Capitolo 1

INTRODUZIONE

1.1 Premessa

Le acque interne, oltre ad ospitare un'enorme varietà di organismi viventi, vegetali ed animali, organizzati in complessi ecosistemi, costituiscono un'importantissima risorsa dal punto di vista antropico: il monitoraggio e la tutela di questi ambienti rappresentano quindi una delle grandi sfide ambientali di questi anni.

I sistemi lotici, come rii, torrenti e fiumi, sono elementi di fondamentale importanza nel tessuto ecologico di un territorio. I fiumi infatti drenano il loro bacino svolgendo l'importante funzione di raccolta e trasformazione della materia organica. I fiumi sono sistemi essenzialmente eterotrofi, in cui le catene dei consumatori dipendono in gran parte dalla produzione alloctona: foglie, legno e altro materiale organico prodotto sul territorio e convogliato dalla forza di gravità e dalle precipitazioni nel reticolo idrografico. L'importante funzione autodepurativa del fiume è tuttavia sempre più spesso alterata dall'eccessivo carico di origine antropica: scarichi civili e industriali, zootecnia e pratiche di agricoltura intensiva, canalizzazione ed artificializzazione degli alvei, alterazioni del regime idrologico ed eccessive captazioni compromettono pesantemente il delicato equilibrio del sistema lotico (Fenoglio & Bo, 2009, Guareschi *et al*., 2012).

I fiumi vengono così ridotti a canali contenenti comunità biologiche banalizzate ed impoverite e non assolvono la loro naturale funzione di depurazione del territorio: essi trasportano verso valle il carico di sostanze estranee senza processarle.

Tuttavia, non appena le condizioni ambientali ritornano ad una maggiore naturalità, ecco che la comunità biotica si ristabilisce, si riformano le catene trofiche ed il fiume riacquista la normale capacità autodepurativa.

I macroinvertebrati bentonici costituiscono probabilmente l'elemento di maggior importanza nelle dinamiche ecologiche degli ambienti fluviali: in un ambiente caratterizzato da un'evidente scarsità di organismi produttori, essi, specializzati in diversi gruppi funzionali, metabolizzano e trasformano la sostanza organica ricevuta dall'esterno, costituendo il primo e più importante anello della catena trofica.

1.2 Note di Ecologia fluviale

Fiumi, torrenti e rii rivestono un'enorme importanza nell'ecologia del territorio, sia come habitat unico ed insostituibile per una vasta comunità animale e vegetale, sia per la funzione ecologica che assumono: essi drenano il territorio raccogliendo una grande quantità di materia organica, contribuendo (spesso completamente) al riciclo di questa all'interno delle associazioni trofiche che l'ambiente acquatico ospita (Giller & Malmqvist, 1998; Hauer & Lamberti, 1996); inoltre, i fiumi e le aree umide perifluviali svolgono un importante ruolo all'interno dei principali cicli biogeochimici (Bartoli & Viaroli, 2006). Lungo i reticoli idrografici, dai tratti montani a quelli di pianura, si succedono numerosi habitat in grado di ospitare una flora ed una fauna ricche e diversificate. A questa continua variazione ecologica longitudinale contribuiscono caratteristiche biotiche, come la struttura e la composizione delle biocenosi, e caratteristiche abiotiche, come la velocità della corrente, la profondità dell'acqua, la pendenza, la variazione stagionale della portata, l'ampiezza e la granulometria dell'alveo, la temperatura, l'ossigenazione e la durezza dell'acqua (Figura 1.1).

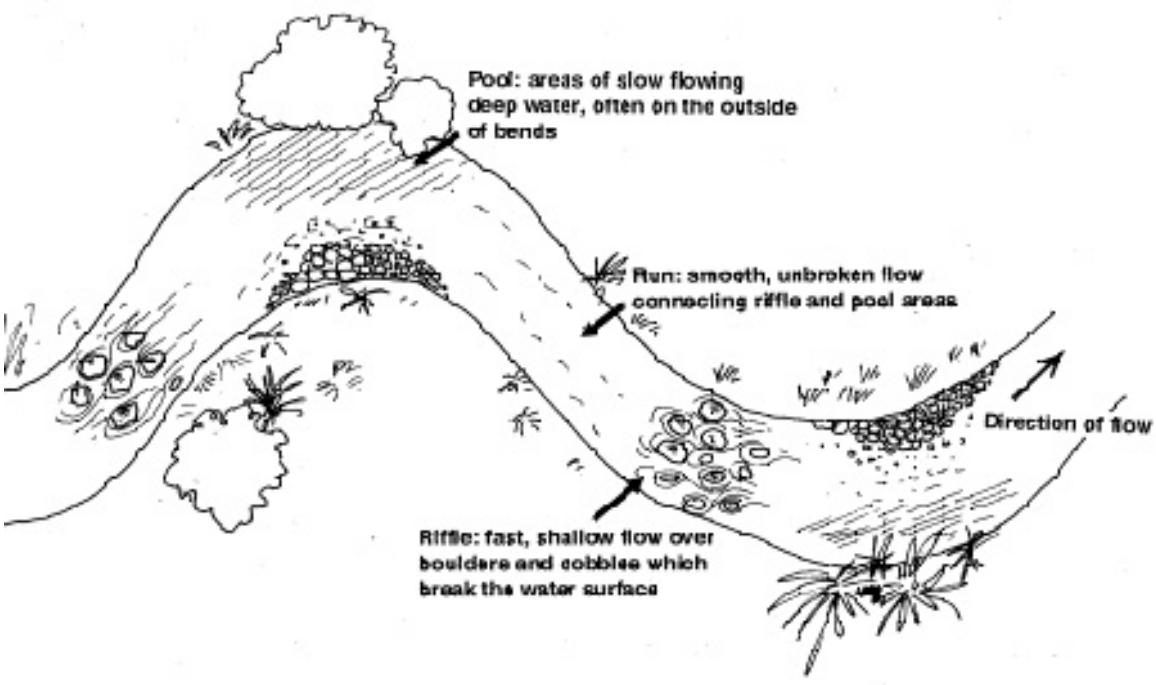

Figura 1.1: Esempio di eterogeneità di un tratto fluviale (successione riffle-pool).

La natura lineare di questi sistemi altamente interconnessi fa sì che un corso d'acqua continui a modificare le proprie caratteristiche lungo il profilo longitudinale senza soluzione di continuità, trovando nei punti di confluenza con gli affluenti principali i momenti di più intensa trasformazione (Ghetti, 1997).

Un tratto fluviale non deve essere considerato quindi come una struttura immutabile ma come una "serie di ecosistemi", caratterizzata da un complesso di modificazioni delle condizioni ambientali da un ecosistema al successivo, lungo la direzione della corrente.

Questa analisi dell'ambiente fluviale prende il nome di ***River Continuum Concept*** (Vannote *et al*., 1980 - Figura 1.2). Esso evidenzia ed analizza le modificazioni longitudinali delle caratteristiche biotopiche lungo l'asta fluviale, mettendo in relazione le comunità biologiche con la disponibilità di materiale organico nei vari punti del corso d'acqua, che viene analizzato come una stretta correlazione tra gradienti fisico - chimici associati a cenosi da essi dipendenti. Passando ad analizzare il flusso di materia organica ed energia che giunge da monte e fluisce verso valle, l'ambiente lotico può essere considerato un tipico "ecosistema aperto".

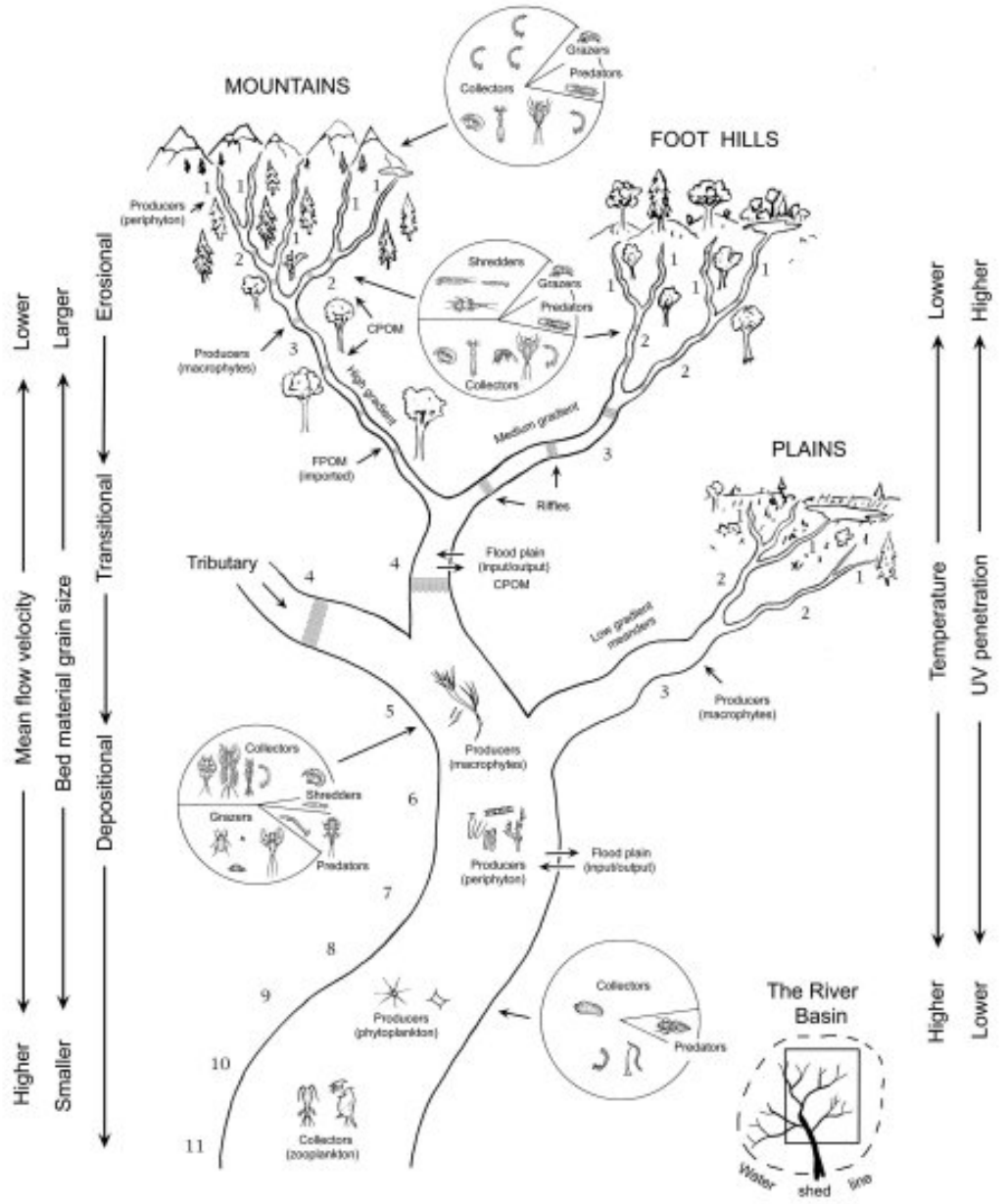

Figura 1.2: Il fiume come sistema ecologico continuo: il River Continuum Concept.

In ciascun punto del corso d'acqua è possibile distinguere:

- una produzione primaria interna, realizzata dagli organismi autotrofi (Minshall, 1978; Hill *et al*., 1995);

- un apporto alloctono, ovvero sostanza organica prodotta altrove e convogliata nel fiume o nel torrente. Un'importante frazione di questo apporto organico è fornito dalla vegetazione riparia che in questa ottica non è considerata esterna al sistema lotico ma parte

integrante di questo: l'ambiente terrestre, pur non appartenendo all'ambiente acquatico, giunge a diventarne una componente essenziale.

Il flusso energetico negli ecosistemi è dato dunque da una duplice componente: energia solare radiante e sostanza organica, prodotta in un punto qualunque del bacino idrografico e quindi importata dall'ambiente terrestre. Questo aspetto assume particolare importanza in relazione allo sviluppo industriale e urbanistico di questi ultimi decenni, che ha innescato un brusco incremento della materia organica immessa nell'ambiente. L'importante funzione di drenaggio, depurazione ed autodepurazione evidentemente svolta dagli ambienti lotici è sempre più spesso compromessa dall'intervento dell'uomo (Bo & Fenoglio, 2011).

Inquinamento di origine civile ed industriale, sfruttamento del territorio a scopo agricolo e zootecnico, artificializzazione e canalizzazione degli alvei o loro sfruttamento per estrazione di materiali, modificazione dei bacini idrografici: questi ed altri fattori riducono i corsi d'acqua a canali dalle caratteristiche biocenotiche banalizzate ed impoverite, alterandone la funzionalità ecologica.

Un concetto che amplia ulteriormente la base teorica del RCC è quello dello ***Spiraling dei Nutrienti*** (Minshall *et al.,*1985), che sottolinea come i tratti a monte possano influenzare notevolmente le efficienze metaboliche e la produttività del sistema fluviale nei tratti a valle. Per questi ecosistemi, lo spiraling riflette perciò il grado di attività all'interno dello stesso tratto fluviale, la capacità del sistema di trattenere sostanze nutritive e il relativo tasso di utilizzazione (e quindi anche il grado di limitazione da nutrienti). Una compromissione dell'ecosistema è probabilmente causa dell'aumento della lunghezza dello spiraling, riducendone l'intensità del ciclo.

Per quanto riguarda i sistemi lentici o terrestri, il ciclo dei nutrienti consiste nel passaggio di un atomo da uno stato libero ad uno nel quale viene incorporato e assimilato nella catena alimentare , per poi essere nuovamente immesso nell'atmosfera formando così un ciclo unico. Negli ambienti lotici questa struttura circolare è trasformata in una struttura di foggia elicoidale che si allunga longitudinalmente seguendo il corso d'acqua.

La lunghezza di ciascuna spira è determinata da due fattori:

$$S= Sa+Sb$$

Dove Sa rappresenta la distanza che percorre la parte abiotica nella colonna d'acqua, mentre Sb è la distanza impiegata dall'atomo all'interno della componente biotica, prima di essere nuovamente rilasciato. Il compartimento biotico dello spiraling è connesso al substrato e agli organismi bentonici presenti: dove la loro attività è più intensa, Sb acquisirà una maggiore importanza, causando il ravvicinamento dell'ellissi della spirale, dove invece predominerà il trasporto verso valle, Sa sarà l'elemento influente e quindi le spire saranno più distaccate. E' ovvio che un sistema lotico efficiente avrà un livello di funzionalità elevata, con una notevole attività metabolica ed un fattore Sb rilevante (Webster, 2007).

1.3 Le cenosi macrobentoniche: struttura ed importanza ecologica

I macroinvertebrati bentonici costituiscono una componente centrale nelle dinamiche ecologiche degli ambienti lotici, svolgendo un ruolo fondamentale nel riciclo della sostanza organica di origine autoctona e alloctona e influendo in modo importante sulla capacità autodepurativa del fiume (Vannote *et al*., 1980).

La struttura della loro comunità viene largamente utilizzata come indicatore nel monitoraggio della qualità ambientale. Parlando delle cenosi macrobentoniche è quindi inevitabile focalizzare l'attenzione su questo importantissimo anello della catena trofica del corso d'acqua, che costituisce un livello fondamentale per il sostentamento delle comunità di anfibi, pesci e anche uccelli (Figura 1.3). Ecco perché analizzando queste cenosi è necessario prima definire il supergruppo dei *macroinvertebrati bentonici*.

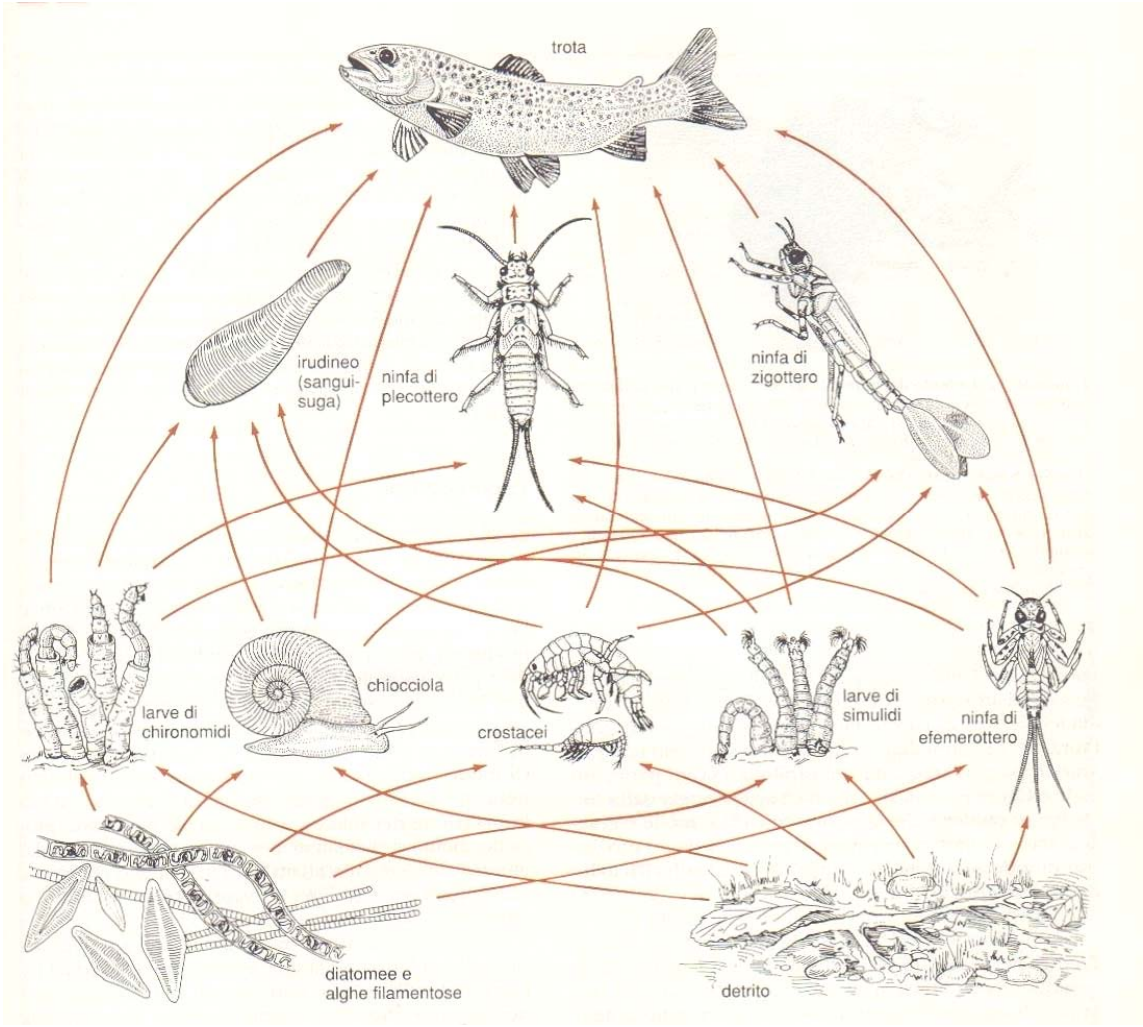

Figura 1.3: Catena trofica semplificata in un corso d'acqua.

Gli invertebrati che vivono negli ambienti di acqua corrente vengono suddivisi, per ragioni essenzialmente pratiche, in micro e macroinvertebrati.

I microinvertebrati raramente superano il millimetro di lunghezza; con questo termine si comprende generalmente Protozoi, Cnidari, Rotiferi, Nematodi, Gastrotrichi, Tardigradi, Idracaridi, Ostracodi, Copepodi (Rossetti *et al*., 2009).

I macroinvertebrati sono invece degli organismi la cui taglia (alla fine dello sviluppo larvale o dello stadio immaginale) è superiore al millimetro. Si tratta quindi di organismi facilmente visibili e osservabili ad occhio nudo, soprattutto da vivi, che generalmente possono essere campionati e raccolti con reti e setacci aventi una maglia di 250 micron (Hauer & Resh, 1996). Ad essi appartengono i seguenti gruppi: Insetti, Crostacei,

Molluschi, Irudinei, Tricladi, Oligocheti ed altri gruppi più rari, come Nematodi e Nematomorfi. Ogni tipo di substrato può fornire un habitat adatto: sedimenti di diversa granulometria, sponde, piante acquatiche, alghe filamentose ed oggetti sommersi (Figura 1.4). Gli invertebrati bentonici si possono suddividere in *epibentonici*, che vivono abitualmente sulla superficie del substrato o nei primissimi centimetri, e *freaticoli*, che vivono all'interno dei sedimenti, soprattutto nei tratti a materasso ciottoloso. Di fatto la distinzione fra organismi epibentonici e freaticoli non è sempre netta, perché se gli organismi freaticoli raramente compaiono alla superficie, gli organismi epibentonici possono penetrare in profondità nel dominio freaticolo (Ghetti, 1997; Greenwood & Richardot - Coulet, 1996).

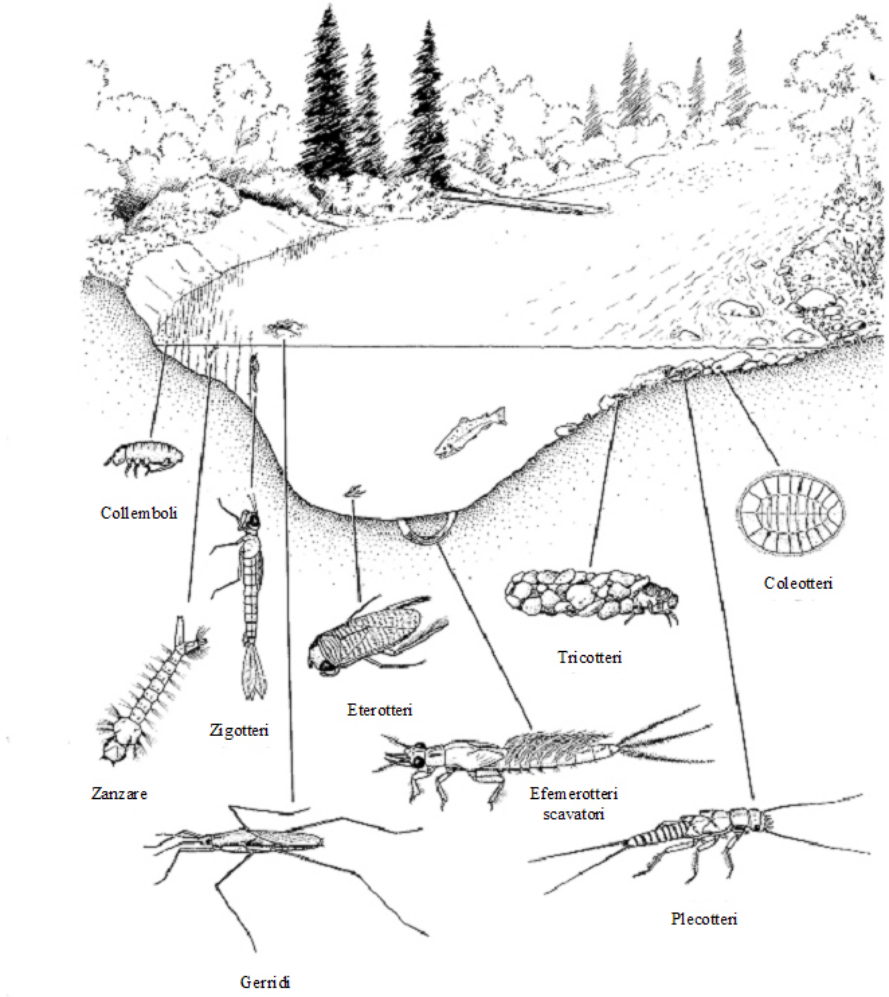

Figura 1.4: Relazione tra microhabitat e comunità macrobentonica.

I macroinvertebrati occupano praticamente tutti i livelli dei consumatori nella struttura trofica degli ambienti lotici (Cummins *et al*., 1973; Cummins & Klug, 1979; Merrit & Cummins, 1996a, b; Vinson & Hawkins, 1998). I predatori si nutrono generalmente di altri macroinvertebrati, gli erbivori di vegetali (microfite e macrofite), i generalisti si nutrono di detrito organico, in gran parte di origine vegetale (Figura 1.5). Anche l'apporto di sostanza organica non vivente di origine animale non è da trascurare, anche se quest'ultima risulta essere una risorsa decisamente meno disponibile e con una frequenza di tipo "puntuale" (Fenoglio *et al*., 2005, 2010b).

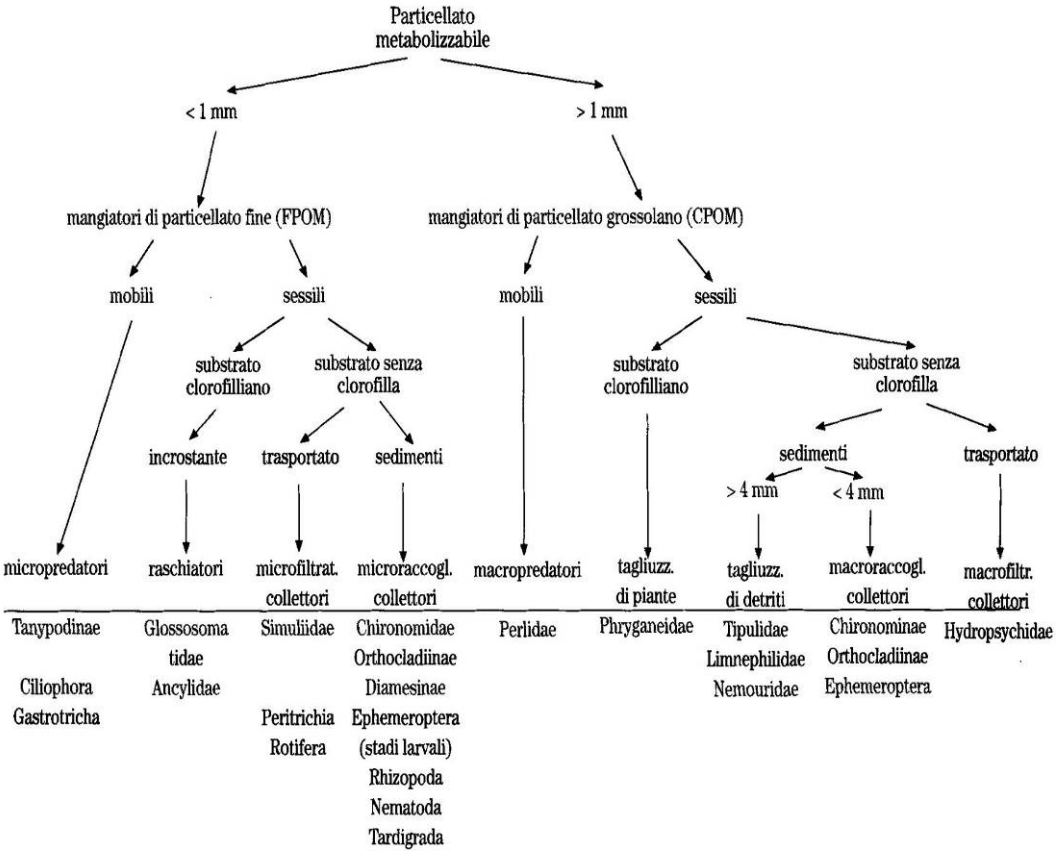

Figura 1.5: Relazione tra risorse trofiche e comunità macrobentonica (da Ghetti, 1997).

Data la grande varietà di adattamenti utilizzati dagli organismi che costituiscono le comunità lotiche, si usa classificare i macroinvertebrati in gruppi funzionali definiti in base al tipo di risorsa utilizzata e al modo con cui viene recuperata, ovvero in ***functional feeding groups,*** o FFG (Allan, 1995). Questi gruppi funzionali possono essere anche molto

eterogenei dal punto di vista tassonomico (Wiggins & Mackay, 1978), ma sono definiti dalla modalità di reperimento e utilizzazione delle risorse trofiche e quindi sulla base di analogie strutturali e comportamentali (Merritt & Cummins, 1996a,b), essendo queste le distinzioni più utili nel descrivere le comunità di macroinvertebrati bentonici (Tabella 1.1).

FFG		sigla	Alimento prevalente	Ruolo trofico
Scrapers	Raschiatori	Sc	Periphyton	Erbivori Detritivori
Collectors gatherers	Raccoglitori	Cg	Sedimento di origine organica	Detritivori
Collectors filtereres	Filtratori	F	Particellato organico in sospensione	Detritivori
Predators	Predatori	P	Organismi viventi	Carnivori
Shredders	Tagliuzzatori	Sh	Tessuti vegetali vascolari viventi e non	Erbivori Detritivori

Tabella 1.1: Gruppi trofico-funzionali (Functional Feeding Groups - FFG).

Scrapers (Raschiatori)

La risorsa nutritiva degli *scrapers* o raschiatori è costituita dal biofilm composto da alghe (periphyton), microrganismi e materia organica, che riveste tutti i corpi sommersi e gli elementi del substrato (a condizione che ci sia stato il tempo necessario per la sua formazione). Questi organismi, grazie ad apparati boccali altamente specializzati, si nutrono della patina perifitica staccandola dai substrati ove questa è adesa, generalmente in tratti dove la velocità della corrente è elevata e quindi il tasso di deposizione risulta modesto o molto basso. Per questo motivo tali invertebrati presentano delle conformazioni particolarmente adattate alla corrente, con corpi allungati, appiattiti dorso-ventralmente e spesso dotati di unghie o ventose per mantenersi attaccati al proprio punto d'ancoraggio (Cummins & Klug, 1979 - Figura 1.6).

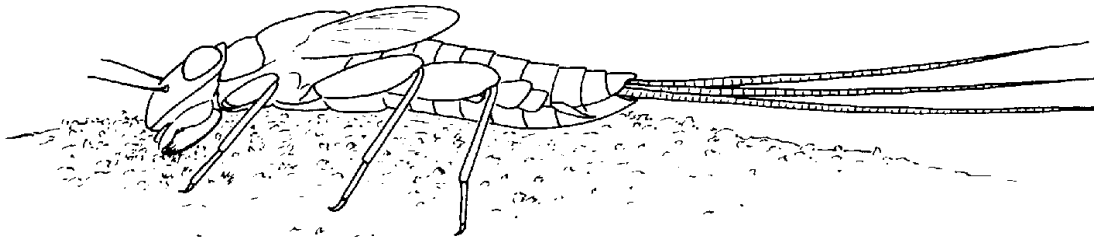

Figura 1.6: *Scrapers*, un Efemerottero *Ecdyonurus* sp.

Collectors (Raccoglitori)

I *collectors* o raccoglitori rivestono una importanza fondamentale nei sistemi lotici; si ritrovano in tutti i corsi d'acqua e hanno un ruolo di primo piano nel recuperare la materia organica in sospensione nella colonna d'acqua così come la frazione depositata sul fondo e sui corpi sommersi. La notevole specializzazione che questi organismi raggiungono con questa modalità di nutrimento ha portato a suddividere il gruppo nei due seguenti sottogruppi.

Collectors gatherers (Raccoglitori veri)

Sono i raccoglitori propriamente detti, che si nutrono di sedimenti di origine organica, FPOM e batteri ad essi associati, staccandoli e raccogliendoli direttamente dal substrato (Figura 1.7).

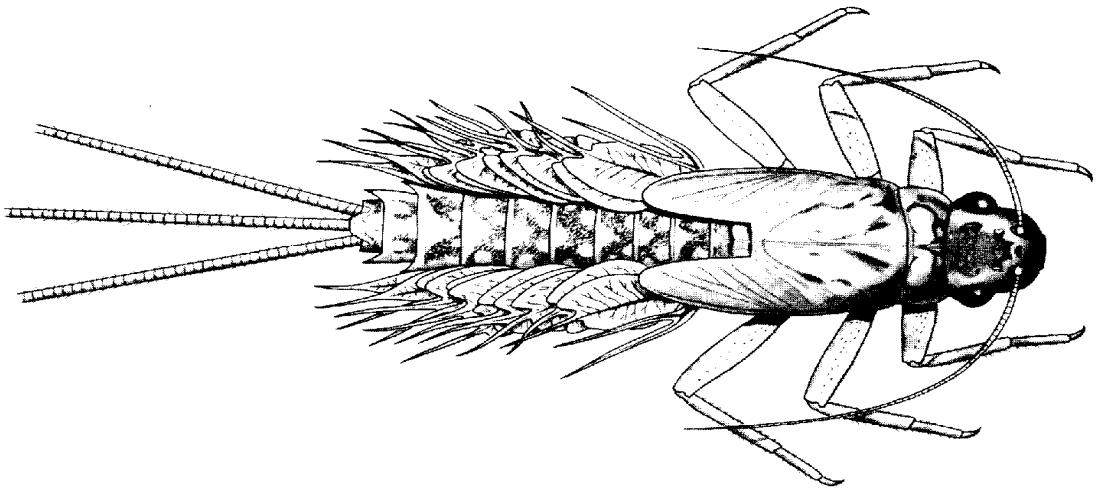

Figura 1.7: *Collector gatherers*: Efemerottero Leptophlebidae.

Collectors filterers (Filtratori)

Questi organismi, utilizzando adattamenti morfologici o comportamentali, filtrano la colonna d'acqua intrappolando il particellato organico in sospensione.

La specializzazione a cui giunge questo gruppo è notevole: alcuni tessono dei veri e propri setacci sericei, secreti da apposite ghiandole, che interpongono nella colonna d'acqua come delle reti da pesca; altri hanno antenne e arti modificati che utilizzano in modo analogo (Figura 1.8).

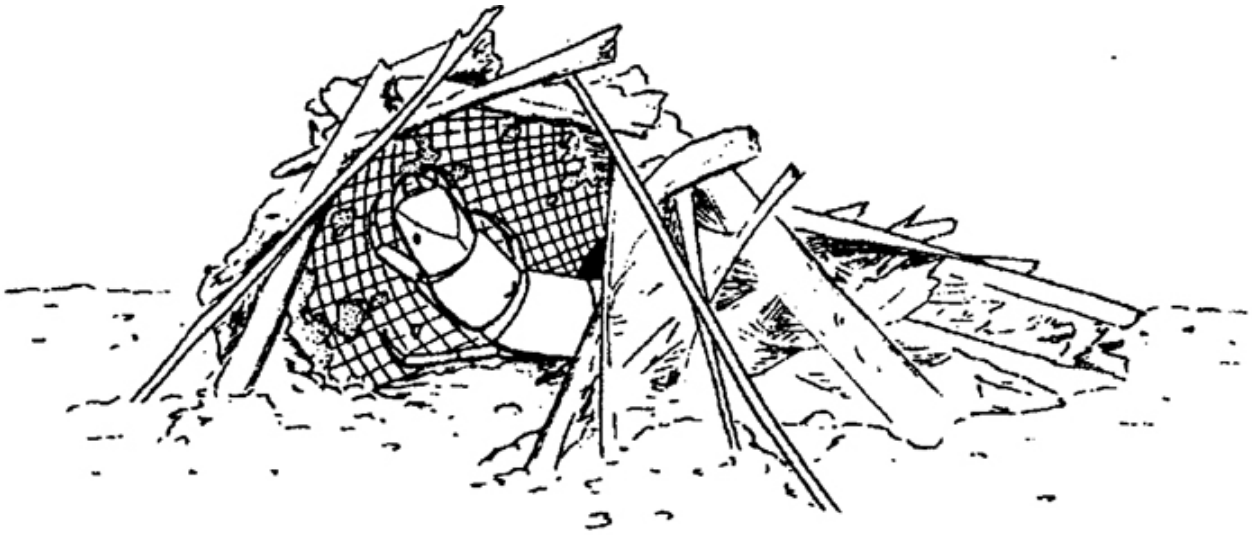

Figura 1.8: *Collector filterers*, Tricottero Philopotamidae.

Predators (Predatori)

I macroinvertebrati predatori si nutrono di altri macroinvertebrati e si ritrovano quindi alla sommità della catena alimentare (Cammarata *et al*., 2007). A seconda della modalità di consumo della preda possiamo suddividere i predatori in due sottogruppi.

Predators engulfers (predatori con apparato boccale masticatore)

Questi predatori smembrano la preda consumandone il corpo o parte di questo (Figura 1.9).

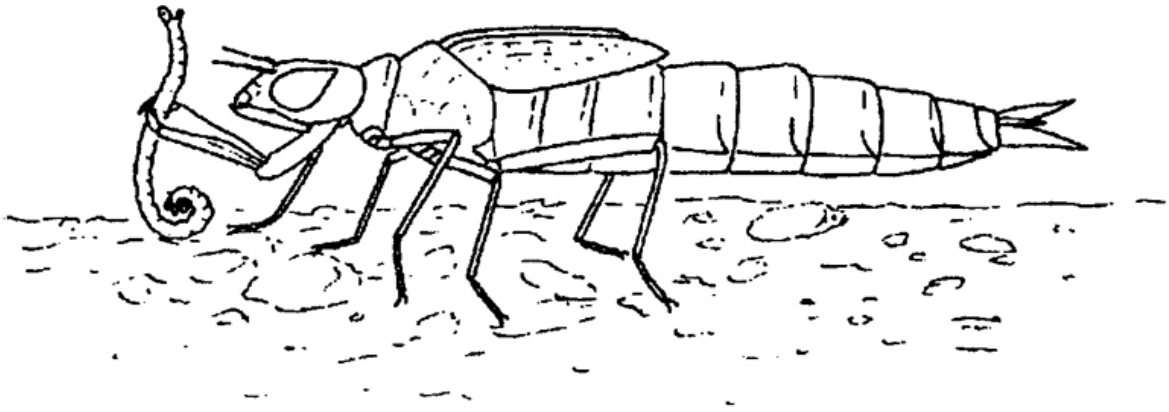

Figura 1.9: *Predator engulfer,* Odonato Anysoptera.

Predators piercers (predatori con apparato boccale pungente succhiante)

Grazie ad un apparato boccale pungente-succhiatore introducono un rostro appositamente specializzato all'interno della preda succhiandone direttamente i liquidi interni. Appartengono a questo sottogruppo molte specie di Eterotteri (Figura 1.10) e le larve di alcuni Coleotteri.

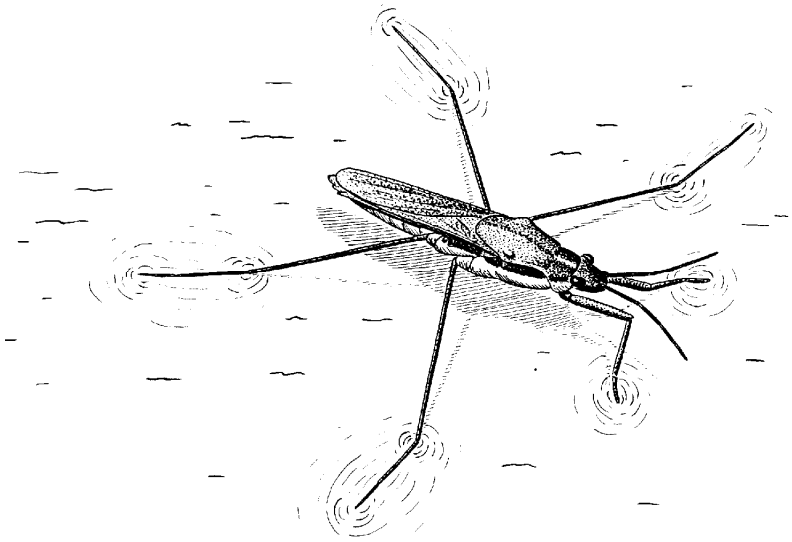

Figura 1.10: *Predator piercers,* Eterottero Gerridae.

All'interno del gruppo si possono far rientrare anche invertebrati parassiti (McCafferty, 1998), che colpiscono dalle uova agli adulti, causando spesso la morte dell'ospite.

Shredders (Tagliuzzatori)

Come più volte accennato, la vegetazione riparia e la componente vegetazionale del bacino idrico forniscono il più importante input alloctono di materia organica per gli ambienti lotici (Fisher & Likens, 1973; Petersen & Cummins, 1974; Suberkropp & Klug, 1976; Cummins *et al*., 1981; Cummins, 1992): il materiale vegetale caduto o convogliato nel corso d'acqua forma una lettiera che, oltre ad essere una riserva di materia organica per la comunità batterica e fungina del fiume, rappresenta l'alimento diretto di un vasto e importante gruppo di macroinvertebrati (Canotho & Graça, 1995; Casas & Gessner, 1999; Fenoglio *et al*., 2006).

Il gruppo che si nutre di tale lettiera organica è quello degli *shredders* o tagliuzzatori, che sono ovviamente importantissimi perché rendono disponibile per il resto della catena alimentare una risorsa altrimenti non utilizzabile. Dipendendo dalla disponibilità di foglie e materiale vegetale in decomposizione, questi organismi hanno sviluppato comportamenti e cicli biologici in sincronia con i ritmi della vegetazione del bacino idrico, per cui sono presenti in alcuni periodi e completamente assenti in altri (Cummins, 1973, 1974; Cummins & Wilzbach, 1985; Merritt & Cummins, 1996a; Gessner *et al.*, 1999; Fenoglio *et al*., 2005a).

Gli *shredders* si nutrono in ultima analisi di quella frazione grossolana del particellato organico che prende il nome di CPOM (Coarse Particulate Organic Matter), in particolare quello di origine vegetale; da questo punto di vista possiamo suddividere il gruppo in detritivori ed erbivori propriamente detti, ovvero quelli che si nutrono di macrofite viventi.

La grande importanza del ruolo degli *shredders* sta nel trasformare il CPOM (coarse particulate organic matter; dimensioni > 1 mm) in FPOM (fine particulate organic matter; dimensioni < 1 mm) (Obernborfer *et al*., 1984; Cummins *et al*., 1989), ed è stato stimato che circa il 30% del particellato grossolano venga sminuzzato proprio da questo gruppo (Petersen & Cummins, 1974; Merritt & Cummins, 1996a), che lo converte direttamente in FPOM attraverso le feci o liberando nell'acqua frammenti e scarti della propria nutrizione (Hynes, 1970; Cummins & Klug, 1979).

Gli *shredders* assolvono in modo notevole a questo compito: data la natura della loro risorsa nutritiva, più del 60% del materiale ingerito passa nelle feci per cui questi animali devono ingerire ogni giorno una quantità di cibo superiori al loro peso corporeo (Cummins, 1973 – Figura 1.11).

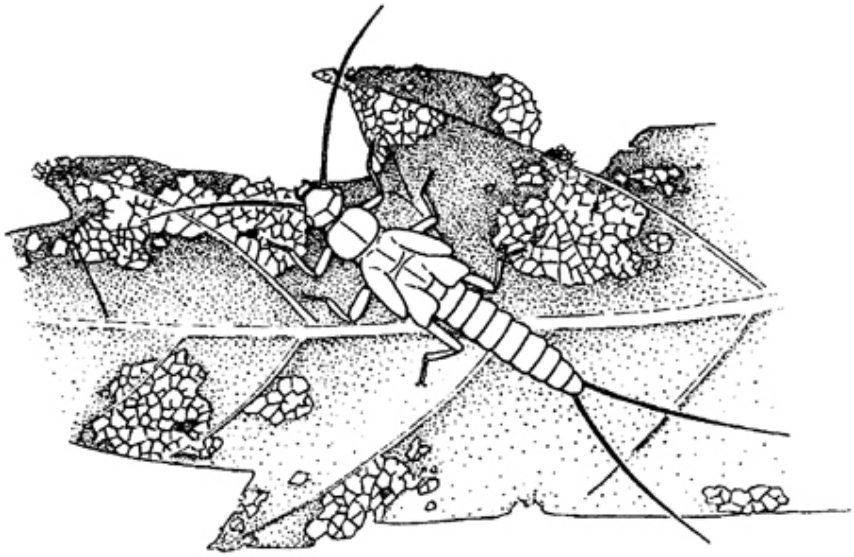

Figura 1.11: *Shredders,* Plecottero *Leuctra* sp.

Questi organismi hanno quindi un ruolo centrale nella metabolizzazione da parte del fiume del carico organico di origine vegetale: essi consumano in modo selettivo la lettiera in decomposizione rispondendo a precisi fattori, come ad esempio la colonizzazione batterica.

Inoltre esistono altre classificazioni riguardanti la comunità bentonica, ovvero suddivisioni in gruppi che condividono le stesse caratteristiche biologiche oppure le stesse esigenze ecologiche. Usseglio-Polatera e collaboratori (2000) hanno proposto una interessante classificazione del macrobenthos fluviale in base alla condivisione di alcune caratteristiche biologiche o ecologiche.

Gruppi che condividono le stesse caratteristiche biologiche:

- gruppo a: organismi di grosse dimensioni, con cicli vitali lunghi, in genere filtratori. Spesso hanno uova resistenti e riproduzione asessuale. Sono ad esempio Poriferi e Briozoi;
- gruppo b: organismi di medie dimensioni, con diverse abitudini alimentari comprendente Crostacei, Irudinei e Bivalvi. Sono spesso ovovivipari, con respirazione esclusivamente acquatica;

- gruppo c: organismi di medie dimensioni, monovoltini, principalmente tagliuzzatori o predatori. Depongono uova in ammassi cementati o gruppi. Questo gruppo comprende Plecotteri, Tricotteri, Ditteri e Turbellari;
- gruppo d: organismi di dimensioni medio-grandi in prevalenza Odonati con cicli vitali lunghi, in genere semivoltini. Predatori e allo stadio adulto buoni volatori;
- gruppo e: organismi piccoli o di medie dimensioni uni o plurivoltini. Generalmente tagliuzzatori o raschiatori;
- gruppo f: organismi di media taglia monovoltini, con respirazione acquatica. Spesso esistono fasi quiescenti (uova o stadi larvali). Questo gruppo comprende numerose famiglie di Tricotteri, Efemerotteri e Plecotteri;
- gruppo g: organismi di piccola-media taglia in genere nuotatori. Fanno parte di questo raggruppamento Coleotteri ed Eterotteri, tagliuzzatori e predatori;
- gruppo h: raggruppamento omogeneo di Oligocheti di diverse dimensioni plurivoltini, frequentemente interstiziali e detritivori.

Gruppi che condividono le stesse caratteristiche ecologiche:

- gruppo A: questo gruppo include organismi reofili, poco tolleranti all'incremento della sostanza organica, stenotermi freddi, che prediligono substrati minerali grossolani;
- gruppo B: organismi reofili, oligosaprobi, euritermi;
- gruppo C: organismi che colonizzano bordi e tratti epipotamali, a basse quote principalmente. Prediligono substrati di medie dimensioni (ciottoli-ghiaia), vegetazione e tratti con corrente lenta o moderata;
- gruppo D: vivono in tratti abbastanza lentici, sono euritermi, oligo e mesosaprobici,
- gruppo E: organismi termofili o euritermi, senza particolari preferenze per una tipologia di substrato;
- gruppo F: sono organismi estremamente tolleranti, che sopravvivono in diversi habitat. Prediligono tuttavia ambienti lentici o francamente stagnanti, specialmente se popolati da una ricca vegetazione a macrofite;
- gruppo G: organismi che vivono quasi esclusivamente in acque stagnanti, calde e con substrato organico e macrofite.

1.4 Variabilità spaziale e temporale delle comunità macrobentoniche

Gli ambienti lotici sono sistemi ecologici estremamente dinamici, dove le variabili ambientali abiotiche determinano e controllano la composizione delle comunità macrobentoniche (Minshall, 1984). Le comunità ad invertebrati sono caratterizzate da continue variazioni, che sono il risultato di mutamenti idrologici, chimico-fisici, geomorfologici. Per questo motivo, le comunità macrobentoniche possono mostrare grosse variazioni nella loro composizione e struttura su una scala sia spaziale sia temporale.

La distribuzione degli organismi nei sistemi fluviali può variare enormemente, e questa variabilità può essere rilevata a scale differenti:

1. le variazioni a livello di macro-habitat (tratti fluviali) sono molto consistenti e sono legate a fattori fisici quali caratteristiche climatiche, idrologiche e geomorfologiche (Sheldon & Walker, 1988);

2. le variazioni a livello di meso-habitat sono connesse con caratteristiche quali portata, erosione e sedimentazione (Downes *et al.*, 2000);

3. le variazioni su piccola scala, a livello di microhabitat, risultano al momento attuale le meno studiate, e sono probabilmente connesse alle caratteristiche idrologiche locali (velocità della corrente, altezza della colonna d'acqua – Brooks *et al.*, 2005; Fenoglio *et al*., 2004a,b), alla granulometria del fondo (Robson & Barmuta, 1998) ed alla disponibilità di particellato organico (Bo *et al.*, 2003).

Considerando le variazioni a piccola scala, un ruolo di primo piano è svolto dalla granulometria del substrato. Il substrato influenza direttamente ed indirettamente la composizione e struttura delle comunità macrobentoniche, per le seguenti ragioni:

- La tipologia di substrato può in primo luogo aumentare o inibire la capacità dei diversi organismi di aderire e muoversi sul fondo. Alcuni organismi necessitano di massi o substrati grossolani, cui aderiscono per mezzo di ventose (Bo & Fenoglio, 2003) quali ad

esempio i Ditteri Blephariceridae (Figura 1.12); altri prediligono zone limose o sabbiose, in cui possono infossarsi (ad esempio numerosi Oligochaeta e Bivalvia). In altri casi, la presenza di particolari tipologie granulometriche di substrato può essere fondamentale per la distribuzione di alcuni gruppi, quali ad esempio, molti Tricotteri Limnephilidae che utilizzano ghiaia fine per la costruzione di astucci larvali o pupali.

- Altro effetto diretto del substrato è l'influenza sul processo di respirazione (ad esempio: substrati grossolani permettono generalmente una maggior ossigenazione dell'acqua interstiziale). Tale effetto è stato da tempo rilevato in alcune specie di Efemerotteri, quali *Ephemera simulans* (Resh & Rosemberg, 1984).

- La tipologia di substrato dominante può permettere o meno la crescita degli organismi produttori, siano essi alghe unicellulari quali Diatomee, briofite o macrofite. Questo può avere una notevole influenza sulle dinamiche energetiche del sistema lotico.

- Particolari tipologie di substrato costituiscono delle vere e proprie strutture di ritenzione che trattengono le foglie ed il particellato organico grossolano di origine alloctona, andando così a migliorare le possibilità trofiche del tratto fluviale (Fenoglio *et al.*, 2005a).

Figura 1.12: Visione ventrale e ventose di un Dittero Blephariceridae (foto S. Fenoglio).

Anche nello stesso substrato, la presenza ed abbondanza del macrobenthos può variare col tempo come conseguenza di mutamenti legati ai cicli vitali ed alle condizioni fisiche dell'ambiente (es: variazioni di temperatura) (Resh & Rosenberg, 1984; Fenoglio *et al.*, 2002, 2004a, b).

La variabilità temporale delle comunità macrobentoniche è estremamente evidente, specialmente nei sistemi lotici temperati. Tale variabilità è in gran parte legata a fattori climatici (Hawkins *et al.*, 1997), che a loro volta condizionano direttamente il regime idrologico, la temperatura dell'acqua ed il fotoperiodo ed indirettamente l'apporto energetico alloctono (caduta delle foglie all'interno del bacino idrografico) ed autoctono (crescita algale; Carr *et al*., 2005).

I cicli vitali di numerosi taxa presentano inoltre cospicue variazioni stagionali, legate alle caratteristiche auto-ecologiche dei diversi gruppi (Yanoviak & McCafferty, 1996). E' noto ad esempio che in Piemonte il Plecottero *Brachyptera monilicornis* (Figura 1.13) mostra cospicue variazioni stagionali nella sua presenza, con un picco nel periodo freddo (Agosta *et al.*, 2001).

Figura 1.13: *Brachyptera monilicornis,* un raro Plecottero Taeniopterygidae (foto S. Fenoglio).

Nella sua fondamentale opera '*The ecology of running waters'*, Hynes (1970) tratteggiò per sommi capi l'evoluzione stagionale di una comunità macrobentonica all'interno di un sistema fluviale temperato, in cui entrambe le componenti sopra descritte (quella abiotica-ambientale e quella biotica, legata ai cicli vitali) concorrono a far fluttuare nel tempo la densità e la ricchezza sistematica delle comunità macrobentoniche.

1.5 Input energetici dei sistemi lotici

Un ecosistema lotico ottiene energia da *input* autoctoni (la produzione primaria degli organismi autotrofi presenti nel corso d'acqua) e da *input* alloctoni (energia derivante dalla materia organica non vivente prodotta nel bacino drenato dal corpo idrico). Gli organismi autotrofi, come batteri, protisti e piante sono importanti in un corso d'acqua in quanto producono sostanze nutritive e energia a partire da materiali inorganici, mentre gli organismi eterotrofi non essendo in grado di produrre le sostanze organiche prendono la loro energia dagli organismi autotrofi (Cushing & Allan, 2001; Dodds, 2002). La produzione eterotrofa richiede fonti non viventi di materiale organico e la presenza di micro (funghi e batteri) e macro-consumatori (invertebrati - Allan, 1995). La produzione primaria crea nuova materia organica da precursori inorganici e ricava energia dal sole. La produzione secondaria, invece, si ha quando gli organismi consumatori crescono e si riproducono aumentando la consistenza numerica della loro popolazione. L'energia originata dalla produzione primaria può non essere necessariamente derivata dalle piante acquatiche; anzi, nella maggior parte dei casi, la materia organica consumata nei sistemi fluviali proviene dalla produzione primaria terrestre.

1.5.1 Input energetico autoctono

L'input autoctono deriva dalla produzione primaria interna, che avviene grazie ad organismi fotosintetizzatori quali Alghe bentoniche, macrofite e fitoplancton. Essi sono particolarmente importanti nei tratti medi dei fiumi dove le condizioni ambientali, ed in particolare la luminosità, i nutrienti, la temperatura e la velocità della corrente sono più favorevoli. Questi produttori sono stati spesso sottovalutati in passato a causa della modesta quantità di alghe e piante tipicamente presenti in un fiume, perché comparati alla considerevole quantità di materia organica di origine alloctona. Tuttavia, una biomassa algale di piccole dimensione può supportare una più vasta biomassa di consumatori grazie al rapido turnover (in ore o giorni).

In contrapposizione, il turnover di detrito alloctono è assai più lento, misurato in un arco di tempo di anni o decadi (Naiman, 1983).

La materia organica autoctona è poi molto più ricca come risorsa trofica di quella alloctona (Anderson & Cummins, 1979), e una produzione primaria elevata, che si verifichi stagionalmente, può arricchire significativamente il pool detritico per i consumatori invertebrati.

Come detto in precedenza, i produttori primari in un sistema fluviale sono presenti in tre forme: alghe bentoniche, macrofite e fitoplancton. Le alghe bentoniche sono attaccate al detrito subemergente o che si trova sul fondo. Le macrofite includono angiosperme radicate nel fondo del fiume, muschi e altre briofite. Il fitoplancton consiste in alghe in sospensione, che fluttuano liberamente nella corrente. La relativa abbondanza di queste tre specie varia al variare della grandezza del fiume, gradiente d esposizione alla luce solare.

Alghe bentoniche

Queste alghe, che coprono il substrato degli ambienti lotici, hanno due forme generali: microscopica, come le alghe unicellulari (specialmente le diatomee) che formano sottili strati e macroscopica, come le macroalghe (alghe verdi, blu-verdi e rosse) che crescono come filamenti, lamine o tappeti.

Le alghe bentoniche sono presenti in associazione con funghi e batteri (che usufruiscono della produttività primaria algale) in un complesso chiamato periphyton, che è la componente autotrofa del biofilm, la sottile pellicola che riveste quasi tutti i substrati fluviali: questa è composta appunto da alghe bentoniche e altri organismi immersi in una matrice polisaccarica (Fenoglio & Bo, 2009).

Le varie forme di crescita sono relazionate alla loro funzione nella produzione primaria, assimilazione dei nutrienti e protezione dal pascolo. Queste forme includono quella filamentosa, ramificata o meno; filamentosa ramificata in una matrice mucillaginosa o gelatinosa; in forma di colonia di cellule appiattite in una matrice gelatinosa; prostrata.

Nei sistemi fluviali, le alghe tipiche sono Clorofite come il genere *Ulothrix* che forma la matrice primaria del tappeto algale, filamentose come il genere *Anabaena*, *Spirogyra*, *Oscillatoria*, mentre tra le Rodofite incrostanti il genere *Batracospermum* è quello più frequente.

Le Diatomee in particolare (Figura 1.14), sono il gruppo più importante e specializzato del periphyton: sono organismi unicellulari con teca silicea e forma pennata nelle specie fluviali.

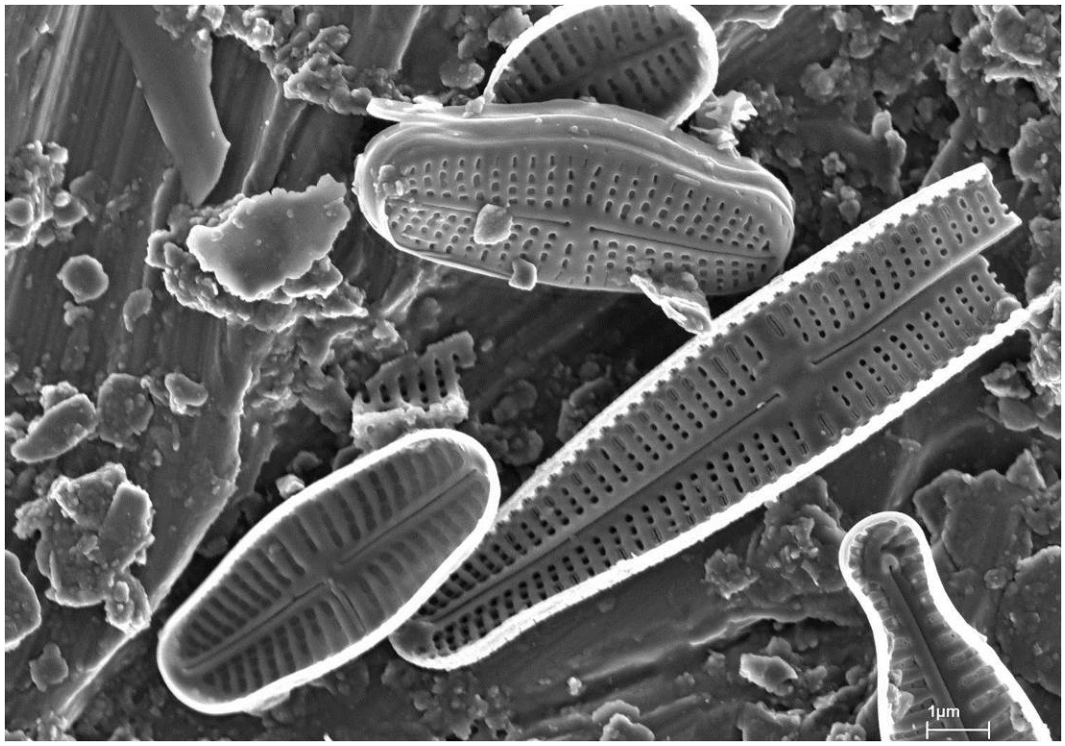

Figura 1.14: Alghe Diatomee (foto J.M. Tierno de Figueroa).

Sono comunque invisibili ad occhio nudo ma possono creare evidenti strati gelatinosi che ricoprono massi e ciottoli.

La fissazione del carbonio e l'assorbimento di nutrienti sono direttamente collegati al rapporto volume-superficie dell'alga e mostrano valori più alti nelle specie filamentose ramificate e valori più bassi in quelle gelatinose. Quest'ultime sono anche le meno attaccate dagli organismi raschiatori, al contrario di quanto accade per diatomee e specie filamentose non ramificate (Lamberti & Resh, 1983).

Le alghe bentoniche spesso rimangono permanenti durante tutto l'anno, con alcuni taxa che sono però dominanti in determinate stagioni: per esempio il genere *Ulothrix* è dominante in primavera, permettendo la crescita di altre alghe blu-verdi (come *Oedogonium, Pectonem* e *Phormidium*) in autunno, e la predominanza della diatomee in inverno.

Ultimo cenno va fatto alla classificazione di queste alghe in base al tipo di substrato da esse colonizzato:

-epilitiche: presenti su rocce e grossi ciottoli;

-epifitiche: su vegetali sommersi;

-epipeliche: su substrati fini, come il limo;

-epizoiche: su animali;

-epipsammiche: su sabbia;

-epidendriche: su legni sommersi.

Macrofite.

Il principale gruppo di Macrofite è costituito dalle Angiosperme, che hanno radici, foglie e tessuti vascolari differenziati. L'elemento limitante per la presenza di questi organismi è rappresentato dalla velocità della corrente nonché dalle variazioni di portata e velocità; a tutto ciò si sommano il rotolamento e movimento per saltazione del detrito nei tratti più a monte. Altri fattori che limitano l'attività fotosintetica sono l'elevata ombreggiatura dell'alveo e la scarsità di nutrienti, nonché la profondità delle acque e il loro livello di torbidità.

La zona che rappresenta l'habitat più favorevole per queste piante è il tratto pedemontano (Viaroli *et al*., 1996), che per l'appunto spesso viene indicato con il termine *fascia delle macrofite*. In questo tratto fluviale, le macrofite formano spesso masse sommerse e compatte, delle quali giungono in superficie solo i fiori.

Oltre a questa peculiare distribuzione longitudinale le macrofite presentano anche una particolare distribuzione trasversale, con piante radicate e sommerse nella parte centrale dell'alveo, come il *Ceratophyllum demersum*, radicate flottanti sul bordo (ad es. *Potamogeton perfoliatus*, oppure *Nymphaea* sp.) e radicate ed emergenti in prossimità delle sponde, come la *Sagittaria sagittifoglia*. Le piante liberamente fluttuanti, come la lenticchia d'acqua (*Lemna minor*) sono poco frequenti e colonizzano esclusivamente aree semilentiche, come meandri abbandanti o pozze laterali (Fenoglio & Bo, 2009).

Le macrofite acquatiche hanno sviluppato particolari adattamenti per la vita in questi ambienti (Bolpagni *et al*., 2007) come la presenza di radici avventizie, flusso flessibile, parenchima aerifero, foglie generalmente più piccole in confronto a quelle delle piante che vivono nei sistemi lentici e modalità di riproduzione principale per via vegetativa e non

attraverso alla dispersione di semi. Occorre anche ricordare che le macrofite hanno un ruolo importante nella costruzione di micro-habitat all'interno del corso d'acqua.

Oltre alle Angiosperme, le Briofite (muschi ed epatiche) possono essere importanti negli ambienti acquatici sia dei tratti a monte (Steinman e Boston, 1993) sia dei grandi fiumi (Naiman & Sedell, 1980; Naiman, 1983). Spesso le stesse specie di briofite che si trovano immerse in corrente crescono anche fuori dall'acqua lungo le sponde (Glime & Vitt, 1987).

I muschi hanno diverse forme di crescita caratteristiche, che includono ciuffi con filamenti che fluttuano liberi e nelle acque con velocità di corrente più elevata filamenti più corti (Brusven *et al*., 1990). I muschi sono piante perenni che impiegano diversi anni per crescere (Naiman & Sedell, 1980) e sono molto sensibili all'instabilità del substrato (Englund, 1991). Quindi essi sono spesso abbondanti specialmente nelle acque correnti su massi stabili e substrati rocciosi (Suren 1991; Steinman & Boston, 1993).

Fitoplancton

Il vero fitoplancton fluviale o "potamo-plancton" interessa normalmente le zone di bassa corrente o stagnanti, mentre solitamente non è presente nei piccoli corsi d'acqua; in casi eccezionali si può parlare di 'tychoplancton', quando piccoli organismi vengono rimossi dal substrato e trasportati nella colonna d'acqua in seguito ad improvvise variazioni della portata (Reid & Wood, 1976).

Il fitoplancton tipico dei sistemi fluviali con velocità di corrente ridotte include le Diatomee centriche (per esempio *Stephanodiscus*) e piccole alghe verdi (come *Scenedesmus*). Stagionalmente, le diatomee fioriscono spesso in primavera al calare della portata del fiume, seguite dalla fioritura mista di alghe verdi e diatomee in estate (Garnier *et al*., 1995).

Perché il fitoplancton si sviluppi, il tempo di ritenzione deve essere lungo abbastanza così che la crescita della popolazione attraverso divisione cellulare abbia un peso maggiore della perdita per diluizione e scarico; per un dato sito, quindi il potamopalncton aumenta quindi al diminuire del flusso di scarico.

Tutti gli organismi sopracitati contribuiscono alla formazione della produzione primaria interna al corso d'acqua o produzione primaria autoctona.

La produzione primaria è rappresentata principalmente dalla biomassa algale (quindi di origine autoctona) che è presente sottoforma di biofilm perifitico in associazione con funghi, batteri e una matrice polisaccaridica.

Ciò che guida la produzione primaria è l'energia dei fotoni dal Sole, che viene catturata come energia chimica da protisti, batteri, piante e alghe grazie alla clorofilla e ad altri pigmenti fotosintetici. La fotosintesi assimila carbonio, solitamente dal biossido di carbonio o bicarbonato e idrogeno dall'acqua per la fissazione dei glucidi e il rilascio di ossigeno, secondo la formula:

$$6\ CO_2 + 6\ H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2$$

Le piante utilizzano alcuni dei prodotti fotosintetici per il loro mantenimento e alcuni immagazzinati come riserva energetica utile alla crescita e sviluppo. Questi prodotti possono essere consumati da altri organismi all'interno della catena alimentare. Analogamente alla prima legge della termodinamica, l'equazione dell'energia per la produzione primaria è:

$$GPP = NPP + R$$

Dove GPP è la produzione primaria lorda, NPP quella netta mentre R rappresenta la respirazione autotrofica. La produzione netta NPP rappresenta l'eccesso di energia al di sopra del costo di mantenimento delle piante che si accumula come biomassa. La produzione netta è tutto ciò che diventa disponibile per gli altri organismi attraverso la catena trofica. La relazione tra biomassa e produzione determina il tasso di turnover al quale la biomassa attuale viene sostituita con la produzione di nuova biomassa. La biomassa attuale in sé non è una buona misura del produzione potenziale perché una piccola biomassa con un alto tasso di turnover può supportare una notevole abbondanza di consumatori. Le diatomee perifitiche, ad esempio, possono essere tenute ad una bassa quantità di biomassa attuale dall'attrito dell'acqua sul biofilm e dagli organismi che se ne cibano, ma grazie al fatto che esse si riproducono molto rapidamente, la loro produzione è spesso molte volte più grande della loro biomassa in un dato momento.

Questo indice di produttività del sistema fluviale sfrutta quindi la misurazione della biomassa e le sue variazioni all'interno dello status trofico di un fiume. I valori di biomassa algale possono variare in qualsiasi momento a causa di elementi di disturbo esterni delle condizioni ambientali: questo fa sì che questo indice da solo non possa rappresentare un'indicazione attendibile sulle condizioni di un sistema fluviale. I campionamenti per la sua determinazione vengono fatti analizzando sempre la stessa zona dell'asta fluviale ad intervalli periodici (nel nostro caso, una volta al mese), nell'arco di un anno, per avere così un andamento stagionale della produzione della biomassa algale, considerando eventuali variabili.

Fattori limitanti. Il tasso della produzione primaria in un fiume è influenzato da molti fattori, inclusi disponibilità di luce, nutrienti, temperatura, erbivori, caratteristiche fisiche della corrente eccetera. I fattori limitanti più importanti per la produzione primaria sono luce e nutrienti. Una quantità bassa di luce solare è il primo fattore limitante nei piccoli corsi (Hill & Harvey, 1990) e scarsi nutrienti limitano la produzione ad alti livelli di luce (Lowe *et al*., 1986; Perrin *et al*., 1987; Hill & Knight, 1988). Molte piante acquatiche e alghe sono adattate a bassi livelli di luce solare. L'abilità di fotosintetizzare efficientemente in queste condizioni si rivela vantaggiosa per le piante sommerse. Il livello critico di luce al quale la respirazione eguaglia la fotosintesi è conosciuto come punto di compensazione, al di sotto del quale piante e alghe potrebbero morire per mancato apporto nutritivo, in quanto la respirazione sarebbe maggiore dell'energia che produrrebbero per alimentarsi. Con l'incremento di luce, la fotosintesi potrebbe però diminuire a causa della fotossidazione degli enzimi e della inattivazione della clorofilla. Il livello di saturazione dipende comunque da specie a specie e dalle loro condizioni d'acclimazione. Con livelli sufficienti di luce, la produzione primaria di solito viene limitata dai nutrienti. La limitazione di nutrienti negli ambienti lotici differisce molto da quelli lentici dove la biomassa può aumentare fino a che i nutrienti si esauriscono. I grandi fiumi possono, in alcuni casi, comportarsi come ambienti lentici se il tempo di ritenzione dura abbastanza da permettere al potamoplancton di ridurre la disponibilità di nutrienti. I fiumi ricevono un apporto costante di nutrienti dalle acque più a monte, ma l'assimilazione di nutrienti è limitata dal tasso di diffusione attraverso lo strato limite che circonda la cellula algale;

questo fa si che nonostante vi sia un apporto continuo la riproduzione possa essere limitata dalla mancanza di nutrienti.

L'apporto di CO_2 è spesso più che sufficiente data la turbolenza delle acque correnti, anche se acque alcaline o fortemente calcaree possono costituire un problema per la sua assimilazione. Alcune specie di piante acquatiche riescono ad ovviare a questo problema assumendo bicarbonato. Il silicio è un elemento fondamentale per le diatomee, al contrario della maggior parte delle altre alghe: esse cesserebbero la loro divisione cellulare in assenza di questo elemento. Anche fosforo (P) e azoto (N) sono due elementi che limitano la produzione primaria (Pinardi *et al*., 2009) causando il fenomeno dell'eutrofizzazione. Il rapporto ottimale N:P per la produzione primaria dovrebbe essere 15:1molare (Elwood *et al*., 1981).

Altro fattore limitante per la produttività sono i consumatori primari come gasteropodi, isopodi, alcuni tricotteri e piccoli pesci, che abbassano i livelli di produzione primaria soprattutto nei periodi in cui la portata cala e i consumatori sono concentrati.

1.5.2 Input energetico alloctono

In ecologia fluviale l'input energetico prodotto all'interno del corpo idrico viene chiamato produzione autoctona, mentre quello prodotto al di fuori del fiume è conosciuta come produzione alloctona.

I detriti di origine vegetale che entrano nel corso d'acqua lo arricchiscono di materia organica, ed in alcuni casi l'energia di queste fonti può essere superiore a quella formatasi all'interno del fiume con la fotosintesi (Allan, 1995). In effetti, la via eterotrofa diventa importante quando la fotosintesi è modesta (Vannote *et al*., 1980; Cushing *et al*., 1983), mentre gli autotrofi sono dominanti solo quando le condizioni ambientali favoriscono la produttività primaria. Ad esempio, come già ricordato sopra, in un fiume si può verificare una riduzione della crescita algale per l'effetto dell'ombreggiatura della foresta ripariale (Allan, 1995).

La materia organica che costituisce l'apporto (input) energetico del fiume può essere suddivisa in tre classi (Tabella 1.2):

- CPOM (*Coarse Particulate Organic Matter*): particellato di materia organica grossolana, più grande di 1 mm;
- FPOM (*Fine Particulate Organic Matter*): particellato di materia organica fine, compresa nell'intervallo tra 1 mm e 5 μm;
- DOM (*Dissolved Organic Matter*): materia organica disciolta, inferiore a 5 μm.

TIPI DI INPUT	**FONTI DI INPUT**
CPOM Materia organica particolata grossolana	Foglie e aghi di pino che, in base alle stagioni, costituiscono il maggior input nei bacini forestati
	Detriti di macrofite.
	Detriti legnosi costituiscono una importante componente, utilizzata molto lentamente.
	Parti di piante (fiori, frutti e pollini).
	Detriti animali (feci e carcasse).
FPOM Materia organica particolata fine	Frammentazione del CPOM.
	Feci di piccoli consumatori.
	Da DOM presente come microstrato su pietre e rocce, come conseguenza della azione microbica e processi chimici e fisici (anche se flocculazione e adsorbimento sono meno importanti dell'attività microbica).
	Lisciviazione di alghe e dello strato organico.
DOM Materia organica disciolta	Fondo del fiume.
	Correnti superficiali sul fondo.
	Lisciviazione di detriti di origine terrestre.
	Rilascio extracellulare e lisciviazione di alghe e macrofite.

Tabella 1.2: Sostanza organica presente nei sistemi lotici (da Allan, 1995).

a) **CPOM** *(materia organica particolata grossolana più grande di 1 mm)*

Tutta la materia organica derivante dall'ambiente terrestre che raggiunge le rive, e poi il fiume, diventa una potenziale risorsa di energia. Gli ecologi designano foglie, frutti, ramoscelli, ceppi con il termine di materiale organico grossolano (CPOM) definito come materiale organico le cui dimensioni singole sono maggiori di 1 mm (Cushing & Allan, 2001). Il CPOM è il principale *input* di energia in alcuni corsi d'acqua eterotrofi (Bo *et al*., 2003). In particolare il CPOM costituito dalle foglie che cadono in autunno è il principale input di energia per molti fiumi (Fenoglio *et al*., 2005a), ma esistono altre sorgenti di CPOM che rientrano nella via eterotrofa del fiume e che possono essere stagionalmente e geograficamente differenti come parti di fiori, frutti e carcasse animali (Allan, 1995; Fenoglio *et al*. 2005). Il particellato di materia organica grossolana quando raggiunge l'alveo va incontro ad un complesso processo di alterazione e metabolizzazione, che lo rende disponibile per l'ingresso nella catena energetica del fiume (Cushing & Allan, 2001). Peterson & Cummins (1974) individuarono cospicue variazioni del grado di metabolizzazione delle foglie, definito "*processing continuum*", con tassi di metabolizzazione molto diversi tra le diverse specie arboree; questa variabilità è legata a numerosi fattori, quali la temperatura, il chimismo dell'acqua ed il pH (Allan, 1995). Fenoglio *et al.* (2005a) hanno evidenziato la presenza di tali *trend* di degradazione della sostanza organica di origine alloctona anche in un corso d'acqua appenninico, il torrente Erro (AL).

Nella figura 1.15 sono descritte le sequenze del processo di metabolizzazione di una foglia caduta in acqua, con una prima fase in cui avviene l'aumento del contenuto di acqua e la lisciviazione delle parti solubili. Una seconda fase prevede un periodo di colonizzazione microbica da parte di funghi e batteri che causano numerosi cambiamenti nelle caratteristiche strutturali delle foglie stesse (Figura 1.16). La popolazione microbica svolge un ruolo centrale nella decomposizione della sostanza fogliare e la rende più appetibile e nutriente per i consumatori. L'azione dei detritivori accelera il processo di decomposizione.

La terza fase prevede la frammentazione delle foglie ad opera dell'azione meccanica delle acque e dell'attività di invertebrati; tale fase si conclude quando non ci sono più grosse particelle (Allan, 1995). Alcuni esperimenti hanno dimostrato che il 25% della degradazione delle foglie è attribuibile all'attività degli invertebrati (Allan, 1995).

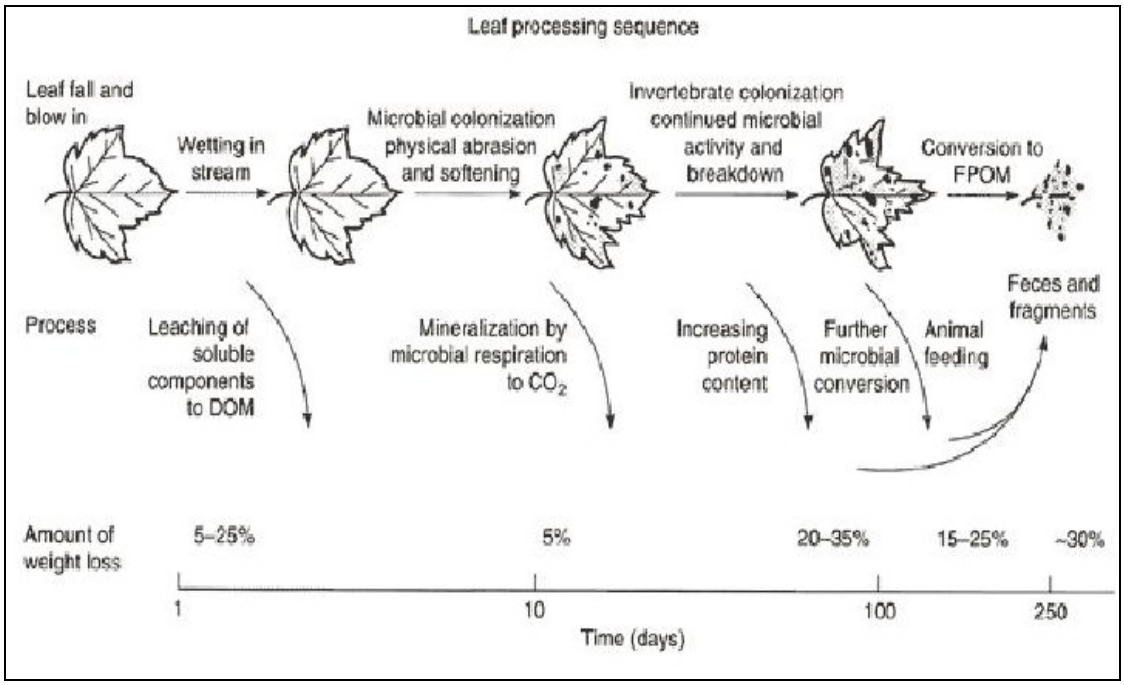

Figura 1.15: Processo di decomposizione di materiale vegetale di origine alloctona.

Figura 1.16: Foglie e materiale vegetale convogliato nel corso d'acqua.

La combinazione di attività degradanti fisiche, chimiche e biologiche convertono parte del CPOM in FPOM. Il FPOM è un particellato organico di grana più fine, disponibile per altri consumatori, quali batteri e invertebrati raccoglitori (collectors gatherers).

Essenzialmente le stesse fasi si hanno per il CPOM che deriva da morte e decomposizione di muschi e macrofite, i quali sono convertiti da funghi e batteri che li rompono, li digeriscono e producono *pellet* fecale, oppure attraverso la macerazione di piccoli pezzi di materiale organico. Questi raggiungono le dimensioni di 1 mm ed incominciano a far parte del FPOM trovandosi in sospensione nell'acqua o depositandosi su pietre o in fondo al fiume (Harmon *et al*., 1986; Cushing & Allan, 2001).

b) **FPOM** *(materia organica particolata fine, compresa nell'intervallo tra 1 mm e 5 µm)*

Nella fase di metabolizzazione del CPOM i batteri diventano abbondanti e giocano un ruolo fondamentale. Nella fase successiva, cioè durante la metabolizzazione del FPOM, la popolazione microbica subisce una riduzione numerica e conseguentemente l'importanza delle ife fungine e dei batteri decresce. Il FPOM è un'importante fonte di energia per il fiume (Cushing & Allan, 2001).

Il FPOM è originato dalla triturazione di foglie e dalla loro decomposizione, dalla frammentazione di grandi e piccole particelle di particellato grossolano, ma deriva anche da feci prodotte da consumatori di CPOM (Figura 1.17).

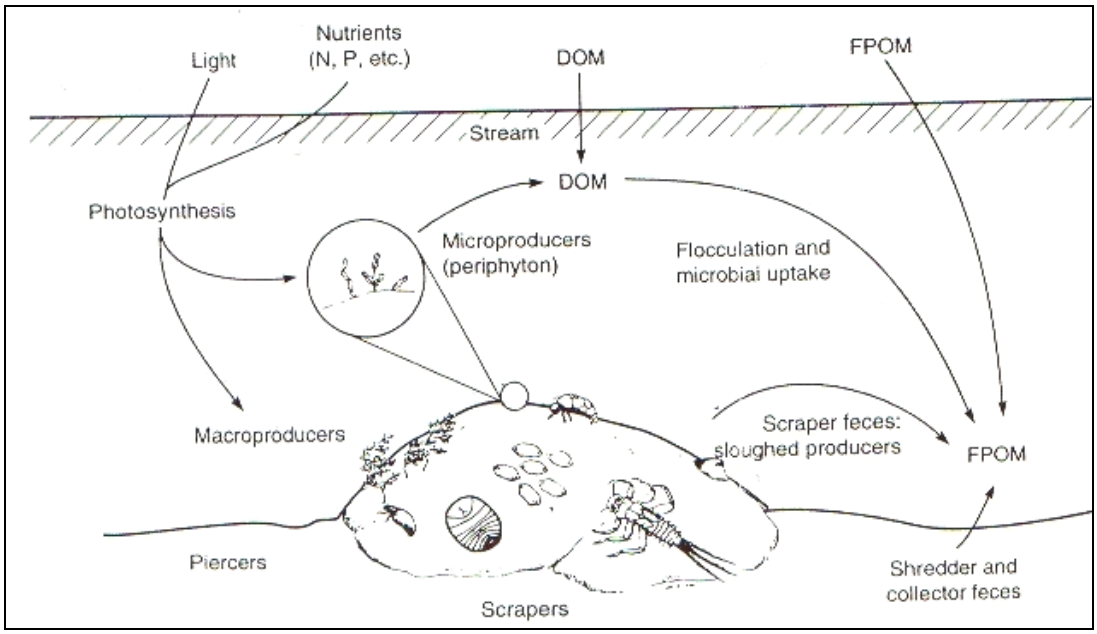

Figura 1.17: Catena alimentare semplificata, con la schematizzazione della formazione del FPOM.

Il FPOM è originato dalla macerazione dovuta all'opera di ife fungine che decompongono i frammenti grossolani, li riducono di dimensioni, abbassano i valori nutrizionali e diminuiscono in assoluto la quantità di cellulosa, emicellulosa e lignina.

Grazie alle sue piccole dimensioni, il FPOM risulta più facilmente trasportabile dalla corrente rispetto al CPOM; di conseguenza la quantità di FPOM disponibile al consumo è fortemente influenzato da regimi di corrente e ostruzioni del fiume. In generale il trasporto a distanza dipende da molte variabili incluse le dimensioni del materiale, le caratteristiche dell'alveo e del canale, la presenza di ostruzioni fisiche che intrappolano detriti e riducono la corrente (Allan, 1995). Studi di Hedges *et al*. (1986) concludono che la maggior parte di FPOM deriva da materiale terrestre; anche Fenoglio *et al*., (2005a) attribuiscono grande importanza all'input energetico alloctono.

c) **DOM** *(materia organica disciolta inferiore a 5 µm)*

Il DOM (*Dissolved Organic Matter*) costituisce un'ulteriore input energetico dell'ecosistema fluviale e non viene convenzionalmente compresa in categorie autoctone e alloctone perché si origina sia all'interno sia all'esterno del fiume (Cushing & Allan, 2001).

Il DOM di solito è maggiore nelle zone di *pool* e si origina come prodotto della trasformazione di materia organica terrestre ed acquatica: esso deriva da processi di lisciviazione di foglie e di altra materia organica particolata, e infine dal rilascio extracellulare dalle piante. L'acqua interstiziale contiene alte concentrazioni di DOM, che vengono metabolizzate dal biota del fiume, per cui nelle acque superficiali questa concentrazione diminuisce. L'acqua della superficie terrestre contiene concentrazioni di DOM basse come conseguenza della degradazione biologica e chimica della materia organica. Il DOM viene rimosso dal corso d'acqua con processi abiotici e biotici. I principali processi che riguardano il DOM sono legati all'intervento di microrganismi, specialmente batteri, alla conseguente assimilazione di carbonio organico, ricavato da ambiente terrestre e da fotosintesi delle piante, ed al consumo di questa produzione eterotrofa. Il processo abiotico per la rimozione di DOM dall'acqua consiste nella conversione in forme di particellato (Allan, 1995). L'ingresso delle foglie nel fiume e la successiva lisciviazione avvengono in autunno e alcuni studi dimostrano che il DOM proveniente da foglie lisciviate è rimosso dal corso d'acqua rapidamente, in circa 48-72 ore (Lock & Hynes, 1976; Lush & Hynes, 1978; Dahm, 1981). Tuttavia è dimostrato che in un periodo di pochi giorni gli organismi microbici sono responsabili della scomparsa della maggior parte di DOM dallo strato di sedimento e dalla colonna d'acqua. Lush & Hynes (1973) suggeriscono che la composizione ionica dell'acqua, il pH e la turbolenza sono i fattori che influenzano maggiormente la formazione del DOM.

La vegetazione ripariale riveste un ruolo estremamente importante nelle dinamiche ecologiche dei sistemi fluviali, esercitando ad esempio una profonda influenza sulla struttura trofica della comunità bentonica dei corsi d'acqua di basso ordine (*headwaters*).

In questi sistemi il maggior contributo energetico viene dato infatti dalle foglie, dai ramoscelli e da altro materiale organico vegetale che viene prodotto all'interno del bacino idrico e convogliato dalla gravità e dalle precipitazioni nel reticolo fluviale.

I dati riportati in letteratura indicano che la materia organica alloctona può coprire tra il 50% e il 99% del fabbisogno energetico totale delle comunità bentoniche dei torrenti (Fisher & Likens, 1973; Reice, 1974); infatti il materiale vegetale costituisce la maggior fonte di nutrimento per i macroinvertebrati detritivori (Dobson & Hildrew, 1992; Richardson, 1992).

Un fiume riceve foglie appartenenti a diversi *taxa* vegetali e risulta quindi osservabile una sequenza temporale dell'accumulo delle foglie nell'alveo, in base al periodo in cui si ha l'abscissione, al trasporto longitudinale dovuto al flusso della corrente ed alle diverse velocità di decomposizione (Gerhardt, 1992). In questo contesto si verifica un prolungato apporto energetico che viene utilizzato dalle comunità bentonica; prima verranno utilizzate le foglie "*fast*", che sono rapidamente colonizzate da microrganismi (come batteri, funghi, microalghe, protozoi, amebe, rotiferi…) e dai macroinvertebrati trituratori; in seguito le foglie "*medium*" e "*slow*". Esistono diversi tipi di trituratori, definiti autunno-invernali e primaverili-estivi, in grado di operare una continua conversione di CPOM in FPOM durante tutto l'anno (Cummins *et al*., 1989).

Il contributo energetico alloctono non deriva esclusivamente dalle foglie cadute in autunno, ma anche da quelle che in inverno sono state sottoposte a parziale decomposizione da parte dei consumatori terrestri sulla riva, per cui si avrà un *input* energetico anche in primavera (Garden & Davies, 1988; Merritt & Lawson, 1992), oppure dalle foglie cadute dagli alberi durante temporali o venti forti (Leff & McArthur, 1990).

Gli apporti primaverili sono importanti per l'ecosistema fluviale in quanto giungono in un momento in cui le riserve energetiche autunnali sono diminuite. A questo riguardo Merritt & Lawson (1992) osservano come un corso d'acqua e la piana alluvionale siano sistemi tra loro interagenti, in cui gli eventi meteorologici ed idrologici annuali possono trasportare materia organica particellata dalla pianura alluvionale al fiume, rendendola disponibile per gli organismi detritivori, ma anche nella direzione opposta permettendone un accumulo temporaneo.

Si pone così in evidenza l'esistenza di una stretta relazione tra la comunità fluviale e la vegetazione ripariale, ossia una coevoluzione tra l'ambiente terrestre ripario e l'ambiente fluviale (Cummins *et al*., 1989).

Nell'ambito di un ecosistema fluviale possiamo osservare un'unità funzionale costituita da "*litter*" (letto di foglie) di origine terrestre unitamente a microbi e macroinvertebrati

detritivori, coinvolta nell'utilizzo della materia organica che proviene dalla vegetazione ripariale e nella sua distribuzione nel sistema fluviale.

I fattori principali che interagiscono in questo processo sono quattro (Boulton & Boon, 1991; Hieber e Gessner, 2002):

1. dilavamento della componente solubile ("*leaching*")
2. colonizzazione da parte della flora microbica ("*conditioning*")
3. abrasione fisica e meccanica
4. colonizzazione da parte dei macroinvertebrati

1. Dilavamento della frazione solubile

Questa prima fase del processo di degradazione fogliare consiste in una rimozione abiotica della frazione solubile delle foglie, come amminoacidi, carboidrati, acidi organici ed inorganici, fenoli, tannini, ed è particolarmente intensa nei primi giorni dopo l'ingresso delle foglie nell'acqua (Cummins, 1974; Suberkropp *et al*., 1976). L'eliminazione e la diluizione di sostanze come i composti fenolici, che fungono da repellenti nei confronti di microrganismi ed erbivori (Baerlocher, 1990), consente agli organismi presenti nell'ecosistema fluviale di attaccare la foglia. Durante le prime 24-48 ore di immersione sono state evidenziate perdite tra il 5% e il 33% del peso secco iniziale (Cummins, 1974; Suberkropp e Klug, 1976; Pozo, 1993; Taylor & Baerlocher, 1996). Gessner & Schworbel (1989) osservano che foglie pre-essiccate di ontano (*Alnus glutinosa*) o salice (*Salix fragilis*) mostrano perdite fino al 33% dopo 24 ore di immersione in acqua, mentre il materiale fresco perde meno del 5%. Analoghi risultati sono stati raggiunti da Baerlocher (1990, 1992) per quanto riguarda *Betula papyrifera, Acer saccharum* e *Ulmus americana.* Il dilavamento è influenzato anche da altri fattori (Chergui & Pattee, 1990), quali:

- la velocità della corrente;
- le caratteristiche chimico-fisiche delle foglie;
- la presenza di un eventuale dilavamento precedentemente avvenuto in ambiente terrestre;
- la temperatura.

2. Colonizzazione da parte della componente microbica

La seconda fase della decomposizione consiste nella colonizzazione da parte di batteri, funghi e protozoi: questi microrganismi degradano la materia organica fogliare alterandone la composizione chimica, e rendendola quindi maggiormente appetibile per gli invertebrati (Boulton & Boon, 1991). I primi colonizzatori sono i funghi (in gran parte ifomiceti), i quali, attraverso la produzione di esoenzimi degradano i polimeri vegetali trasformando il materiale fogliare in CO_2 e biomassa fungina. A questo processo si affiancano una serie di modificazioni denominate "*conditioning*" che includono una diminuzione della rigidità del tessuto fogliare, un incremento del contenuto di azoto proteico, una diminuzione del rapporto carbonio/azoto (C/N). Questi cambiamenti rendono le foglie più appetibili ed assimilabili dai macroinvertebrati (Kaushik & Hynes, 1971; Cummins, 1974; Merritt & Lawson, 1992; Stewart, 1992; Pozo, 1993). Quantitativamente, Baldy *et al*. (1995) valutano che dal 16 al 23% di massa fogliare iniziale si trasformino in CO_2 e biomassa fungina; la biomassa totale degli ifomiceti presenta picchi tra il 5 e il 10 % rispetto alla massa del detrito (Baldy *et al*., 1995; Gessner & Schworbel, 1991). Gli ifomiceti sono per lo più associabili a corsi d'acqua di basso ordine, con acque pulite e turbolente; questi organismi sono però risultati importanti anche in fiumi di grandi dimensioni (Baldy *et al*., 1995). Possiamo così concludere che i funghi svolgono un ruolo fondamentale nel trasferire energia dal materiale vegetale in decomposizione ai livelli trofici superiori.

La velocità di colonizzazione microbica, e l'intero processo di decomposizione, risentono di svariati fattori chimico-fisici:

a) caratteristiche intrinseche delle foglie. Deterrenti fisici (spine, cuticola robusta) e chimici (tannini, alcaloidi, lignina) possono interferire o inibire l'attività microbica (Bird & Kaushik, 1981; Gessner & Schworbel, 1989; Irons *et al*., 1988; Baerlocher, 1990; Boulton & Boon, 1991). Risulta importante anche il contenuto in azoto: foglie con un basso rapporto carbonio/azoto sono più velocemente degradate rispetto alle altre (Suberkropp & Chauvet, 1995).

b) concentrazione di nutrienti nell'acqua. Gli ifomiceti ricavano azoto e fosforo sia dal tessuto delle foglie cadute nel fiume sia dall'acqua stessa, che a sua volta si arricchisce di nutrienti rilasciati dalle foglie. Generalmente si ritiene che in acque ricche di nutrienti la colonizzazione microbica e la decomposizione fogliare siano stimolate rispetto ad acque

povere (Mulholland *et al*., 1985; Pozo, 1993; Basaguren & Pozo, 1994; Suberkropp & Chauvet, 1995).

c) pH e alcalinità. In acque a diversi valori di pH e alcalinità si riscontrano delle differenze nell'attività degli enzimi microbici; in particolare la decomposizione è generalmente più lenta nelle foglie poste in acque acide rispetto a quelle in acque alcaline (Hildrew *et al*., 1984; Suberkropp, 1991; Suberkropp & Chauvet, 1995).

d) temperatura dell'acqua. La componente microbica è più attiva a valori di temperatura più elevati, pertanto in tali condizioni si riscontrano velocità maggiori nel processo di decomposizione (Petersen & Cummins, 1974; Suberkropp & Klug, 1976).

I batteri intervengono quando le foglie sono già state parzialmente decomposte dagli ifomiceti; la loro importanza aumenterà negli stadi più avanzati del processo, completando l'azione fungina che contemporaneamente va incontro ad un progressivo declino (Suberkropp & Klug, 1974, 1976; Newell *et al*., 1995; Baldy *et al*., 1995).

3. Abrasione fisica e meccanica

Questi processi portano alla frammentazione del materiale fogliare e sono prevalentemente dovuti a portate elevate con relativo trasporto di particelle di sedimento. Stewart & Davies (1989) riportano che una perdita pari al 6% del peso iniziale sia imputabile a questo processo. In un successivo studio, Tuchman & King (1993) indicano l'abrasione come il principale meccanismo di degradazione delle foglie in aree agricole, sottolineando come questa tipologia di degradazione risulterebbe comunque più importante nelle fasi finali del processo di decomposizione, in quanto la struttura delle foglie è già indebolita dall'intervento dei microbi e dei macroinvertebrati (Benfield *et al*., 1977; Meyer, 1980; Chergui & Pattee, 1988; Pattee *et al*., 2000).

4. Colonizzazione da parte dei macroinvertebrati

I macroinvertebrati bentonici costituiscono un anello importante nella catena alimentare degli ecosistemi acquatici, contribuendo attivamente alla demolizione del particellato organico e risultando a loro volta fonte di nutrimento per molti vertebrati.

I macroinvertebrati in particolare:

a) frammentano la sostanza organica aumentandone la superficie di attacco per batteri e funghi;

b) si nutrono di batteri e microrganismi;

c) costituiscono un'importante fonte di nutrimento per pesci e anfibi.

Le foglie cadute in acqua svolgono un ruolo fondamentale per i macroinvertebrati, rappresentando sia una fonte di cibo (Dobson & Hildrew, 1992; Richardson, 1992), che una microhabitat, che un substrato sul quale fissarsi. Molti macroinvertebrati utilizzano le foglie come un substrato a cui attaccarsi per non essere trascinati dalla corrente o a cui ancorare strutture protettive come reti, ricoveri e astucci (Merritt & Cummins, 1984; Darrow & Holland, 1989; Boulton & Boon, 1991).

La degradazione fogliare viene operata direttamente dai macroinvertebrati appartenenti al gruppo degli "*shredders*" (tagliuzzatori - Figura 1.18): il loro ruolo negli ecosistemi fluviali è di notevole importanza, come testimonia il fatto che almeno il 20% del CPOM pervenuto in un corso d'acqua viene da essi convertito in FPOM, CO_2 e biomassa animale (Petersen & Cummins, 1974; Webster & Benfield, 1986).

Confrontando la decomposizione di materiale vegetale avvenuta in gabbie con maglie di rete > 1cm in cui era consentito l'accesso ai tagliuzzatori e quella avvenuta in gabbie con maglie < 100μm da cui questi erano esclusi, numerosi autori (Rounick & Winterbourn, 1983; Stewart & Davies, 1989; Stewart, 1992) hanno osservato come la velocità di decomposizione delle foglie sia decisamente più elevata in presenza di organismi trituratori rispetto a quelle situazioni in cui essi sono scarsi o assenti. Anche Tuchman & King (1993) dimostrano l'importanza dei tagliuzzatori sulla decomposizione fogliare, riportando una stretta correlazione tra la loro biomassa e la perdita di peso delle foglie nei siti studiati. Una minore abbondanza di tagliuzzatori viene pertanto indicata come causa di una decomposizione più lenta nei fiumi temporanei rispetto a quelli permanenti (Kirby *et al*., 1983), nei fiumi di grandi dimensioni rispetto ai corsi d'acqua di basso ordine (Benfield *et al*., 1979; Short *et al*., 1984), nelle zone di "*pool*" (buche) rispetto a quelle di "*riffle*" (raschi) e nei fiumi tropicali rispetto a quelli temperati (Fenoglio *et al*., 2004b).

Figura 1.18: Foglia di nocciolo in parte degradata da crostacei Gammaridae, un importante gruppo di tagliuzzatori degli ambienti fluviali di fondovalle (foto M. Cammarata).

La distribuzione spazio-temporale dei macroinvertebrati mostra una correlazione con la quantità di detrito presente (Pidgeon, 1978; Minshall *et al*., 1982; Smock *et al*., 1989; Fenoglio et al., 2005a), specialmente se si considera il gruppo dei tagliuzzatori. Prochazka *et al*. (1991) hanno esaminato la distribuzione dei tagliuzzatori in siti a ritenzione differente e diverso tipo di substrato, osservando che densità e biomassa di questi macroinvertebrati risultano più elevate nelle situazioni in cui la quantità di detrito è maggiore.

La relazione tra la densità di popolazione dei macroinvertebrati e il detrito organico è più evidente nei contesti in cui le risorse alimentari sono scarse: una sovrabbondanza di detrito può infatti non influenzare oltre certi limiti la distribuzione a chiazze dei macroinvertebrati (Minshall, 1984; Corkum, 1992; Boulton & Lake, 1992). I trituratori si nutrono prevalentemente di CPOM colonizzato ("*conditioned*") dalla componente fungina, essendo questo più appetibile e digeribile (Arsuffi & Suberkropp, 1984). Essi possono

anche distinguere alcune specie di funghi rispetto ad altre, determinando modalità di colonizzazione e alimentazione differenti (Garden & Davies, 1988; Arsuffi & Suberkropp, 1989; Suberkropp, 1991). Gazzera (1990) a tal proposito ha notato che le preferenze alimentari dei trituratori sono da porsi in relazione al grado di "*conditioning*" delle foglie stesse più che mostrare una stretta specializzazione verso una determinata specie vegetale. Analogo risultato è stato ottenuto da Jacobsen & Friberg (1995) che hanno appurato che non è l'abitudine ad un certo tipo di foglia ad indirizzare le scelte alimentari, quanto il grado di "*conditioning*"; ciò tuttavia non esclude che alcuni trituratori possano nutrirsi di foglie a prescindere dal loro grado di "*conditioning*", come riporta Stewart (1992). Numerosi *taxa* di macroinvertebrati sono potenzialmente onnivori ed opportunisti in campo alimentare: possono infatti utilizzare molteplici varietà di materiale alimentare e dimensioni di particelle (Boulton & Boon, 1991; Cummins & Klug, 1979). Questo accade prevalentemente nei primi stadi giovanili, mentre negli stadi successivi gli individui tendono a diventare maggiormente selettivi.

Consideriamo ora i principali fattori che influenzano il processo di degradazione della sostanza organica alloctona. Le variabili coinvolte nel processo di decomposizione sono numerose, tanto da rappresentare una difficoltà nel confronto dei risultati ottenuti in diversi studi, sia a causa di differenze nei sistemi fluviali sia per le differenti metodologie utilizzate (Boulton & Boon, 1991). Dagli studi finora effettuati, i principali fattori che influenzano la velocità di decomposizione risultano essere i seguenti:

a) Temperatura dell'acqua

Numerosi autori hanno rilevato una evidente relazione tra la temperatura e la velocità di decomposizione delle foglie, con maggiori velocità in associazione alle temperature più elevate (Kaushik & Hynes, 1971; Reice, 1974; Suberkropp *et al*., 1975; McArthur *et al*., 1988). Secondo Chergui & Pattee (1990) l'effetto della temperatura si manifesta a partire dalla fase di dilavamento, determinando probabilmente un aumento della permeabilità della cuticola fogliare e provocando in tal modo una migliore dissoluzione della frazione solubile: per le foglie di ontano essi hanno osservato perdite del 15% a 5°C e del 22% a 35°C, dopo 24 ore di immersione in acqua. Non sempre possiamo distinguere gli effetti diretti della temperatura sulla decomposizione da quelli di altre variabili chimico-fisiche o

biologiche; in tal senso la temperatura non è necessariamente il principale fattore di controllo. Rowe e collaboratori (1996) hanno suggerito che piccole differenze di temperatura nei corsi d'acqua sono relativamente meno importanti nel determinare la velocità di decomposizione rispetto alle caratteristiche chimiche dell'acqua. Tempi di decomposizione rapidi sono stati più volte osservati anche in autunno-inverno, nonostante le basse temperature (Short *et al*., 1980): ciò è stato attribuito al maggior numero e biomassa dei macroinvertebrati trituratori in questo periodo dell'anno, in quanto molti di questi organismi tendono a sincronizzare i loro cicli vitali col momento di maggior ingresso fogliare nel corso d'acqua (Cummins *et al*., 1989). Irons *et al*. (1994) si sono occupati del confronto delle velocità di decomposizione lungo un gradiente termico latitudinale dal Costa Rica all'Alaska, suggerendo che, mentre la temperatura ha diretta influenza in un singolo fiume o località geografica, risulta più difficile confrontare aree e regimi termici differenti. In questi casi la temperatura può influire sulla popolazione microbica e sui macroinvertebrati in maniera diversa a causa della loro storia evolutiva. Questi autori hanno ipotizzato un modello in cui il contributo dei macroinvertebrati prevale alle latitudini più elevate, quindi più fredde, mentre il "*processing*" microbico è più importante alle latitudini più basse e pertanto più calde.

b) Caratteristiche intrinseche delle foglie

Caratteristiche fisiche, chimiche e differenze interspecifiche nel contenuto in azoto possono modificare l'appetibilità delle foglie nei confronti di microrganismi e macroinvertebrati, favorendo o rallentando l'intero processo di decomposizione. Petersen & Cummins (1974) hanno proposto una classificazione delle foglie in "*fast*", "*medium*" e "*slow*" in base alla velocità con cui vengono decomposte. Le foglie "*fast*" sono le prime ad essere colonizzate da microrganismi e macroinvertebrati, presentano un valore k (tasso giornaliero di decomposizione) superiore a 0,010/d .Questo tasso è compreso tra 0,010 e 0,005/d per le specie "*medium*" e inferiore a 0,005/d per quelle "*slow*". I tassi di decomposizione che caratterizzano le classi non devono essere intesi come valori assoluti, in quanto le numerose variabili coinvolte nel processo di decomposizione possono influenzare i risultati ottenuti in sistemi fluviali diversi (Boulton & Boon, 1991; Stewart, 1992; Pozo, 1993).

c) Concentrazione dei nutrienti (azoto e fosforo) nell'acqua

La concentrazione di tali sostanze costituisce un importante elemento regolatore del processo, determinando generalmente una maggiore attività dei funghi ifomiceti all'aumentare dei nutrienti presenti in acqua (Sedell *et al*., 1975; Pozo, 1993; Suberkropp & Chauvet, 1995).

d) pH e alcalinità

In acque a basso pH la velocità di decomposizione è inferiore, sia per una minore attività enzimatica dei microrganismi (Suberkropp, 1991; Suberkropp & Chauvet, 1995) sia per un minore numero di specie di ifomiceti e macroinvertebrati (Chauvet, 1991; Griffith & Perry, 1993).

e) Ossigeno disciolto

Condizioni di ipossia o anossia, a causa per esempio di temperature elevate o velocità di corrente ridotta, possono causare un rallentamento della decomposizione del materiale vegetale, influenzando sia la componente microbica sia quella dei macroinvertebrati (Suberkropp & Arsuffi, 1984; Casas, 1996).

f) Velocità della corrente

La velocità della corrente influenza il tasso di decomposizione in due modi: *indirettamente*, attraverso il modellamento della comunità dei macroinvertebrati (Reice, 1977), e *direttamente*, in quanto velocità di corrente elevate possono portare anche alla rottura ed abrasione delle foglie, con conseguente perdita di frammenti che vengono trasportati a valle (Chergui & Pattee, 1988; Stewart & Davies, 1989).

g) Composizione del substrato

Il tipo di sedimento influenza direttamente la composizione, la dimensione della popolazione e la biomassa dei macroinvertebrati riflettendosi sull'intero processo di decomposizione.

h) Caratteristiche idrologiche

Gli habitat erosivi o di "*riffle*" presentano una velocità di decomposizione maggiore rispetto a quelli di "*pool*", nei quali la minore velocità delle acque, le condizioni di ipossia o anossia (Meyer, 1980; Cummins *et al*., 1980) e la minore densità e biomassa dei trituratori (Prochazka *et al*., 1991; Boulton & Lake, 1992) possono risultare determinanti.

i) Ombreggiamento

Da ricerche effettuate a S. Michele all'Adige (TN) nell'ambito del progetto RIM si è osservato come in corsi d'acqua con pendenze vicino all'1% i processi di colonizzazione dei leaf packs e di decomposizione fogliare siano favoriti in una situazione di penombra (Siligardi *et al*., 1999).

Concludendo possiamo affermare che, essendo il letto fluviale un complesso mosaico spaziale e temporale di microhabitat in cui i fattori finora elencati si presentano con caratteristiche diverse, anche il "*processing*" del detrito fogliare ne risulterà influenzato: in tal modo verranno a determinarsi velocità di decomposizione differenti tra le diverse situazioni microambientali ("*patches*") dovute alle diverse dinamiche di popolazione e alla diversa disponibilità trofica (Casas, 1996).

1.6. Ecologia dei torrenti alpini

La bellezza selvaggia degli ambienti di tipo alpino, presenti in tutti i continenti, ha da sempre affascinato geologi, biologi e naturalisti. Il termine "alpino" ha due significati molto diversi: infatti si definiscono tali tutti i torrenti che si generano dall'arco alpino, a qualsiasi elevazione, ma anche tutti quei torrenti che, nel mondo, scorrono fra il limite degli alberi e la zona delle nevi perenni (Ward, 1994).

Gli studi scientifici effettuati in questi ambienti hanno riguardato in particolare la glaciologia, l'idrologia, l'ecologia terrestre e la climatologia. Pochissimi sono gli studi che riguardano l'ecologia delle comunità macrobentoniche, che sorprendentemente, sono sempre state spesso trascurate.

Le acque alpine sono una delle più importanti risorse idriche del continente europeo, e, su scala minore, rivestono un'enorme importanza nel contesto del territorio piemontese. Questi affascinanti sistemi acquatici, anche se spesso molto sfruttati dalle attività umane (acquedotti, sbarramenti per la produzione di energia elettrica, ecc.) sono comunque molto meno antropizzati rispetto ai corsi d'acqua di pianura, mantenendo generalmente una naturalità più marcata dal punto di vista morfologico e chimico. Nonostante i torrenti alpini rimangano uno degli ambienti meno studiati al mondo, questi ambienti hanno un alto valore scientifico, naturalistico ed estetico, conservando spesso al loro interno altissimi livelli di biodiversità.

1.6.1 Distribuzione globale dei torrenti alpini.

Le zone cosiddette "alpine" sono presenti in tutti i continenti (Tierno de Figueroa *et al*., 2012). Considerando le differenze di latitudine, alcune di queste si trovano vicino al livello del mare mentre altre iniziano a quote superiori ai 4000 m. Complessivamente, la superficie totale di questi ambienti supera i 6000 chilometri quadrati. Il territorio alpino più vasto del pianeta è la tundra artica, che ha un'estensione di oltre 4000 chilometri quadrati ed occupa circa il 3% dell'intera superficie terrestre (Chapin & Koerner, 1995 - Figura 1.19).

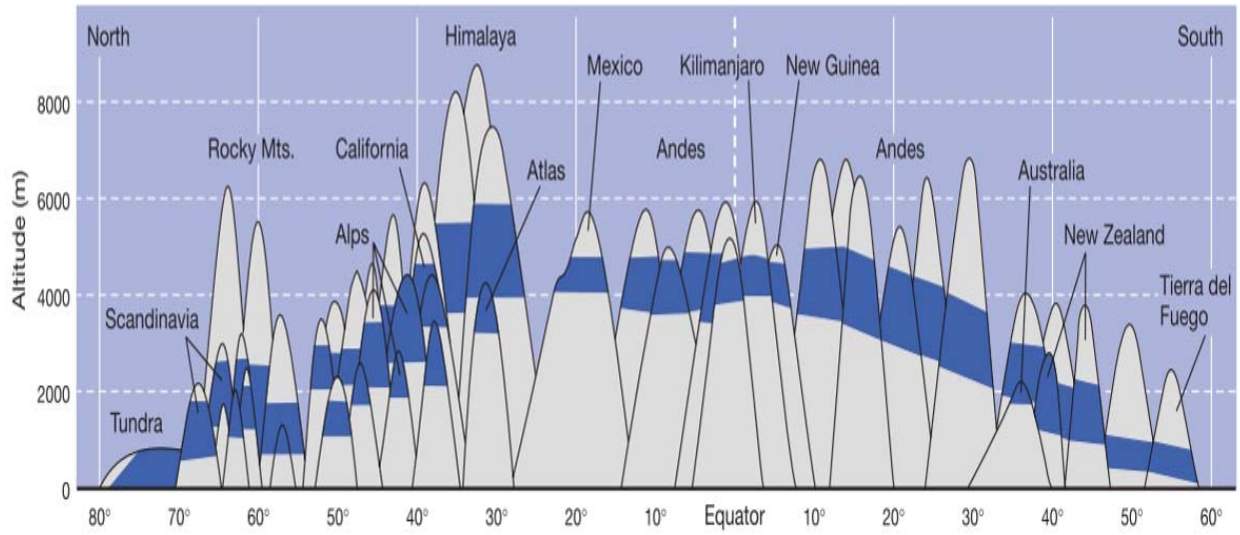

Figura 1.19: Distribuzione globale dei torrenti alpini (da Ward 1994).

Escludendo la tundra artica, il 16% del totale degli ambienti alpini si trova in regioni tropicali o subtropicali, il 21% si trova a latitudini maggiori di 60 gradi e il restante 63% nelle medie latitudini (Ward, 1994 - Figura 1.20).

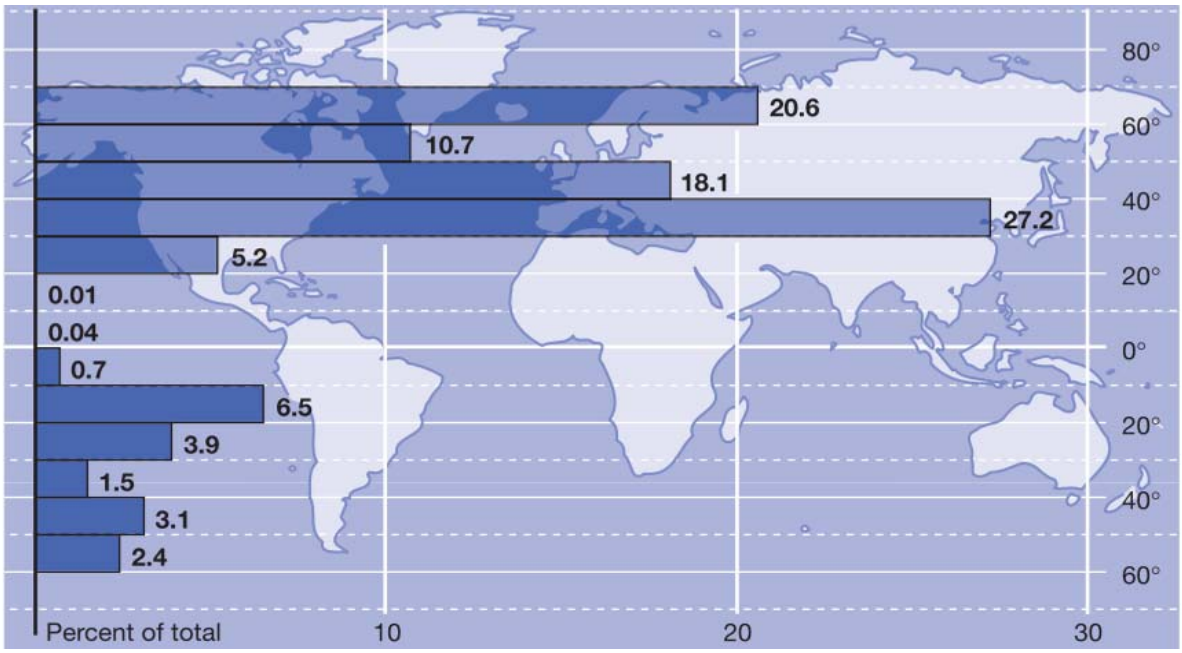

Figura 1.20: Distribuzione globale dei torrenti alpini secondo la latitudine (da Ward 1994).

I torrenti alpini, in genere, sono alimentati direttamente da acque di origine glaciale; considerando che questi ambienti sono diffusi a tutte le latitudini, la linea delle nevi può avere quindi un'elevazione che supera i 5000 m s.l.m. nei tropici, o può essere al livello del mare nella regione artica. Queste variazioni non dipendono unicamente dalla latitudine ma anche in generale dal clima del territorio in oggetto, dall'orientamento, dall'aspetto dei versanti e dal regime delle precipitazioni annuali. Ad esempio il ghiacciaio Lewis del Monte Kenya, nei pressi del'Equatore, anche se esteso solo 0,25 chilometri quadrati, è il più grande ghiacciaio del continente africano ed alimenta, con le sue acque, torrenti con caratteristiche tipicamente alpine (Ward, 1994).

Esiste quindi un legame molto stretto fra ghiacciai e torrenti alpini; i primi hanno coperto il 32% della superficie terrestre durante l'ultima glaciazione del Pleistocene, mentre oggi solamente circa il 10% della superficie globale è coperta da ghiaccio. Dagli studi effettuati si è visto come c'è stato un avanzamento dei ghiacciai durante la Piccola Glaciazione del 1550-1850, mentre il ventesimo secolo è stato caratterizzato dalla recessione di tutti i ghiacciai a livello globale (Fenoglio *et al*., 2010).

1.6.2 Classificazione e caratteristiche dei torrenti alpini

Esistono diversi tipologie tra i corsi d'acqua alpini, ognuna con caratteristiche peculiari. Infatti, i flussi di energia che si possono rinvenire in un torrente della tundra artica dove gli ambienti ripariali sono privi di piante superiori saranno profondamente diversi da quelli riscontrabili in torrenti di montagna che attraversano boschi alpini (Tabella 1.3). Generalizzando, i torrenti alpini presentano comunemente sponde caratterizzate da vegetazione erbacea con poche piante e arbusti. Pertanto, il detrito derivante da legno e da foglie di piante arboree è moderato o assente. La produzione primaria autoctona tende ad essere limitata dalle basse temperature e dalla scarsità di nutrienti; questi ambienti risultano quindi tendenzialmente poveri dal punto di vista trofico, con poche risorse disponibili e gli organismi che li popolano risultano essere estremamente specializzati.

Attribute	Alpine tundra streams	Forested mountain streams
Canopy	open	closed
Riparian vegetation	absent/herbs & low shrubs	herbs, shrubs, trees
Large woody debris	absent	important habitat
Snow cover	patchy	deep
Organic matter retention	low	high
Leaf litter	sparse/absent	major energy source
Autotrophic production	temperature/nutrient limited	light limited
Trophic state	autotrophic	heterotrophic

Tabella 1.3: Differenze ecologiche fra diverse tipologie di torrenti alpini (da Ward 1994).

In un lavoro pubblicato nel 1994, Ward riconobbe tre tipologie distinte di corsi d'acqua alpini, con condizioni di habitat diversi:

- torrenti di tipo "*kryal*" (Figura 1.21), alimentati da acque di origine glaciale;
- torrenti di tipo "*krenal*" (Figura 1.23), alimentati da acque sotterranee;
- torrenti di tipo "*rhithral*" (Figura 1.24), alimentati da precipitazioni e scioglimento della neve.

Tuttavia, le caratteristiche distintive dei torrenti *kryal* e *krenal*, possono cambiare rapidamente mentre le acque scorrono verso valle, assumendo le caratteristiche tipiche dei torrenti *rhithral* (Ward, 1994).

I torrenti *kryal* (Figura 1.21) contengono una fauna peculiare e caratteristica. I canali di disgelo all'interno del ghiacciaio sono abitati da colonie di microrganismi eterotrofi, che si nutrono di particelle organiche rilasciate dalla massa di ghiaccio, e da organismi autotrofi, principalmente alghe verdi e cianobatteri, che colonizzano le pareti dei canali. Esistono anche segnalazioni di larve di insetti acquatici che abitano queste acque (Kohshima, 1984). Quando il torrente emerge dal ghiacciaio ha una temperatura media di 2° C, ed è caratterizzato dall'avere una escursione termica stagionale massima di 2° C, con una portata e una torbidità consistente durante la stagione calda. Si verificano forti oscillazioni di portata stagionale, dovuta allo scioglimento del ghiaccio; inoltre il letto del corso d'acqua risulta profondamente instabile per via della grande quantità di detriti che il ghiacciaio porta in genere con sé, con il conseguente aumento della torbidità delle acque.

Figura 1.21: Esempio di torrente di tipo *kryal.*

Queste condizioni estreme sono aggravate dall'assenza di risorse alimentari che non permette quindi la vita di pesci e piante acquatiche superiori. Lo zoobenthos è rappresentato generalmente da un solo genere di Ditteri Chironomidi: *Diamesa* (Figura 1.22).

Figura 1.22: Chironomidae *Diamesa* spp. Un genere di Dittero tipico dei freddi torrenti alpini di tipo *kryal*.

Diamesa spp. è infatti l'unico genere di Dittero in grado di colonizzare questi ambienti estremi, e si rinviene nei torrenti in uscita dai ghiacciai nelle Alpi, Scandinavia, Monti Tatra, Balcani, Caucaso, Montagne Rocciose, Himalaya e persino in molte zone montane tropicali. Le larve di *Diamesa* occupano le depressioni delle superfici rocciose e qui filano una rete, creando una protezione per non essere trascinate a valle dalle forti correnti e per non essere schiacciate dal continuo rotolamento dei detriti glaciali (Ward, 1994). Percorsa una moderata distanza dal ghiacciaio la temperatura aumenta, superando i 2° C, e altri ditteri e oligocheti appaiono. Più a valle, dove la temperature dell'acqua aumenta ancora e supera i 4° C, la biodiversità faunistica cresce e alla comunità macrobentonica si aggiungono i tipici abitanti dei torrenti alpini: Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri.

I torrenti di tipo *rhithral* (Figura 1.23) si trovano anche in bacini alpini privi di copertura glaciale, e vengono alimentati dal ruscellamento della neve sciolta o si originano come emissari di dei laghi alpini. Questi ambienti hanno temperature estive fra i 5-10 °C; i pesci sono normalmente presenti, come anche muschi acquatici, licheni e una relativamente ricca flora algale.

Figura 1.23: Rio Bulé. Un esempio di torrente *rhithral* delle alpi Cozie (foto S. Fenoglio).

Il zoobenthos comincia ad avere una significativa presenza, formando comunità ricche e diversificate; compaiono le primissime specie euriecie ma la maggior parte della comunità è ancora composta da animali stenoeci adattati ad un clima freddo, correnti veloci e scarsità di nutrimenti.

I torrenti *krenal* (Figura 1.24), alimentati da sorgenti, si trovano a tutte le altitudini. Essi sono caratterizzati da acqua relativamente calda, limpida e da un substrato stabile. Questi corsi d'acqua nascono là dove la superficie topografica incontra la falda acquifera. La loro origine può essere connessa all'affioramento di un livello non permeabile oppure all'esposizione dell'acquifero, anche in seguito al movimento di faglie o fenomeni erosivi. Quando la falda acquifera incontra il versante, scaricando una quantità d'acqua apprezzabile, si vengono a creare zone umide che sono di diverso tipo in base alle caratteristiche del versante, della portata della sorgente e dal substrato che si trova in superficie.

Figura 1.24: Il Rio Martino, in alta Valle Po, nasce da un affioramento sotterraneo (Foto: S. Fenoglio).

Nel difficile e duro clima alpino, questi ambienti, tendenzialmente stabili, offrono rifugio per una vastissima gamma di organismi, diventando dei veri e propri *hot spot* di biodiversità, arricchendo la biodiversità locale con specie che non potrebbero mai sopravvivere altrimenti in queste zone.

Il paesaggio alpino spesso contiene un mosaico di habitat *kryal*, *krenal* e *rhithral*, fornendo così una diversità di condizioni unica per la flora e la fauna acquatica.

1.6.3 Gli ambienti lotici alpini italiani

In Italia la catena delle Alpi dà origine a numerosi sistemi fluviali, che incidono il massiccio montuoso formando una corona di valli, dalle Alpi Marittime sino alle Giulie: i fiumi delle Alpi occidentali e centrali si riversano nel Po, mentre quelli delle Alpi orientali sfociano direttamente nell'Adriatico (Figura 1.25). Una caratteristica particolare di questi ambienti è il regime, spesso nivale o nivoglaciale, cioè condizionato dallo scioglimento dei depositi nevosi e dei ghiacciai.

Generalmente, i sistemi lotici italiani di alta quota presentano particolari caratteristiche ecologiche, quali:

- elevata instabilità dell'alveo;
- unico picco idrologico stagionale, legato al disgelo primaverile/estivo;
- cospicue variazioni giornaliere della portata, con un massimo nel tardo pomeriggio;
- temperature estive basse (generalmente al di sotto dei 10 °C);
- elevata torbidità e trasporto solido;
- oligosalinità.

Dal punto di vista biologico, questi ambienti possiedono generalmente comunità animali semplificate, povere tassonomicamente e con basse densità di organismi (Castella *et al*., 2001; Lencioni *et al*., 2003). Scendendo al di sotto della linea della vegetazione arborea le caratteristiche degli ambienti fluviali alpini cambiano notevolmente: oltre ad avere una maggior ombreggiatura dell'alveo, i fiumi in questo tratto ricevono notevoli quantità di detrito vegetale terrestre e ospitano quindi comunità biologiche più ricche e diversificate (Lencioni & Maiolini, 2001; Fenoglio *et al.,* 2005a).

Anche se, normalmente, i sistemi lotici alpini italiani sono caratterizzati da un basso impatto antropico, dovuto alla scarsa presenza di insediamenti urbani e attività produttive, in tempi recenti questi corpi idrici sono sempre più minacciati dalla realizzazione di captazioni per centraline idroelettriche, invasi e altre opere che stanno alterando la morfologia e l'idrologia di questi ambienti (Boano *et al*., 2011).

Nonostante esista da sempre uno specifico interesse per le acque di tipo alpino, soprattutto in Europa (Steinmann, 1907), pochi dati di carattere ecologico-ambientale sono disponibili. A differenza di altre discipline quali la climatologia, glaciologia, idrologia, ecologia e terrestre della zona alpina (Bowman e Seastedt, 2001; Chapin & Koerner , 1995), l'idrobiologia alpina presenta ancora molte lacune dal punto di vista scientifico.

1.7 Il fiume Po

Il Po, il più gran fiume italiano per lunghezza e portata, costituisce insieme ai suoi numerosi affluenti l'unico e vero sistema fluviale di elevato ordine della penisola (Figura 1.25). L'ecosistema del grande fiume è fondamentale per tutta l'Italia settentrionale, in quanto fornisce acqua per uso civile, industriale, idroelettrico ed agricolo.

Il Po nasce a Crissolo, a Pian del Re, sulle Alpi Cozie ai piedi del Monviso ad una altitudine di 2022 m. Arricchendosi notevolmente dell'apporto di altre innumerevoli sorgenti (non è errato affermare che "il Monviso stesso è la sorgente del Po"), prende a scorrere impetuoso nell'omonima valle. La sua lunghezza è di oltre 650 km. Lungo il suo corso, il Po è alimentato da 141 affluenti, tra i quali, i più importanti sono Dora Baltea, Sesia, Tanaro e Ticino.

Il suo delta è di 380 chilometri quadrati e si dirama in cinque bocche: Po della Maestra, Po della Pila, Po di Tolle, Po della Gnocca, Po di Goro. Il delta del Po, per la sua grande valenza ambientale, è stato dichiarato patrimonio dell'umanità dall'UNESCO. Il bacino del fiume Po è il bacino idrografico più grande d'Italia; la sua superficie si estende per oltre 71.000 chilometri quadrati, interessando 3.200 comuni e 6 regioni: Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Veneto, Liguria, Emilia Romagna, e la Provincia Autonoma di Trento, con una popolazione complessiva di circa 16 milioni di abitanti.

Figura 1.25: Il Fiume Po e il reticolo idrografico del Nord Italia.

1.7.1 Il Po a Pian della Regina.

Questa Tesi di Dottorato riguarda in particolare tre studi effettuati in una stazione di campionamento nel tratto alpino del fiume Po sita nel comune di Crissolo (CN), in località Pian della Regina (1750 m slm, UTM 357.750 - 4.951.547), anticamente noto anche come Pian Meltzé (Figure 1.26 – 1.27 – 1.28).

Il fiume Po, sorge da una torbiera sotto il fronte nord-ovest del Monviso, ed il sito di studio si trova a 2,5 km dalle sorgenti di Pian del Re. In questo tratto il fiume Po è un tipico torrente alpino di secondo ordine. Numerosi laghi di origine glaciale sono presenti nella parte più alta del bacino, senza collegamenti di superficie diretti con il Po.

Figura 1.26: Tratto alpino del fiume Po.

Figura 1.27 e 1.28: Tratto del fiume Po oggetto della presente Tesi (foto S. Fenoglio).

In questo tratto, la larghezza dell'alveo bagnato è in media di circa 4-6 m, con una profondità media di 40-60 cm, il substrato prevalente è costituito da massi e ciottoli. Il clima è temperato-alpino e il torrente in primavera presenta un notevole aumento di portata conseguente allo scioglimento delle nevi.

La pendenza elevata, il substrato grossolano, l'elevata turbolenza delle acque e la quasi totale assenza di vegetazione arborea riparia sono le caratteristiche principali del corso d'acqua in questo tratto. Grossi massi erratici si alternano a conoidi di detriti, praterie alpine e brughiere. Utilizzando la classificazione Corine, sono presenti in questo tratto praterie alpine e subalpine basifile, con Soldanella (*Soldanella alpina* L.) e Trifoglio (*Trifolium thalii* Vill. e *T. pratense* L.), e brughiere alpine, con macchie di Mirtilli (*Vaccinium gaultherioides* Bigelow, 1816) e Rododendri (*Rhododendron ferrugineum* L., 1758). Tra gli sfasciumi rocciosi dei versanti sono abbondanti i cuscinetti di Silene acaule (*Silene acaulis* subsp. *exscapa* Br.-Bl. - Figura. 1.29), il Senecione canuto (*Senecio incanus* L. – Figura 1.30), la Primula vischiosa (*Primula latifolia* Lapeyr – Figura 1.31) e la Linaiola alpina (*Linaria alpina* Miller - Fenoglio, 2010a).

Figura 1.29: Cuscinetto di Silene acaule nei pressi di pian Fiorenza (*Silene acaulis subsp. exscapa*) (foto S. Fenoglio).

Figura 1.30: Il Senecione canuto (*Senecio incanus*) predilige sfasciumi e praterie alpine (Foto S. Fenoglio).

Figura 1.31: La Primula vischiosa (*Primula latifolia*) si rinviene spesso nelle pietraie al bordo dei sentieri (Foto S. Fenoglio).

Laddove la pendenza è minore, come al Pian Fiorenza, situata poco a monte del nostro punto di campionamento, l'acqua ristagna creando interessanti ambienti umidi e piccole torbiere (Figura 1.32).

Figura 1.32: Il pian Fiorenza, con l'incontro del Po e del Rio dei Quarti (Foto S. Fenoglio).

In queste zone sono osservabili praterie umide di bordo ad alte erbe, caratterizzate dalla presenza di Felce femmina (*Athyrium filix-foemina* Roth.), Botton d'oro (*Trollius europaeus* L.), Viola gialla (*Viola biflora* L.) e torbiere basse alcaline, con carice di Davall (*Carex davalliana* Sm.), Pennacchio a foglie larghe (*Eriophorum latifolium* Hoppe) e Falso asfodelo (*Tofieldia calyculata* Wahlenb). E' inoltre rinvenibile la Soldanella (*Soldanella alpina* L.), un erba perenne a rosetta che fiorisce tra maggio e luglio (Fenoglio, 2010a).

In queste ed in altre aree umide, come i laghi alpini e la torbiera del Pian del Re, sono stati censiti numerosi siti riproduttivi di *Rana temporaria* (L., 1758), specie di Rana rossa tipicamente montana.

I versanti della valle sono a tratti bucherellati dalle tane di numerose famiglie di Marmotte (*Marmota marmota* L., 1758 - Figura 1.33), mentre sul versante orografico destro sono spesso osservabili, specialmente all'alba, i Camosci (*Rupicapra rupicapra* L., 1758).

A pian della Regina (a quota 1727 m s.l.m.) il Po scorre tra massi e tratti erbosi con un andamento sinuoso, alternando salti, pozze e raschi formando un vasto pianoro caratterizzato dalla presenza di praterie, pascoli e grandi massi erratici. Questa zona è anche conosciuta con il nome di Pian Melzé, dal dialettale *malessou*, una parola che sicuramente ha radice comune con il termine francese *mélèze*: il larice. Infatti, più o meno a partire da questa quota iniziano ad essere sempre più presenti i Larici (*Larix decidua* Mill. 1768 – Figura 1.34), conifere particolarmente adattate alla vita in quota (Fenoglio, 2010a).

Figura 1.33 – 1.34: La Marmotta e il Larice, due specie da sempre associate ai pascoli alpini della zona.