lymnaeidae		12	0,028	401,0	0,011
ANELLIDI - OLIGOCHETI	Lumbricidae		2	0,036	184,5	0,007
MEGALOTTERI	Sialidae	Sialis	4	0,024	409,0	0,010
TOTALE	TAXA 17		810	0,712		0,286
I.B.E.	10	AMBIENTE NON ALTERATO IN MODO SENSIBILE				

Fig. 42 CONFRONTO FRA PESO SECCO E NUMERO DI ORGANISMI PER TAXA DEI MACROINVERTEBRATI –RETINO IMMANICATO

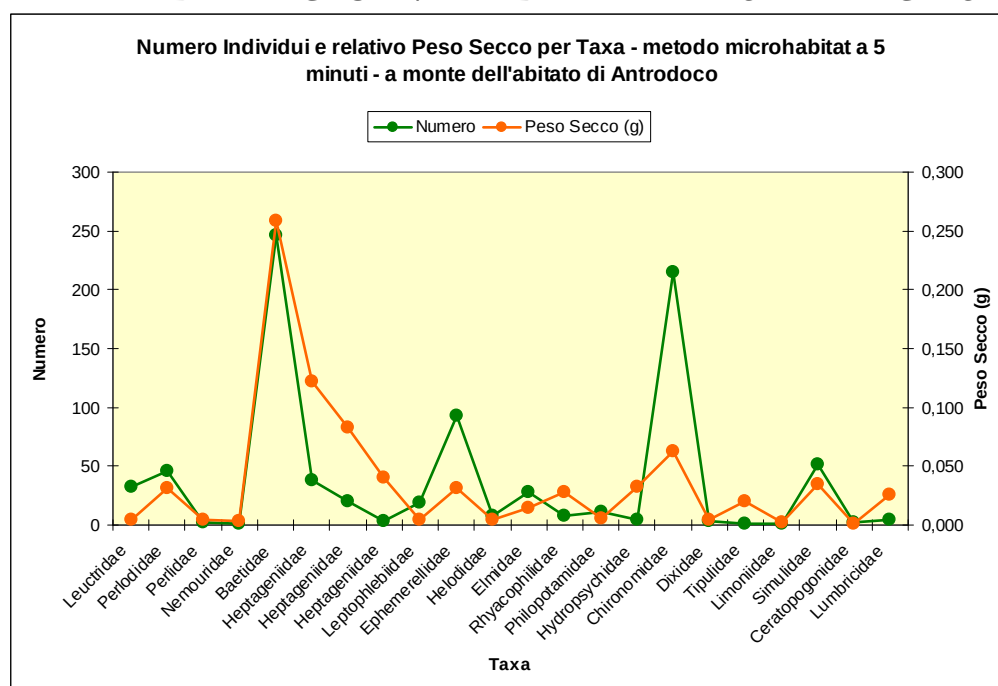


Fig. 43 CONFRONTO FRA CARBONIO ORGANICO E NUMERO DI ORGANISMI PER TAXA DEI MACROINVERTEBRATI –RETINO IMMANICATO

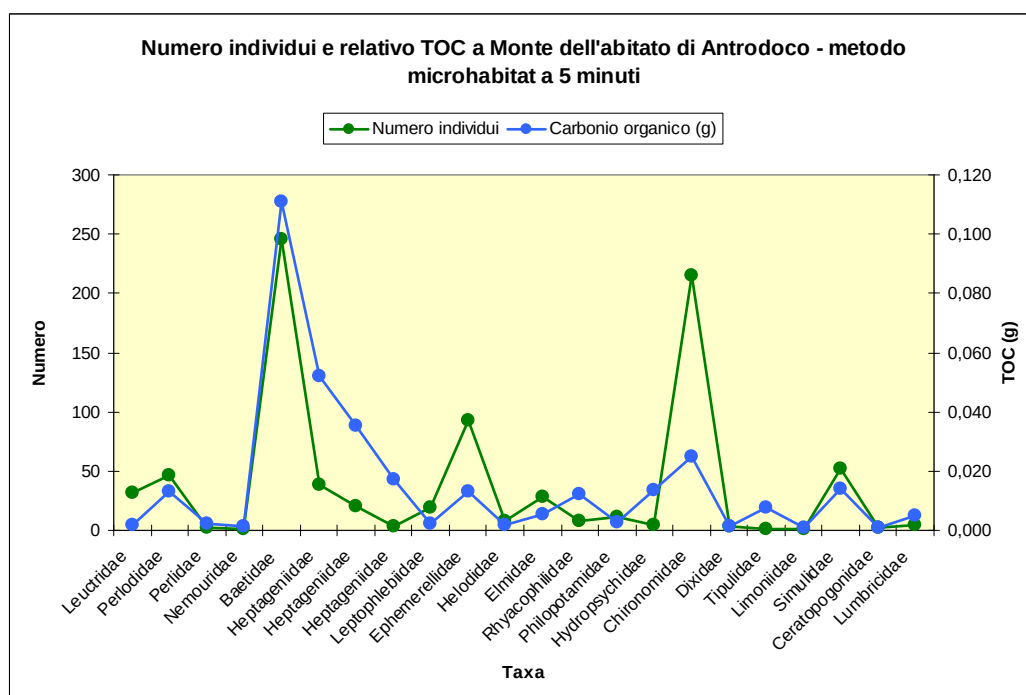


**Fig. 44 CONFRONTO FRA PESO SECCO E CARBONIO ORGANICO
PER TAXA DI MACROINVERTEBRATI -RETINO IMMANICATO**

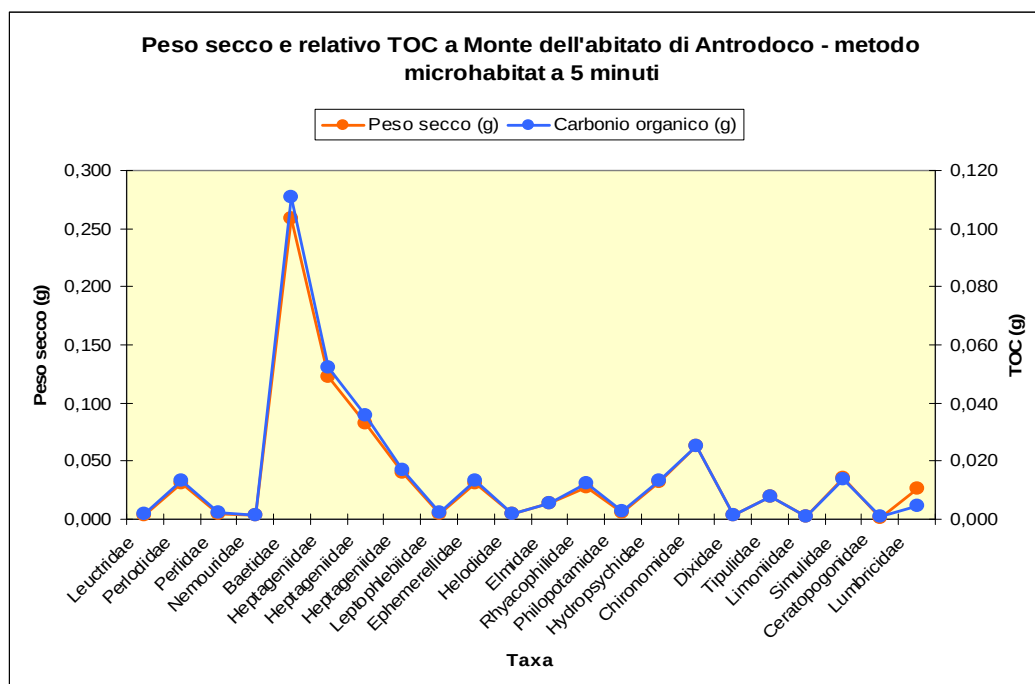


**Fig. 45 CONFRONTO FRA PESO SECCO E NUMERO DI ORGANISMI PER
TAXA DEI MACROINVERTEBRATI – CAMPIONATORE SURBER (a monte)**

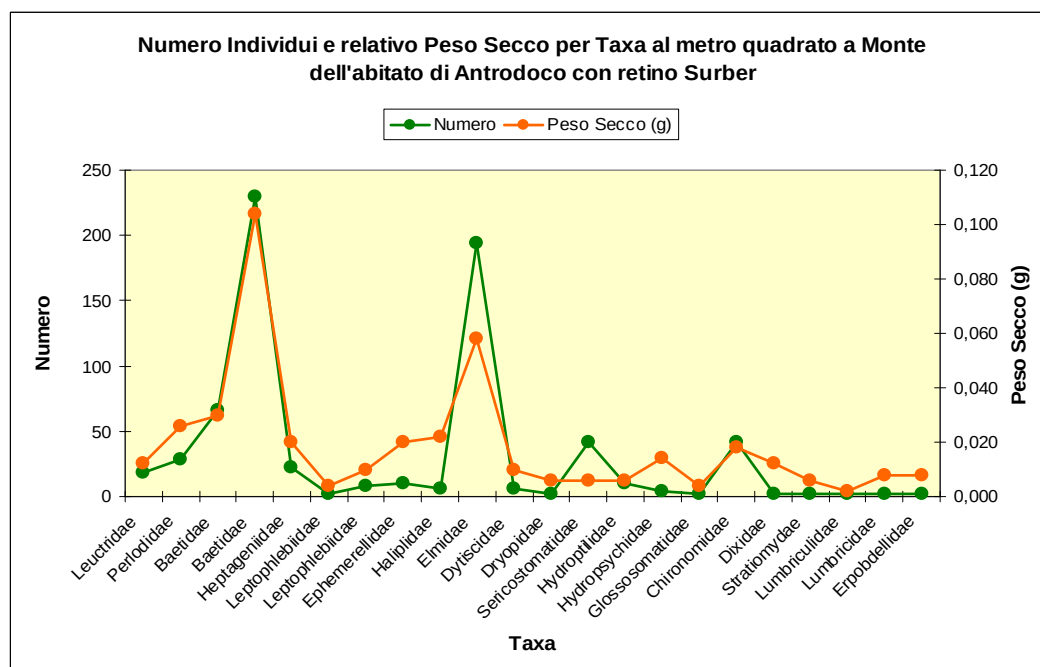


Fig. 46 CONFRONTO FRA CARBONIO ORGANICO E NUMERO DI ORGANISMI PER TAXA DEI MACROINVERTEBRATI – CAMPIONATORE SURBER – STAZIONE 1 (a monte)

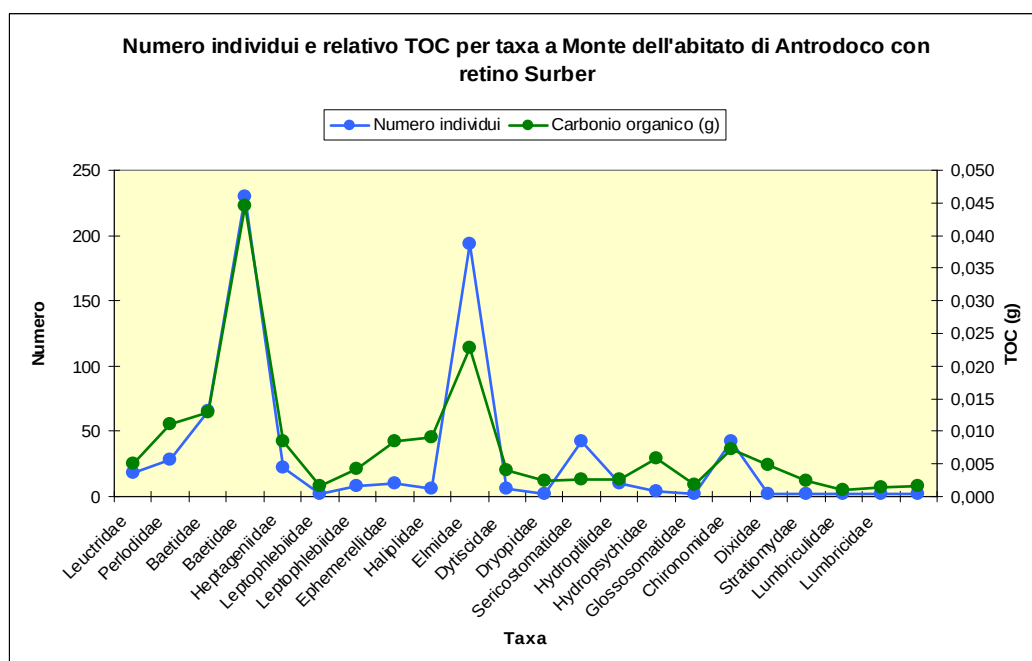


Fig. 47 CONFRONTO FRA PESO SECCO E CARBONIO ORGANICO PER TAXA DI MACROINVERTEBRATI - CAMPIONATORE SURBER- STAZIONE 1 (a monte)

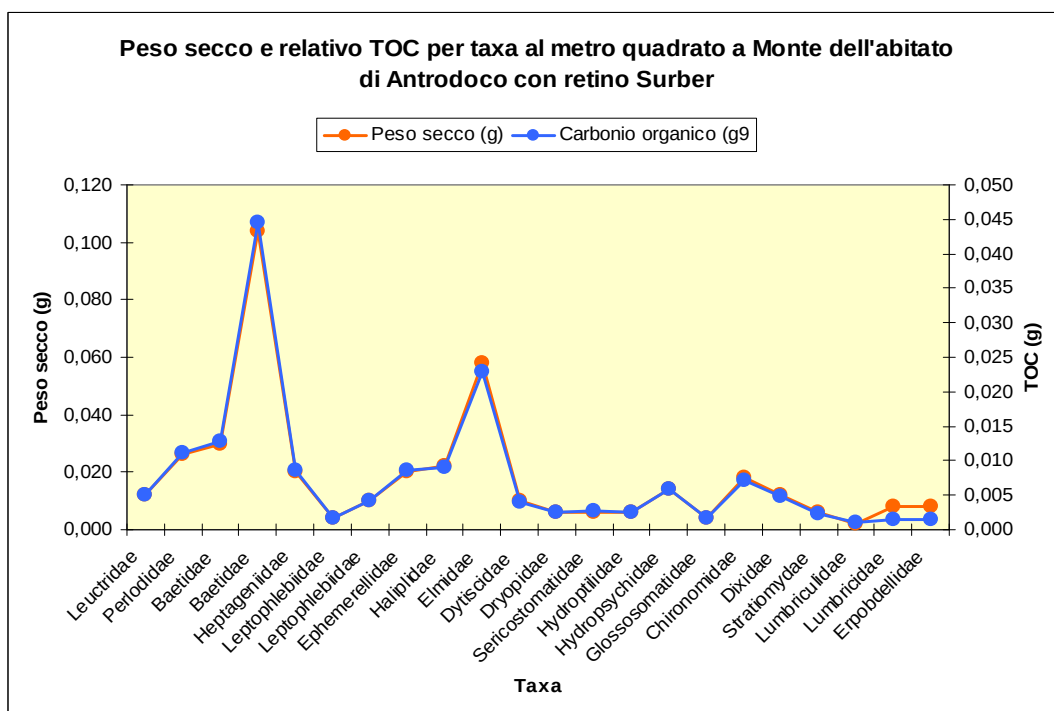


Fig. 48 CONFRONTO FRA PESO SECCO E NUMERO DI ORGANISMI PER TAXA DEI MACROINVERTEBRATI – CAMPIONATORE SURBER (a valle)

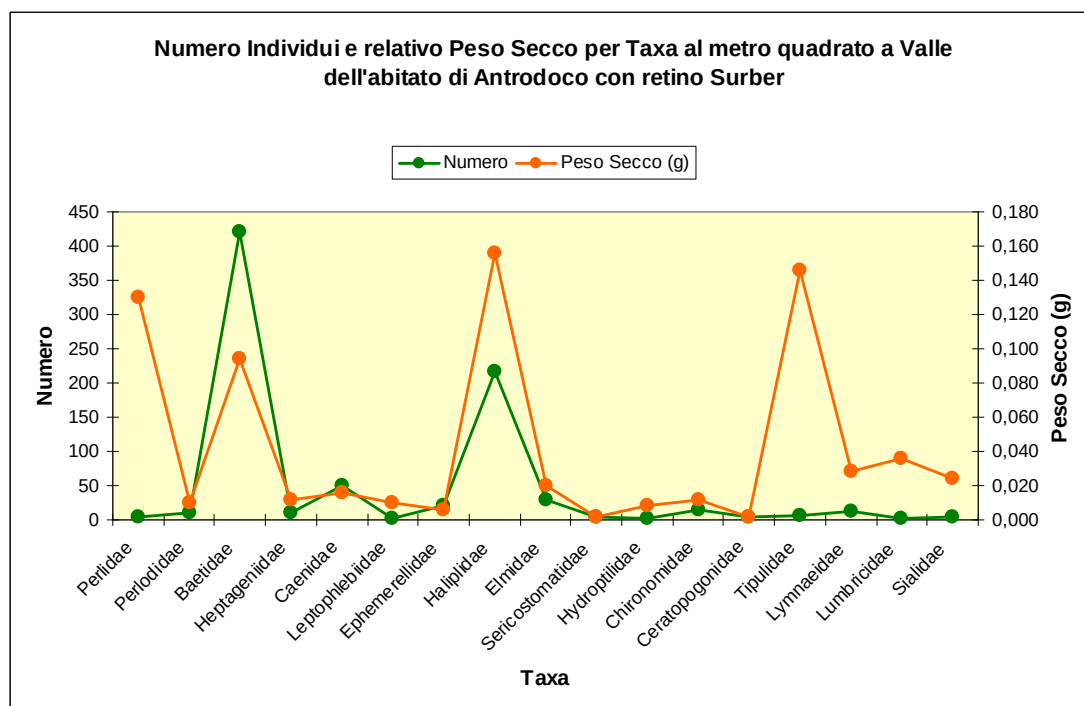


Fig. 49 CONFRONTO FRA CARBONIO ORGANICO E NUMERO DI ORGANISMI PER TAXA DEI MACROINVERTEBRATI – CAMPIONATORE SURBER – STAZIONE 1 (a valle)

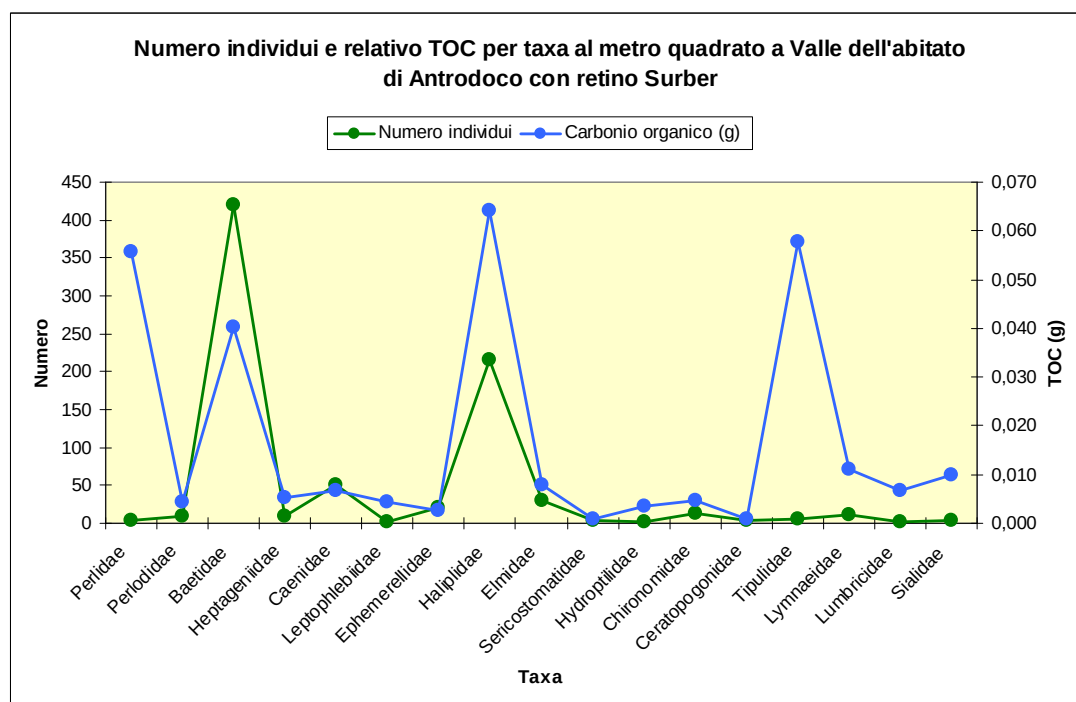


Fig. 50 CONFRONTO FRA PESO SECCO E CARBONIO ORGANICO PER TAXA DI MACROINVERTEBRATI - CAMPIONATORE SURBER- STAZIONE 1 (a valle)

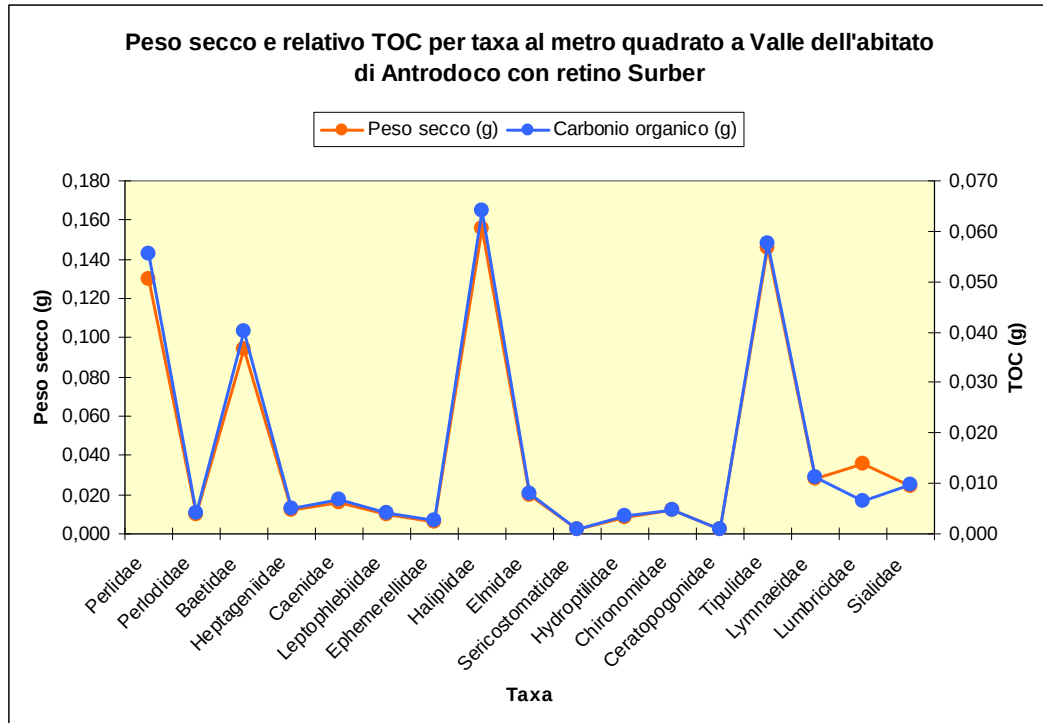
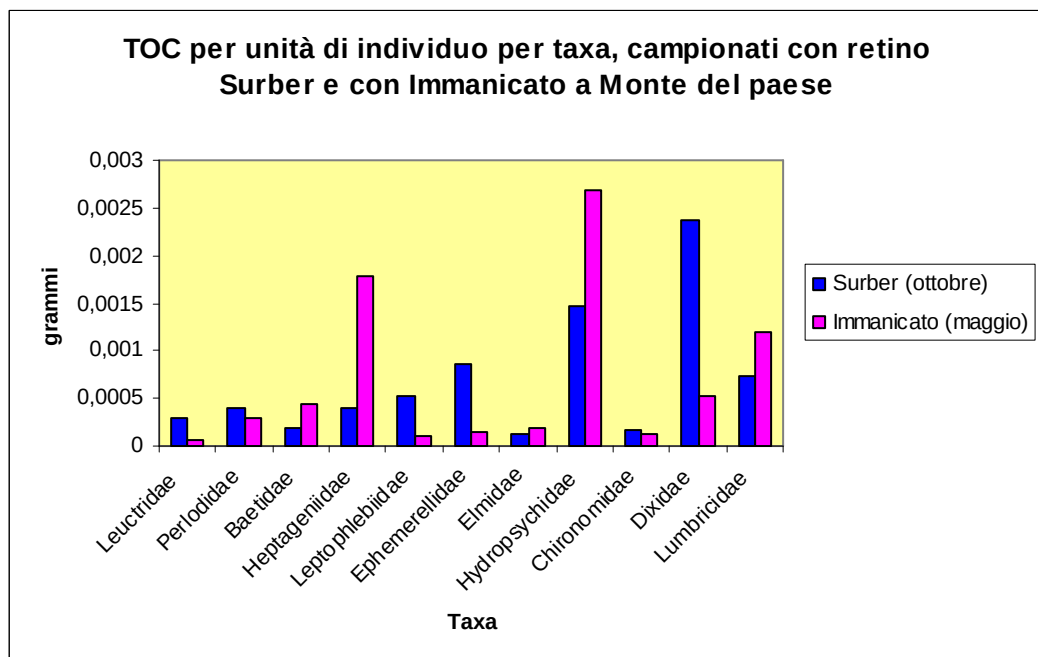


Fig. 51 CONFRONTO DEL CONTENUTO DI CARBONIO ORGANICO NEI TAXA CAMPIONATI CON RETINO SURBER E CON RETINO IMMANICATO PER I.B.E.



Ø **Discussione e Conclusioni**

- 1) Ai fini della determinazione dello stato di qualità attraverso l'Indice Biotico Esteso, non risultano differenze nell'I.B.E. fra campionamenti effettuati con retino immanicato standard – strumento versatile ma poco o punto quantitativo- e campionamenti effettuati con retino Surber (strumento meno versatile ed efficace, ma in grado di fornire risultati quantitativi. Questa conclusione risulta in accordo con quanto, tra l'altro, trovano gli operatori addetti al monitoraggio nell'ambito del Sistema delle Agenzie Ambientali in varie parti d'Italia (comunicazioni personali).
- 2) La raccolta, separazione e conteggio di tutti gli organismi campionati è effettivamente laboriosa e comporta un notevole quantitativo di tempo per ciascuna stazione, stimabile, per stazioni di prima classe di qualità, in oltre 20 ore/uomo. Tale tempo, considerando il costo lavorativo di un operatore, renderebbe problematico un monitoraggio che prevedesse obbligatoriamente tale pratica nella sorveglianza ecologica routinaria e potrebbe comportare la necessità di ridurre in numero delle stazioni di monitoraggio, tenendo peraltro impegnato personale specializzato in attività non proprie ed adeguate alle proprie potenzialità, in termini di produttività lavorativa.
- 3) Non vi è nessuna correlazione significativa fra numero di organismi campionati per taxon e il peso secco per taxon: ad esempio un bassissimo numero di Tipulidae, ditteri di grandi dimensioni, conta molto come peso secco in ragione della taglia che possono raggiungere. Viceversa i ditteri Chironomidae, ad esempio, possono essere numerosissimi ma complessivamente di scarso peso secco complessivo. Questo giudizio è dimostrato palesemente in tutti i campionamenti, sia effettuati con retino Surber che con retino immanicato. Ne deriva che il conteggio degli individui, oltre ad essere laborioso, è di scarsissima utilità

nel fornire un'informazione quantitativa sullo stato della componente biotica della comunità degli invertebrati.

- 4) Non è emersa alcuna correlazione significativa fra numero di individui per taxon e T.O.C. : le due misure mostrano andamenti assolutamente indipendenti.
- 5) La totalità del carbonio presente nei tessuti di tutti i taxa campionati è T.O.C., vale a dire carbonio organico ed i dati ottenuti mostrano una sostanziale non incidenza o anzi, l'irrelevanza del carbonio inorganico.
- 6) **E' stata invece rilevata una correlazione straordinaria tra peso secco di ciascun taxon e il T.O.C. dei medesimi, in tutte le circostanze esaminate**

Un accordo così stretto fra l'andamento delle due misure era francamente insospettato e la sua evidenza (c.f.r. grafici), in tutte e tre le circostanze di campionamento, è risultata tale da rendere inutile il ricorso ad ulteriori elaborazioni statistiche per svelarla o dimostrarla. Questo fatto apre la strada ad una serie di sviluppi futuri ai fini del monitoraggio: nelle procedure di sorveglianza non routinarie, siano esse "operative" o "d'indagine", una volta determinato un tantum il T.O.C. per taxon, dal semplice peso secco di ciascun taxon è possibile risalire, attraverso semplici tabelle o un software dedicato, direttamente al Carbonio Organico per m² attribuibile a quel taxon, evitando lunghe e laboriose analisi di laboratorio. Ciò è reso possibile dalla predetta insignificanza della componente carboniosa inorganica tissutale, esoscheletri inclusi. Un accordo, ai fini di una procedura standard, andrebbe valutato per il caso dei gasteropodi e dei molluschi bivalvi le cui conchiglie – come già detto eliminate col l'acido cloridrico ai fini del presente studio- sono essenzialmente costituite di carbonio inorganico se si eccettua la componente proteica del periostraco.

- 7) Il retino immanicato, se usato a tempo di campionamento, non fornisce risultati accettabili quantitativamente, ma tende a sovrastimare la situazione. Trattandosi di uno strumento come

detto più versatile e più efficiente nella cattura rispetto al Surber, tende a collettare più biomassa (T.O.C.) per ciascun taxon.

- 8) Lo stesso retino, tuttavia, può essere dotato di una cornice aggiuntiva che lo trasformi, di fatto, in un Surber. Prove con retino immanicato “surberizzato” hanno fornito ottimi risultati anche se sono state condotte in maniera estemporanea in quanto non ricadente propriamente all’interno dello studio programmato.
- 9) La determinazione del T.O.C. per taxon del popolamento degli invertebrati ha registrato con chiarezza le modificazioni intercorse nel fiume a seguito degli scarichi idrici, depurati, del centro abitato collocato fra le due stazioni. A monte il carbonio organico è risultato di 0,166 g/m². A valle del paese, l’incremento dei nutrienti o – meglio- l’input energetico immesso nel fiume attraverso gli scarichi del paese di Antrodoco con i suoi circa 3000 abitanti, metabolizzato ed assorbito dall’ecosistema fluviale, ha incrementato la densità di biomassa degli invertebrati del 58% (0,286 g/m²).
- 10) La determinazione della densità di peso secco per taxa di invertebrati per m² (da cui, si ribadisce, è facile, alla luce dei risultati ottenuti, risalire alla densità di carbonio organico per taxa per m²) ha scarsa importanza nella valutazione stretta della qualità di un ambiente fluviale nel monitoraggio routinario ma è uno strumento utile per la conoscenza scientifica più approfondita del fiume per una gestione sostenibile delle acque (si veda oltre, per i possibili sviluppi applicativi della ricerca).

Ø Possibili sviluppi futuri

In conclusione, la correlazione strettissima qui emersa fra densità di peso secco per taxon/m² e T.O.C. per taxon/m² apre nuove possibilità operative e pratiche meritevoli di approfondimento che vengono di seguito elencate.

- a) Una volta determinato, una tantum, il T.O.C. corrispondente al peso secco di ciascun taxon (per esempio del tot genere di efemerottero) è possibile condurre estese caratterizzazioni del

contenuto in carbonio nei macroinvertebrati utilizzando semplicemente una stufa da essiccazione (o, in alternativa equivalente un liofilizzatore) ed una bilancia elettronica. La praticità è evidente. Basta trovare, una tantum, il fattore moltiplicativo di conversione in quanto, in definitiva, gli organismi posseggono la stessa composizione media e su una popolazione numerosa il dato diviene estremamente affidabile.

- b) Il T.O.C. determinato (o calcolato dal peso secco) potrebbe fornirci una misura dello stato di trofia di un tratto di fiume rispetto al carbonio, primo fra i macronutrienti, ma finora poco studiato per la complessità dei metodi analitici richiesti.
- c) E' esplorabile, con il metodo qui impiegato, la relazione fra T.O.C. e densità di biomassa dei pesci. E' noto che gli invertebrati costituiscono una base alimentare importantissima – e talora esclusiva- per i pesci e teoricamente la loro abbondanza (misurabile in T.O.C., ovvero in peso secco) dovrebbe riflettersi con una maggiore capacità del corpo idrico di sostenere ittiofauna;
- d) E' meritevole di esplorazione, per un determinato transetto fluviale e anche per valori medi- assoluti , i valori di T.O.C. in relazione ai versamenti fognari. Si tratta, in definitiva, di dare risposta al quesito: “quanto carbonio riesce a fissare questo determinato corso d’acqua?” Il che è analogo al dire: “quanto inquinamento organico biodegradabile può reggere, autodepurandosi, questo corso d’acqua?” Un dato simile sarebbe di straordinario interesse nella gestione dell’acqua, potendo tarare le autorizzazioni che l’Ente Pubblico rilascia per gli scarichi –e l’entità della depurazione artificiale da espletare su questi- con criteri atti all’effettiva difesa del fiume in relazione al suo effettivo potere di assorbire una certa dose di inquinamento organico.
- e) Infine è meritevole l’esplorazione della possibilità di modellizzare la spiralizzazione del carbonio in quanto nutriente, in ciascun corridoio fluviale. Tutti gli esperimenti fin qui

condotti sullo spiraling dei nutrienti ha assunto come molecola da monitorare il P facendo ricorso a suoi isotopi radioattivi (cosa sperimentata in U.S.A. ma vietata dall'attuale normativa italiana in recepimento delle direttive U.E. sulla radioprotezione). Il T.O.C./invertebrati, unitamente a parametri chimici delle acque quali BOD₅, COD, e parametri idrologici (portata e velocità di corrente) e geomorfologici (larghezza media e dell'alveo bagnato etc) potrebbero fornirci, con metodologie innocue e tutto sommato semplici da applicarsi, modelli matematici sofisticati per la ciclizzazione del carbonio in un corso d'acqua e quindi previsionali degli impatti degli inquinanti e forieri di informazioni scientifiche per il risanamento dei fiumi inquinati.

Ovviamente l'indagine qui riportata può essere migliorata mediante l'allargamento a nuove svariate tipologie fluviali, adottando bilance più sensibili (alla 5^a o 6^a cifra decimale, anziché la quarta qui utilizzata), metodologie T.O.C. rilevate sia per via strumentale che per titolazione al bicromato di potassio. Alcuni taxa, da noi non rinvenuti, inoltre, non sono stati analizzati e nel complesso abbiamo presente anche i limiti del lavoro svolto. Tuttavia i risultati conseguiti, le conferme pratiche delle ipotesi formulate alla luce delle teorie scientifiche e le possibili, vastissime applicazioni pratiche che potrebbero aprirsi nella gestione sostenibile delle acque sono incoraggianti.

Per adesso ci sentiamo di poter suggerire che il conteggio degli organismi operazione di scarsa o nulla utilità per il monitoraggio di sorveglianza (vale a dire di primo livello) e che a tal fine si potrebbe mantenere una notazione delle presenze per larghe fasce, ad es. : presente, abbondante, molto abbondante. Per i monitoraggi più accurati è stato ampiamente riferito.

BIBLIOGRAFIA

- APAT (2005-2006), *Annuario dei dati ambientali*, 596–710.
- APAT (2006), *L'Ecotossicologia negli ambienti acquatici*, Rapporti 71, 12-42.
- APAT (2007), *Annuario dei dati ambientali*, 51-76.
- APAT (2007), *I.F.F. 2007 – Indice di Funzionalità Fluviale*, Manuale, pag. 15-126.
- Borlenghi R. (2005), *Guida alle norme ISO 14000*, Ulrico Hoepli editore, 1-92.
- Calviello G., Serini S., Piccioni E., Rinaldi C., Mostra D., Damiani G. (2008), *Fish species living in an artificial lake with high quality waters as an optimal source of n-3 PUFAs*, 8th International Congress of ISSFAL. Kansas City, Missouri, USA.
- D. Lgs. 152/1999, *Disposizioni sulla tutela dall'inquinamento e recepimento della Dir. 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione della acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*, S.O. alla G.U.R.I. n.124 del 19 maggio 1999.
- D. Lgs 152/2006, *Norme in materia ambientale*, S.O. n. 96 alla G.U.R.I. n. 88 del 14 aprile 2006.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un *quadro per l'azione comunitaria in materia di acque*, pubblicata nella G.U.C.E. 22/12/2000, n. L 327.
- Franceschini S., Formichetti P., Damiani G., Venanzi D., Schirone B.,

- Mancini L. (2004), *Qualità ambientale della Riserva Naturale dei laghi Lungo e Ripasottile (Rieti)*, Rapporti ISTISAN 04/39, Istituto Superiore di Sanità', pp. 30.
- Ghetti P.F. (1997), *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti delle acque correnti*, Provincia Autonoma di Trento, pp. 215.
 - Ghetti P.F., Campaioli S., Minelli A., Ruffo S., (1997), *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati della acque dolci italiane*, Provincia Autonome di Trento, pp. 356.
 - ISPRA (2008), *Indagine conoscitiva sullo stato di attuazione di EMAS in Italia*, Rapporti 86, pp. 45.
 - La Camera F. (2005), *Sviluppo sostenibile*, Editori riuniti, pp.555.
 - Madoni P. (2004), *Applicazione dell'Indice Biotico del Fango (S.B.I.) nel processo di depurazione a fanghi attivi*, Università degli Studi di Parma – Dipartimento di Scienze ambientali, 2-26.
 - OECD (1982), *Eutrophication of water: Monitoring Assessment and Control*, Paris, 155.
 - OECD (1994), *Environmental Indicators*, OECD Core Set Paris, pp. 37.
 - Sartori F. (1998), *Bioindicatori ambientali*, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, 277-310.
 - Stella E. (1984), *Fondamenti di limnologia – guida allo studio delle acque continentali*, Edizioni dell'Ateneo Roma, pp.256.
 - Tachet H., Bournaud M., Richoux P. (1984), *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*, Université Lyon I, Association française de limnologie, pp. 150.

- Verdesca D., Falorni S. (2003), *La certificazione ambientale degli enti pubblici e del territorio*, Il Sole 24 ore, pp. 398.
- Vismara R. (1998), *Depurazione biologica*, Ulrico Hoepli editore, ed. 05, 7-270.

INOLTRE:

- APAT & IRSA-CNR (2003), *Metodi analitici per le Acque*, Manuali e linee guida, 29;
- ARPA Emilia Romagna (2003), *Rapporto sulla qualità delle acque superficiali della Provincia di Piacenza*.
- ARPA Lazio (2004), *Rapporto sullo stato dell'ambiente del Lazio*.
- Borin M. (2003), *Fitodepurazione – Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante*, Edagricole.
- Capelli G., Mazza R. Gazzetti C. (2005), *Strumenti e strategie per la tutela e l'uso compatibile della risorsa idrica nel Lazio*, Pitagora editrice Bologna.
- Fabiani L. (2003), Tesi di laurea *Valutazione dello stato di qualità e della funzionalità fluviale del fiume Velino attraverso l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) e l'indice di funzionalità fluviale (I.F.F.)*, Relatore Damiani G., Correlatore Schirone B.
- Grillotti Di Giacomo M.G., Mastroberardino L. (2006), *Atti del Convegno Scientifico Internazionale: Geografie dell'acqua – la gestione di una risorsa fondamentale per la costruzione del territorio*, Brigati – Genova.

- Gumiero B., Salmoiraghi P. (1997), *Relation between land use, river bank biodiversity and lotic macroinvertebrate community*, In: Hycock N.E., T.P. Burt.
- Hycock N.E., Pinay G., Walker C. (1993), Nitrogen retention in river corridors. European perspectives, *Ambio*, 22, 340-446.
- Lucadamo L., Battegazzore M., Mezzotero A., Morisi A., Gallo L. (2005), *Analisi trofico-funzionale delle comunità macrobentoniche del bacino del fiume Tacina (Crotone, Calabria)*, Atti del XV Congresso della Società Italiana di Ecologia.
- Madoni P., Manzini P., Spaggiari R. (1985), *Analisi della microfauna per il controllo di qualità degli impianti biologici di depurazione*, USL n.9 – Azienda gas acqua consorziale Reggio Emilia.
- Madoni P. (1988), *I protozoi ciliati nel controllo di efficienza dei fanghi attivi - Manuale di applicazione*, Cisba – Reggio Emilia.
- Mancini L., Arcà G. (2000), *Carta della qualità biologica dei corsi d'acqua della regione Lazio*, Istituto Superiore di Sanità – Regione Lazio.
- Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio (2002), *Strategia d'azione ambientale per lo sviluppo sostenibile in Italia*, Approvata dal CIPE il 2 agosto 2002 con deliberazione n. 57, pubblicata in G.U. n. 255 del 30/10/2002, S.O. n. 205.
- Newbold J.D. (1994), *Cycles and Spirals of nutrients*, In: Calow P. and G.E. Petts: *The rivers Handbook*, 1-2, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 370-410.
- Newman R.M. 1991. *Herbivory and detritivory of freshwater macrophytes by macroinvertebrates: a review*. J. N. Am. Benthol.

Soc., 10 (2), 89-114.

- Spaggiari R., Genoni P. (2005), *Ruolo dei macroinvertebrati bentonici nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE*, *Biologia Ambientale*, 19 (1), 39-46.
- Ward J.V. (1989), *The four-dimensional nature of lotic ecosystems*, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8 (1), 2-8.

SITI INTERNET DI INTERESSE

Per Capitolo 1 e Capitolo 2:

www.comunecittaduale.it

<http://www.geocities.com/Yosemite/Rapids/3274/fiumilaghi.htm>

<http://www.regione.basilicata.it/sportelloeuropa/default.cfm?fuseaction=linkdoc&doc=1818&link=1970>

http://www.apat.gov.it/site/_files/Pubblicazioni/Metodi_bio_acque/parte_generale.pdf

www.gruppo183.org

<http://www.ranierieditore.it/pdf/Libro%20depurazione%20-%20I%20Capitolo.pdf>

<http://www.aimag.it/servizi/gestionedocumentale/visualizzadocumento.aspx?ID=2263>

Per Capitolo 3:

http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/mare/progetto_mare/eutrofizzazione1.htm

www.adbpo.it/on-line/ADBPO/Home/Pubblicazione

<http://progensar.it/baratz/fosforo.html>

http://www.provincia.va.it/ente/energia/1.%20CENNI_TEORICI_L'EUTROFIZZAZIONE.pdf

<http://leonardodavinci.csa.fi.it/osservatorio/bilancino/eutrofizzazione.htm>

<http://www.lenntech.com/italiano/eutrofizzazione-corpi-idrici/limitazione-nutrienti.htm>
<http://www.riservalaghi.org>
<http://www.parks.it/riserva.laghi.l.ripasottile/par.html>
http://www.smfn.unisi.it/smf_n_lauree/matdid/804.pdf
<http://greenresistance.files.wordpress.com/2008/10/dpsir-1.pdf>

Per Capitolo 4:

http://www.oxbowriver.com/Web_Pages/Stream_Ecology_Pages/Ecology_Riparian/Ecology_RCC.html
<http://www.ing.unitn.it/~villar/documents/IBE/IFF%20-%203.pdf>
http://www.provincia.vt.it/caccia_pesca/carta_ittica/autodepurazione.pdf
http://www.provincia.pd.it/portal/aree_tematiche/sviluppo_territorio/sit/Ambiente/QualitaBiologicaAcqua/MacroinvertebratiIndicatoriBiologici
http://www.apat.gov.it/site/_files/Pubblicazioni/Metodi_bio_acque/parte_generale.pdf
http://www.apat.gov.it/site/_files/Pubblicazioni/Metodi_bio_acque/fiumi_macroinvertebrati.pdf
<http://www.cirf.org/ciutti.pdf>