

Università degli Studi della Tuscia di Viterbo



**Dipartimento di Ecologia e Sviluppo Economico
Sostenibile**

**Corso di Dottorato di ricerca in
Ecologia e gestione delle risorse biologiche
XXII ciclo**

**CARATTERIZZAZIONE FUNZIONALE DELLA COMUNITA'
MACROBENTONICA DEI FIUMI DELLA TUSCIA E
ANALISI DELLE RELAZIONI CON LE VARIABILI
ABIOTICHE A DIVERSA SCALA SPAZIALE
(BIO/07)**

Coordinatrice

Dott.ssa Roberta Cimmaruta

Tutor

Prof. Carlo Belfiore

Dottaranda

Dott.ssa Mariachiara Barile

INDICE

1	INTRODUZIONE	9
2	AREA DI STUDIO	15
2.1	Analisi del territorio: La provincia di Viterbo	15
2.2	Geologia della Provincia di Viterbo.....	16
2.3	Idrologia della Provincia di Viterbo.....	18
2.4	Siti di campionamento	20
3	MATERIALI E METODI	25
3.1	Parametri di supporto: analisi delle pressioni	25
3.1.1	Uso del suolo.....	25
3.1.2	Analisi idromorfologica	25
3.1.3	Analisi chimiche e microbiologiche.....	28
3.1.4	Caratterizzazione degli habitat.....	30
3.2	Analisi della comunità macrobentonica.....	34
3.2.1	Tecnica di campionamento	34
3.2.2	Prelievo ed identificazione degli organismi	35
3.3	Indici Biologici	37
3.3.1	Indice di diversità di Shannon-Wiener	37
3.3.2	Log10 (sel_EPTD+1).....	37
3.3.3	ASPT (Average Score per Taxon).....	37
3.3.4	STAR_ICMi (Indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione).....	38
3.4	Analisi della struttura funzionale (<i>Trait analysis</i>)	39
3.4.1	<i>Trait</i> Biologici.....	40
3.4.2	<i>Trait</i> fisiologici.....	43
3.4.3	<i>Trait</i> ecologici.....	45
3.5	Analisi dei dati	49
3.5.1	I principi della logica <i>Fuzzy</i>	49
3.5.2	Analisi multivariata.....	51
3.5.3	Test di Kruskal-Wallis.....	54
3.5.4	Analisi della varianza (ANOVA).....	55
4	RISULTATI	57
4.1	Parametri di supporto: analisi delle pressioni	57

4.1.1	Uso del suolo.....	61
4.1.2	Analisi idromorfologica.....	62
4.1.3	Analisi chimiche e microbiologiche.....	65
4.2	Caratterizzazione dei mesohabitat.....	67
4.3	Analisi della comunità macrobentonica.....	77
4.3.1	Analisi della struttura tassonomica.....	82
4.3.2	Analisi della struttura funzionale (<i>Trait analysis</i>).....	85
4.3.3	Relazione tra caratteristiche autoecologiche e caratteristiche del sito.....	91
4.3.4	Distribuzione dei macroinvertebrati e delle caratteristiche funzionali tra gli habitat campionati.....	96
5	DISCUSSIONI E CONCLUSIONI.....	101
5.1	Pressioni agenti sulla tipologia indagata e loro influenza sui microhabitat fluviali.....	101
5.2	Effetti delle pressioni di origine antropica sulla struttura tassonomica e funzionale della comunità macrobentonica.....	103
5.3	Effetti della qualità idromorfologica sulla distribuzione dei macroinvertebrati e delle caratteristiche funzionali a scala di microhabitat.....	106
5.4	Considerazioni conclusive.....	109
6	BIBLIOGRAFIA.....	110
APPENDICE 1 Affinità dei 75 taxa utilizzati nelle analisi per le modalità dei <i>trait</i> indagati		106

ELENCO DELLE FIGURE

Figura 1. Classificazione gerarchica dei fiumi.	11
Figura 2. Mappa Geologica della provincia di Viterbo.	17
Figura 3. Area di studio	23
Figura 4. Siti <i>Reference</i> : Faggeta , Arlena e Valle Canale.	24
Figura 5. Esempio di sequenza <i>riffle/pool</i>	31
Figura 6. Fotografia di rete Surber e posizionamento delle repliche.....	35
Figura 7. Sequenza dei passaggi di un procedimento <i>fuzzy</i>	51
Figura 8. Istogramma dei punteggi degli indici chimico-fisici e idromorfologici	61
Figura 9. Contributo percentuale delle diverse tipologie di uso del suolo e dell'agricoltura intensiva nell'area di studio	62
Figura 10. Caratteristiche idromorfologiche (1).....	63
Figura 11. Caratteristiche idromorfologiche (2).....	65
Figura 12. Contributo percentuale dei diversi livelli di qualità LIM.....	66
Figura 13. Rappresentazione dei valori dei parametri chimico-fisici.....	67
Figura 14. Boxplot dei parametri di ciascun mesohabitat	68
Figura 15. Valori R^2 ottenuti da 100 permutazioni random effettuate dal test Monte Carlo ...	70
Figura 16. Ordinamento dei siti (area di <i>riffle</i>) risultante dalla COIA (Coinertia-Analysis) ..	72
Figura 17. Ordinamento dei siti (area di <i>pool</i>) risultante dalla COIA (Coinertia-Analysis) ...	76
Figura 18. Dati relativi ai macroinvertebrati raccolti	77
Figura 19. Ordinamento dei campioni sulla base della loro struttura tassonomica (CA: Correspondence Analysis).....	83
Figura 20. Ordinamento dei campioni sulla base della loro struttura funzionale (FCA: Fuzzy Correspondence Analysis).....	88

ELENCO DELLE TABELLE

Tabella 1. Elenco dei siti di campionamento e alcune loro caratteristiche.....	22
Tabella 2. Distribuzioni delle stazioni di campionamento rispetto ai distretti vulcanici	23
Tabella 3. Punteggi HMS e corrispondente grado di alterazione morfologica	27
Tabella 4. Intervallo di valori per i macrodescrittori utilizzati nel calcolare i livelli di qualità del LIM	30
Tabella 5. Elenco e descrizione dei substrati.....	32
Tabella 6. Elenco e descrizione dei tipi di flusso	32
Tabella 7. Peso attribuito ai diversi valori di profondità osservati.....	33
Tabella 8. Elenco e descrizione dei microhabitat rinvenibili	36
Tabella 9. Metriche che compongono lo STAR_ICMi	39
Tabella 10. <i>Trait</i> e modalità utilizzati per la descrizione della struttura funzionale	46
Tabella 11. Elenco e descrizione dei substrati accorpati utilizzati nel test dell'ANOVA.....	56
Tabella 12. Valori dei parametri abiotici.....	58
Tabella 13. Matrice dei coefficienti di correlazione di Spearman tra i parametri abiotici	59
Tabella 14. Valori dei parametri rilevati a livello dei due mesohabitat (aree di <i>riffle</i> ed aree di <i>pool</i>).....	68
Tabella 15. Cross-correlazioni (<i>crossed array</i> : CA) risultanti dalla <i>Coinertia-Analysis</i> (area di <i>riffle</i>)	71
Tabella 16. Cross-correlazioni (<i>crossed array</i> : CA) risultanti dalla <i>Coinertia-Analysis</i> (area di <i>pool</i>).....	74
Tabella 17. Dati relativi ai macroinvertebrati raccolti.....	77
Tabella 18. Lista dei principali taxa di macrobenthos raccolti.....	78
Tabella 19. Indici biotici calcolati per ciascun sito	80
Tabella 20. Coefficienti di correlazione di Spearman tra gli assi della CA ed i parametri abiotici	82
Tabella 21. Differenze ottenute dalla CA nell'ordinamento dei siti comparate con il <i>Kruskal-Wallis</i> test	85
Tabella 22. Valori di <i>correlation-ratio</i> per ciascun <i>trait</i> ottenuti dalla FCA	87
Tabella 23. Coefficienti di correlazione di Spearman tra gli assi della FCA ed i parametri abiotici	90

Tabella 24. Differenze ottenute dalla FCA nell'ordinamento dei siti comparate con il <i>Kruskal-Wallis test</i>	90
Tabella 25. Coefficienti di correlazione di Spearman tra le modalità dei <i>trait</i> e parametri ambientali	94
Tabella 26. Risultati dell'analisi della varianza (ANOVA)	100

RIASSUNTO

In ecologia uno degli strumenti maggiormente utilizzati nella valutazione dello stato di salute degli ecosistemi è lo studio a livello di comunità poiché queste ultime integrano e riflettono le condizioni ambientali nel tempo. La comunità macrobentonica dei corsi d'acqua per le sue caratteristiche di residenza, relativa facilità di studio e diversificazione in termini di sensibilità ai diversi fattori di stress degli organismi che la compongono, è da sempre quella più ampiamente utilizzata nella valutazione della qualità ambientale. In questa ricerca si è affrontato lo studio della struttura funzionale della comunità macrobentonica attraverso l'analisi dei *trait*, approccio sviluppatosi in tempi relativamente recenti a partire dal lavoro di un gruppo di ricercatori francesi (Tachet *et al.*). Questi ultimi hanno descritto 22 *trait* ovvero caratteristiche autoecologiche dei taxa utilizzate nel definire alcuni attributi biologici ed ecologici degli organismi per la caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche. Ogni *trait* comprende diverse modalità, per ciascuna delle quali viene attribuito ai taxa un grado di affinità.

Nonostante diversi studi abbiano approfondito lo studio della caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche nelle zone temperate, l'approccio funzionale allo studio della comunità macrobentonica del territorio italiano risulta ancora poco sviluppato e limitato finora ai biotopi lagunari ed alle piccole raccolte di acque lentiche. Al fine di indagare l'adattamento delle caratteristiche autoecologiche della comunità macrobentonica al gradiente di variabilità spazio-temporale, in questa tesi è stata rivolta particolare attenzione all'analisi della distribuzione dei differenti aspetti ecologico-funzionali della comunità (strategia riproduttiva, organizzazione trofica, modalità di locomozione, etc.) tenendo in considerazione l'influenza della scala di osservazione, da quella di bacino a quella di microhabitat. Parallelamente all'analisi funzionale è stata inoltre condotta un'analisi tassonomica e strutturale, indagata mediante l'utilizzo di alcuni indici "storici" (indice di diversità di Shannon-Wiener, ASPT, Log10 (sel_EPTD+1) e di un nuovo indice di natura multimetrica, lo STAR_ICM_i, messo a punto in funzione dell'implementazione della Direttiva Europea sulle Acque (WFD 2000/60/EC) e della valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua.

In particolare in questa tesi ci si è proposti di:

- caratterizzare i siti studiati dal punto di vista abiotico dalla scala di bacino a quella di microhabitat. Per questo sono stati applicati metodi specifici per i diversi parametri che possono avere influenza sulle comunità bentoniche (Land Use Index: per la quantificazione della naturalità di uso del territorio a scala di bacino; metodo

CARAVAGGIO: per la valutazione dello stato idromorfologico del tratto fluviale (500 metri); parametri di qualità chimico-fisica dell'acqua misurati *in situ*; misure relative all'habitat fisico a scala di microhabitat);

- identificare gli habitat (costituiti in questo caso dai diversi tipi di substrato, biotici e abiotici) maggiormente sensibili alle alterazioni agenti a scala spaziale superiore, ovvero alle diverse forme di uso del suolo e alle alterazioni idromorfologiche;
- valutare quali sono le principali pressioni di origine antropica a determinare differenze fra le comunità osservate e riconoscere a quale scala spaziale esse operino;
- valutare le variazioni significative a livello di struttura di comunità e nei *trait profile* legate esclusivamente alla presenza di diversi tipi di habitat (in questo caso rappresentati dai diversi tipi di substrato) eliminando le fonti di variazione a carico della mera qualità chimico-fisica dell'acqua;
- evidenziare in che modo l'ampio spettro delle pressioni agenti a diversa scala spazio-temporale influenza i diversi aspetti, strutturali e funzionali, della comunità.

Lo svolgimento della presente ricerca ha reso possibile ampliare la comprensione di alcuni aspetti ecologico-funzionali scarsamente indagati in questa tipologia fluviale, oltre che una prima comparazione dei risultati ottenibili dai diversi approcci anche dal punto di vista della loro differente capacità di discernere gli impatti di origine antropica alle differenti scale spaziali indagate.

1 INTRODUZIONE

In ecologia uno degli strumenti maggiormente utilizzati nella valutazione dello stato di salute degli ecosistemi è lo studio a livello di comunità poiché queste ultime integrano e riflettono le condizioni ambientali nel tempo (Warwick, 1993). La comunità macrobentonica dei corsi d'acqua per le sue caratteristiche di residenza, relativa facilità di studio e diversificazione in termini di sensibilità ai diversi fattori di stress degli organismi che la compongono, è da sempre quella più ampiamente utilizzata nella valutazione della qualità ambientale (Metcalf-Smith, 1994). Gli studi sulle comunità ricche consentono di indagare l'integrità ecologica degli ecosistemi fluviali e le informazioni relative all'entità e alla direzione dei cambiamenti che avvengono a livello di popolazione e comunità a seguito di variazioni delle condizioni ambientali costituiscono la chiave di lettura per interpretare cosa accade nell'ambiente e quindi eventualmente procedere al recupero dello stesso (Power *et al.*, 1988).

In questo contesto si inserisce l'attività di dottorato che ha come scopo generale quello di approfondire le conoscenze relative alle comunità macrobentoniche dei piccoli fiumi vulcanici della Tuscia, ed in particolare di caratterizzare, lungo il gradiente ambientale e spaziale, i *trait profiles* (tratti biologici ed ecologici) delle comunità oggetto dell'indagine.

La definizione di tratti ecologici e biologici per i differenti taxa bentonici è un campo di indagine sviluppatosi in tempi relativamente recenti a partire dal lavoro di Tachet *et al.* (1991). Questi ultimi hanno descritto 22 *trait* ovvero caratteristiche autoecologiche dei taxa utilizzate nel definire alcuni attributi biologici ed ecologici degli organismi per la caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche. Ogni *trait* comprende diverse modalità, per ciascuna delle quali viene attribuito ai taxa un grado di affinità. I *trait* vengono suddivisi in *trait* biologici e *trait* ecologici. I primi riguardano caratteristiche quali il ciclo vitale (taglia massima, durata del ciclo vitale, numero di generazioni per anno, stadio acquatico), aspetti collegati al potenziale di resistenza e resilienza degli organismi (capacità di dispersione, relazione con il substrato, forme di resistenza), caratteristiche fisiologiche generali (respirazione) e aspetti comportamentali della riproduzione e nutrizione (tipo di riproduzione, modo d'alimentazione). I *trait* ecologici riguardano i descrittori delle caratteristiche ambientali a macro-, meso- e micro-scala. I taxa vengono assegnati alle diverse modalità sulla base della loro distribuzione biogeografica, longitudinale ed altitudinale, in

base al tipo di corso d'acqua colonizzato e in base alle preferenze per tipo di substrato, velocità di corrente, pH, salinità, stato trofico dei corsi d'acqua abitati e valore saprobio.

Diversi autori ritengono i *trait* ottimi indicatori nella definizione della qualità dello stato ecologico degli ambienti lotici e per la valutazione della natura dell'impatto (Dolédéc *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b). Il River Habitat Templet (RHT: Townsend & Hildrew, 1994) ha sintetizzato efficacemente la risposta funzionale delle comunità al gradiente ambientale dei corsi d'acqua. Il presupposto è quello secondo cui le caratteristiche ambientali influenzano la struttura funzionale delle comunità biologiche determinando le condizioni evolutive che stabiliscono le strategie vitali (di tipo biologico, ecologico, fisiologico e comportamentale) più idonee al successo delle specie. Si suppone quindi che i *trait* biologico-ecologici vengano selezionati e modificati in funzione delle specifiche caratteristiche ambientali in cui i taxa si vengono a trovare. Attraverso quindi l'analisi di tali *trait* sarà possibile arrivare a comprendere i meccanismi che strutturano le comunità (Statzner *et al.*, 2001; Usseglio-Polatera *et al.*, 2001; Lamoroux *et al.*, 2004; Archaimbault *et al.*, 2005).

Diversi studi hanno approfondito lo studio della caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche nelle zone temperate ed hanno verificato come la correlazione tra l'andamento dei *trait* e i gradienti di variabilità spazio-temporale è spesso statisticamente significativa (Resh *et al.*, 1994; Statzner *et al.*, 1997; Townsend *et al.*, 1997). Tuttavia, poiché negli organismi sussistono combinazioni variabili di una moltitudine di *trait* ed adattamenti, sono stati osservati anche trend che non corrispondono a quelli previsti dal River Habitat Templet (Resh *et al.*, 1994; Statzner *et al.*, 1997; Townsend *et al.*, 1997). Diversi fattori possono infatti contribuire alla nostra incapacità di trovare associazioni forti ed univoche tra determinate caratteristiche ambientali ed i *trait*. In primo luogo bisogna tener conto che la sopravvivenza di ciascun taxon in un determinato ambiente non è realizzata da un adattamento univoco ma piuttosto è il risultato della combinazione di distinte strategie. In secondo luogo, gli organismi percepiscono diversamente la variabilità spazio-temporale dell'ambiente a seconda della sensibilità del taxon per una data variabile e della scala a cui essa viene percepita. Infine anche le comunità sono il prodotto dell'adattamento ad una moltitudine di parametri biotici e abiotici che agiscono simultaneamente e gerarchicamente a diversa scala, da quella locale a quella di bacino (Poff, 1997).

In altre parole, a causa della natura complessa, non-lineare e multidimensionale degli ecosistemi, la presenza di determinati *trait* non è esattamente e linearmente riconducibile a precise e prevedibili condizioni abiotiche. Di conseguenza, data la complessità e la variabilità della risposta biologica individuale, in un singolo corso d'acqua sono rinvenibili una miscela

di strategie adattative e di stili di vita che, se da una parte aumentano la varietà intrinseca della comunità naturale, dall'altra rendono più difficoltosa l'interpretazione degli effetti dei disturbi di diversa natura (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a).

Da monte a valle, nell'ecosistema fluviale è possibile riconoscere una zonazione longitudinale sia in termini di variazione delle principali caratteristiche fisiche e geomorfologiche che in termini di differenti comunità biologiche. Secondo la teoria de River Continuum Concept (Vannote *et al.*, 1980) dalla sorgente alla foce il fiume può essere diviso in diverse zone essenzialmente sulla base della variazione del rapporto produzione/respirazione. A parte le consistenti differenze nella distribuzione longitudinale degli invertebrati bentonici, è possibile rilevare delle differenze anche a scala spaziale più ridotta. All'interno di ciascuna zona, lo studio delle comunità biotiche, degli habitat e in generale degli ecosistemi lotici può abbracciare diverse scale spaziali che possono essere ordinate gerarchicamente (Fig. 1: Maddok, 1999).

Molti sono i fattori che agendo a diversa scala spaziale, dal microhabitat (e.g. aree caratterizzate da uno specifico substrato, profondità e velocità di corrente), al mesohabitat (aree omogenee con caratteristiche specifiche in termini di velocità di corrente e tipo di substrato), al tratto fluviale e al sistema fluviale, producendo mosaici di condizioni biotiche e abiotiche, influiscono sulle comunità macrobentoniche degli ambienti lotici (Resh *et al.*, 1988; Townsend, 1989; Townsend *et al.*, 1997).

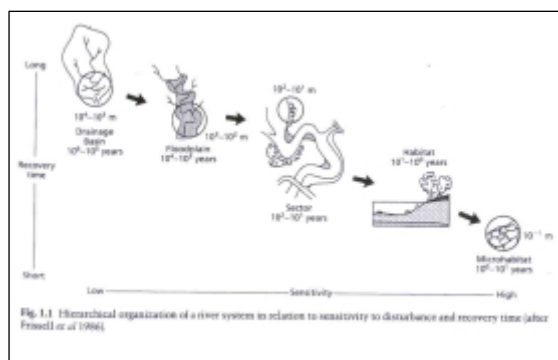


Figura 1. Classificazione gerarchica dei fiumi basata sulla scala (da Maddok, 1999).

Un grande interesse è attualmente rivolto allo studio non solo di tutti gli aspetti relativi alla frequenza ed intensità del disturbo ed alla loro prevedibilità, ma anche alla disponibilità di habitat idonei. E' stato osservato come quest'ultima sia direttamente proporzionale all'eterogeneità dell'ambiente fisico e possa svolgere anche una importante funzione tampone nei confronti delle perturbazioni (Seddell *et al.*, 1990; Lancaster & Hildrew, 1993; Townsend & Hildrew, 1994). La struttura dell'habitat costituisce infatti una componente fondamentale

della valutazione dello stato di “salute” dell’ecosistema fluviale. Mentre ancora si discute su cosa si intenda per integrità ecologica, è generalmente accettato il fatto che l’habitat fisico (per es. la profondità dell’acqua, la velocità di corrente, la tipologia di substrato e la copertura arborea) sia particolarmente importante nella definizione della normale funzionalità dell’ecosistema (Rabeni, 2000). Inoltre, altri fattori considerati importanti per l’integrità ecologica (qualità chimico-fisica, portata e apporto energetico) sono influenzati, quantomeno indirettamente, dalle condizioni fisiche all’interno, lungo e nei pressi del corso d’acqua. In quest’ottica diventa fondamentale riconoscere quelle caratteristiche degli habitat che sono importanti per le comunità, la scala di impatto a cui esse sono vulnerabili e in che modo misurare la risposta del biota alle sue alterazioni.

Per quanto riguarda la comunità macrobentonica, è stato verificato che a scala di microhabitat (=mesohabitat *sensu* Armitage & Pardo, 1995) la distribuzione di macrobenthos è influenzata soprattutto dal tipo di flusso (Pardo & Armitage, 1997; Heino *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2005), dalla granulometria ed eterogeneità del substrato (Williams, 1980; Beisel *et al.*, 1998; Beaty *et al.*, 2006) e dalla disponibilità di materia organica (Allan, 1995; Heino *et al.*, 2004). Lamoroux *et al.* (2004) hanno inoltre dimostrato che diversi *trait* nelle comunità macrobentoniche sono correlati positivamente o negativamente alle condizioni rilevate a scala di microhabitat.

In questo contesto si inserisce la teoria sviluppatasi recentemente sotto il nome di *Functional Habitat Concept* (FHC), frutto della collaborazione tra ecologi ed idrobiologi e dell’integrazione delle conoscenze circa la qualità degli habitat fluviali e la diversità delle comunità che essi supportano (Harper & Everard, 1998; Newson & Newson, 2000). Alla base del FHC vi è l’assunzione che attraverso la conservazione degli habitat si possa conservare anche la biodiversità e che, specialmente in ambiente fluviale, sia più fattibile gestire gli habitat piuttosto che le specie. Come sintetizzato da Buffagni *et al.* (2000) gli habitat sono facilmente riconoscibili visivamente al momento del campionamento e possono essere definiti come “habitat potenziali”. Quando dalle analisi dei dati delle comunità che abitano questi ambienti si ottengono risultati oggettivi che confermano e supportano la differente composizione di organismi in tali aree, allora possono essere definiti “habitat funzionali”. Benché la loro definizione si basi sulla struttura della comunità macrobentonica, con il termine habitat funzionale viene riconosciuto quanto essi siano importanti per i processi fluviali, la salute dell’ecosistema e per la diversità del biota (Storey & Lynas, 2007). Dalle conoscenze circa l’effettiva diversità non solo di tipo strutturale ma anche ecologico-funzionale (reti trofiche, gruppi funzionali) nella composizione delle comunità a scala di

habitat, è possibile ottenere un ulteriore strumento di valutazione ed interpretazione che permetta di ottenere un quadro quanto più articolato e completo dei diversi fattori che alterano la qualità dell'ecosistema fluviale utili per le procedure di ripristino e risanamento ambientali.

Una crescente attenzione alle tematiche relative al mantenimento e recupero degli ecosistemi acquatici e, in particolare, agli aspetti biologici - dal momento che generalmente questi rappresentano l'oggetto ultimo su cui si manifestano gli effetti dell'alterazione antropica - è stata riconosciuta anche dal punto di vista legislativo. La Direttiva Europea sulle Acque (WFD, *Water Framework Directive* 2000/60/CE: European Commission, CEC, 2000), richiede infatti che i sistemi di valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua siano basati sull'analisi di tutte le componenti biologiche (i.e. fauna ittica, fauna macrobentonica e flora acquatica) la cui interpretazione dovrà essere supportata dai parametri chimico-fisici e idromorfologici.

Le novità introdotte dalla Direttiva sono il frutto di un cambiamento della cultura ambientale che ha portato all'affermazione che la qualità dell'acqua costituisce solo uno dei fattori che concorrono a definire l'habitat degli organismi acquatici. Si sta quindi ponendo crescente attenzione su analisi che forniscano una più ampia interpretazione dell'ecosistema. Di qui la necessità di studiare lo stato ecologico dei corsi d'acqua attraverso analisi delle diverse componenti biotiche e abiotiche alle diverse scale spaziali.

In particolare, l'integrità ecologica di un ecosistema può essere intesa come l'unione dell'integrità biotica, chimica e fisica (Karr *et al.*, 1986). L'integrità biotica, la cui tutela implica un miglioramento delle altre due componenti, può essere definita come la capacità del sistema di produrre e mantenere una comunità biologica bilanciata, integrata e reattiva. In sostanza tale comunità deve essere caratterizzata da una composizione e diversità di taxa e da un'organizzazione funzionale simili a quelle di un ambiente analogo in condizioni naturali (Karr, 1999).

La WFD indica che le analisi sullo stato ecologico dei corpi idrici debbano essere calibrate in rapporto a condizioni di riferimento proprie di tipi fluviali predeterminati nell'ambito di Idroecoregioni. I corsi d'acqua oggetto del presente studio appartengono tutti allo stesso tipo fluviale (piccoli fiumi vulcanici dell'Idroecoregione 14 Roma_Viterbese_Vesuvio: Pace *et al.*, 2008).

Nel corso della presente tesi l'attenzione è stata rivolta, in rapporto alla tipologia fluviale indagata, all'analisi della struttura tassonomica e funzionale della comunità macrobentonica e allo studio delle caratteristiche abiotiche dell'ecosistema fluviale e di come esse influenzino, e a quale scala, la comunità. Ci si è proposti di indagare e definire in che modo le informazioni

relative alla struttura e funzionalità della comunità macrobentonica, quelle chimico-fisiche e quelle relative alla composizione ed eterogeneità dell'habitat, possono essere integrate al fine di ottenere elementi per la definizione dello stato ecologico e per le procedure di risanamento ambientale.

In particolare ci si è proposti di:

- caratterizzare i siti studiati dal punto di vista abiotico dalla scala di bacino a quella di microhabitat. Per questo sono stati applicati metodi specifici per i diversi parametri che possono avere influenza sulle comunità bentoniche (Land Use Index: per la quantificazione della naturalità di uso del territorio a scala di bacino; metodo CARAVAGGIO: per la valutazione dello stato idromorfologico del tratto fluviale; parametri di qualità chimico-fisica dell'acqua misurati *in situ*; misure relative all'habitat fisico a scala di microhabitat);
- identificare gli habitat (costituiti in questo caso dai diversi tipi di substrato, biotici e abiotici) maggiormente sensibili alle alterazioni agenti a scala spaziale superiore, ovvero alle diverse forme di uso del suolo e alle alterazioni idromorfologiche;
- valutare quali sono le principali pressioni di origine antropica a determinare differenze fra le comunità osservate e riconoscere a quale scala spaziale esse operino;
- valutare le variazioni significative a livello di struttura di comunità e nei *trait profile* legate esclusivamente alla presenza di diversi tipi di habitat (in questo caso rappresentati dai diversi tipi di substrato) eliminando le fonti di variazione determinate dalla mera qualità chimico-fisica dell'acqua;
- evidenziare in che modo l'ampio spettro delle pressioni agenti a diversa scala spazio-temporale influenza i diversi aspetti, strutturali e funzionali, della comunità.

2 AREA DI STUDIO

2.1 Analisi del territorio: La provincia di Viterbo

La provincia di Viterbo è la più settentrionale delle province del Lazio; rientra all'interno della Tuscia Laziale, area che si estende a Nord di Roma tra il fiume Tevere e il Mar Tirreno.

Con un'estensione di 3612 km², essa è delimitata a Nord dalla Toscana (province di Grosseto e Siena) alla quale storicamente si collega in quanto sede di alcuni tra i maggiori centri della civiltà etrusca, ma dalla quale si distingue per il paesaggio naturale prevalente tipicamente di origine vulcanica. Ad Est la regione Umbria, in particolare il territorio della provincia di Terni, la delimita lungo la valle del Tevere, mentre a Sud la provincia è lambita dalla regione Sabatina e dai contrafforti settentrionali dell'acrocorno tolfaiano, importante comprensorio della Tuscia, ricadente tuttavia in massima parte nella provincia di Roma.

Il territorio provinciale racchiude una grande varietà di paesaggi determinati dall'irregolarità dei suoi confini amministrativi che raramente coincidono con i limiti naturali, quali corsi d'acqua o linee di spartiacque, e che vanno dalle pianure alluvionali della fascia costiera (Maremma Laziale) ai complessi vulcanici dell'interno, che culminano nei 1053 m del Monte Cimino.

Il territorio della Tuscia Laziale si sviluppa in massima parte su substrati vulcanici derivanti dall'attività esplosiva di tre importanti complessi vulcanici: quello vulsino, dominato dalla vasta depressione lacustre di Bolsena, quello vicano con il lago di Vico in posizione centrale, e quello cimino subito a Sud-Est di Viterbo. Tra questi apparati principali, modesti per altezza, si sviluppano bassi e monotoni pianori tufacei solcati da profondi valloni chiamati "forre". Queste valli fluviali, più o meno larghe, che si aprono improvvisamente nelle pianure leggermente ondulate, rendono particolarmente suggestivo il paesaggio della Tuscia. L'origine vulcanica della zona si rileva, oltre che dalla conformazione dei laghi, anche dalla presenza diffusa di sorgenti di acque sulfuree termali.

E' possibile pertanto individuare, sulla base delle caratteristiche geomorfologiche, all'interno del territorio provinciale cinque regioni naturali o sub-regioni geografiche che procedendo da Nord verso Sud sono:

- Regione vulsina;
- Regione cimina;

- Regione dell'Alta Tuscia Laziale;
- Bacino idrografico del fiume Marta;
- Regione della valle del fiume Tevere ad Est (ampio impluvio in cui digradano i tavolati tufacei e le forre fluviali delle regioni collinari).

2.2 Geologia della Provincia di Viterbo

La geologia della provincia di Viterbo è caratterizzata principalmente da formazioni dovute all'attività di tre importanti complessi vulcanici: quello Vulsino, quello Vicano e quello Cimino.

Il territorio può essere schematizzato in tre fasce (Cosentino *et al.*, 1993):

- Occidentale, ovvero la Maremma, in cui si rinvencono in larga maggioranza formazioni di tipo sedimentario, con argille, sabbie, conglomerati, depositate in corrispondenza dei grandi cicli marini del Pliocene e del Pleistocene (tra 5 e 0,6 milioni di anni fa);
- Orientale, sulla sponda destra del Tevere, caratterizzata da argille e sabbie marine in successione verticale, di età Pliocenica, in parte ricoperte da conglomerati e travertini d'origine continentale e di età Pleistocenica;
- Centrale, notevolmente più ampia delle precedenti in cui si manifestano le formazioni vulcaniche, ignimbriti, lave, tufi e piroclastici.

I terreni vulcanici ricoprono quelli più antichi di origine sedimentaria che affiorano o emergono dalla copertura vulcanica in maniera sempre piuttosto esigua, come ad esempio nel caso del Monte Canino, del Monte Soratte, o del Monte Razzano.

Le acque del mare Pliocenico, meno di due milioni di anni fa, coprivano totalmente tutta questa area oggi emersa, lambendo la catena appenninica, come testimoniano vasti depositi di argille e argille sabbiose, spessi fino a 1500 m, ora incisi dall'azione del Tevere e dei corsi d'acqua minori. Il territorio viterbese venne modificato durante il periodo pleistocenico in cui si verificò una regressione marina e, contemporaneamente, la genesi dei tre complessi vulcanici che, in conseguenza delle loro eruzioni, coprirono il territorio con depositi di lava e ignimbriti, che sono stati successivamente soggetti a degradazione. La storia geologica di quest'area è quindi considerata recente, risalente a circa 1 milione di anni fa, quando ebbe inizio l'attività dei tre vulcani che si protrasse fino a 300.000 anni fa.

La fascia centrale del territorio è dominata orograficamente dalla presenza del Monte Cimino, il cui profilo è presente quasi costantemente sullo sfondo dei panorami della provincia, fungendo da punto di riferimento e sistema di orientamento. Ai suoi piedi sorge la città di Viterbo, baricentro dell'intera area.

Come è possibile osservare da Figura 2, nel territorio si possono distinguere suoli di origine piroclastica magmatica, prodotti prevalentemente coerenti costituiti da rocce vulcaniche e sedimentarie di dimensioni variabili, di limitata estensione in affioramento, colate piroclastiche a matrice cineritico-pomicee e piroclastiti di lancio costituite da livelli lapilloso-sabbioso e cineritici.

L'azione erosiva sui substrati di tufo vulcanico, teneri e friabili, dei giovani corsi d'acqua ha dato luogo a profonde incisioni da sempre conosciute con il termine di "forre", canali scavati nei substrati piroclastici dall'erosione delle acque, in regimi di forte portata, come nel periodo post-glaciale, durante il quale, presumibilmente, si è esplicata con maggiore forza l'azione erosiva. La recente manifestazione del fenomeno è evidente nelle pendenze molto elevate dei versanti. Le forre, a causa di un reticolo idrografico molto esteso e ramificato,

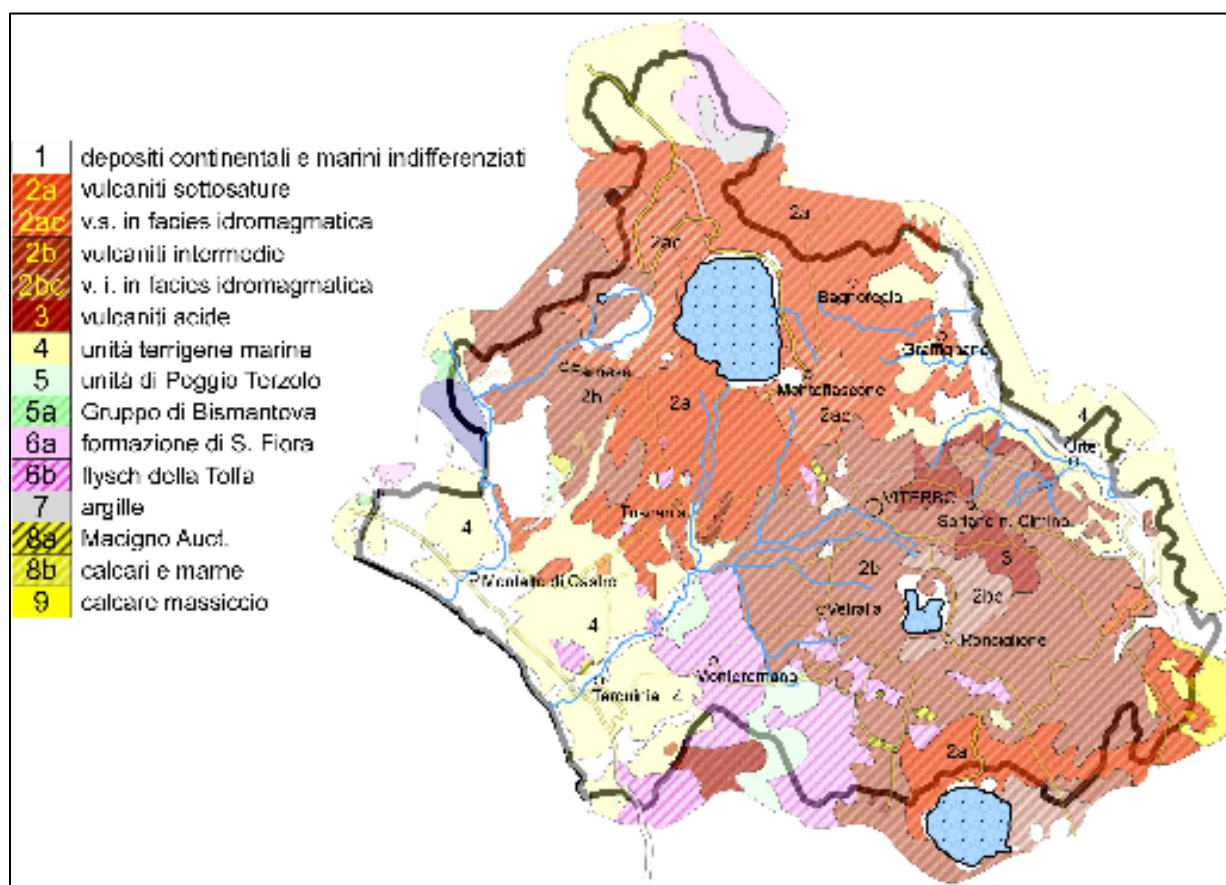


Figura 2. Mappa Geologica della provincia di Viterbo (modificata da Baiocchi, 2007).

nonché della bassa resistenza agli agenti erosivi dei prodotti piroclastici, costituiscono un elemento peculiare della morfologia e un aspetto caratteristico del paesaggio della provincia di Viterbo. Per questo motivo questi ambienti speciali meritano un accenno particolare, considerato anche che la provincia di Viterbo ha redatto un “Piano provinciale per la salvaguardia delle forre”.

2.3 Idrologia della Provincia di Viterbo

Il territorio della Regione Lazio è suddiviso in tre aree idrograficamente distinte di competenza di altrettante Autorità di Bacino:

- Autorità di Bacino del fiume Tevere (Bacino nazionale);
- Autorità di Bacino del fiume Fiora (Bacino interregionale);
- Autorità di Bacino Regionale, che include i bacini idrografici minori che si sviluppano interamente nel territorio regionale (Arrone, Marta e lago di Bolsena, Mignone).

I corsi d’acqua che scorrono nel territorio della provincia di Viterbo hanno quasi tutti carattere giovanile, torrentizio con un reticolo arborescente che si origina con andamento centrifugo all’intorno dei laghi di Bolsena e Vico, fatta eccezione per quelli di primo e secondo ordine (in base alla Legge 152/99: Italia, 1999).

La linea che va dal Lago di Bracciano al Lago di Bolsena, passando per il Lago di Vico, rappresenta lo spartiacque che separa i due grandi gruppi di corsi d’acqua, ovvero quelli appartenenti alla destra orografica del bacino del Tevere e quelli che sfociano direttamente nel Mar Tirreno e che fanno parte dei bacini idrografici del Fiume Fiora, del Torrente Arrone e del Fiume Mignone. Del bacino idrografico del Fiume Tevere fa parte il Fiume Treja. Un sottosistema si forma sulla destra orografica del bacino del Tevere ed è formato da una serie di affluenti di secondo, terzo, quarto e quinto ordine che si sviluppano dalla confluenza del Rio Fratta alla confluenza del Torrente Rigo con il Tevere stesso, con portate medie annue stimate inferiori a 5 mc/sec.

Molti dei corsi d’acqua più importanti appaiono drenare falde acquifere sospese, lungo contatti stratigrafici, generalmente tra ignimbriti. Le valli impostate nei complessi vulcanici sono generalmente strette, con versanti ripidi provvisti di cornice alla sommità quali sono ad esempio i corsi del Marta, del Timone, del Rio Vicano. Le valli si aprono invece nei tratti in cui i corsi d’acqua interessano le formazioni sedimentarie.

Il bacino del fiume Tevere interessa il 90% del territorio dell'Umbria e del Lazio, dove copre una superficie di 17500 kmq, mentre la restante parte ricade nelle regioni Emilia Romagna, Toscana, Marche e Abruzzo. Il bacino comprende totalmente o parzialmente ben 371 comuni. L'orografia del bacino è caratterizzata dai rilievi montuosi appenninici, con orientamento NordOvest-SudEst, che superano le quote di 1500 s.l.m. soltanto nei settori orientale e sud-orientale. Il fiume Tevere è il corso d'acqua più grande che scorre nella Provincia e sfocia nel Mar Tirreno nei pressi di Fiumicino dopo aver percorso 405 km dalla sua sorgente sul Monte Fumaiolo (1407 m)

Il bacino Regionale ha una estensione complessiva di circa 5272 kmq ed è stato suddiviso in tre aree in base alle caratteristiche idrografiche, geomorfologiche ed antropiche. La prima di queste aree ricade per l'83% nella provincia di Viterbo includendo la parte occidentale del territorio.

Il bacino del fiume Fiora ha una estensione di 822 kmq, confina con i bacini regionali della Toscana a nord, con il bacino nazionale del Tevere ad est e con i bacini regionali del Lazio a sud-est. Oltre la provincia di Viterbo, esso interessa anche la provincia di Grosseto.

Il suo territorio è sostanzialmente poco alterato. La rete idrografica del bacino del Fiora è caratterizzata da sottobacini di scarsa ampiezza sulla destra dell'asta principale e da una rete idrografica maggiormente articolata con percorso delle aste fluviali più sviluppato e a minore pendenza, che caratterizza gli affluenti di sinistra. Il fiume Fiora è uno dei corsi d'acqua più rilevanti dal punto di vista delle emergenze ambientali del territorio. Nasce dal gruppo del Monte Amiata a 646 metri s.l.m. e sfocia nel Mar Tirreno all'altezza di Montalto di Castro dopo aver percorso 80 km. I due principali tributari del fiume Fiora si sviluppano, infatti, proprio sulla sinistra idraulica e sono il fiume Olpetà, che origina dal lago di Mezzano ed il fosso Timone.

Il bacino idrografico del fiume Marta copre una notevole frazione del territorio provinciale. Il fiume Marta si origina dal Lago di Bolsena e scorre su un territorio per lo più pianeggiante e a vocazione agricola. La qualità delle sue acque è influenzata non soltanto dagli scarichi domestici dei centri abitati che attraversa (Tuscania e Tarquinia) ma anche dagli sversamenti più o meno diretti conseguenti alle attività industriali che insistono all'interno del suo bacino, quali industrie alimentari e zootecniche. Il Marta, considerato il suo breve corso, presenta una qualità ambientale fortemente influenzata dai suoi affluenti.

Il Mignone, che dà il nome all'omonimo bacino, si origina nel territorio del comune di Vejano, precisamente dal Poggio di Coccia (612 metri s.l.m.), e raccoglie le acque di alcuni fossi provenienti dalla zona di Barbarano Romano, da quella di Capranica-Bassano Romano e

dalla zona di Blera. Lungo 59 km, scorre nel territorio provinciale di Viterbo per il 78% per poi entrare in quello di Roma e poi sfociare nel Tirreno, in prossimità di Tarquinia. Il suo bacino imbrifero copre una area di 482 km²

Il bacino idrografico del Torrente Arrone interessa un territorio a prevalente carattere agricolo. Sfocia nel Tirreno e subisce nel suo pur breve percorso le influenze degli scarichi civili dei vari paesi che attraversa (Arlena di Castro, Tuscania, Montalto di Castro) e in particolar modo dalle sostanze inquinanti derivanti dalle attività agricole.

2.4 Siti di campionamento

Lo studio è stato condotto nel corso degli anni 2006-2008 ed ha interessato 14 corpi idrici (Fig. 3) campionati nelle stagioni autunnale, invernale e primaverile e corrispondenti a 34 siti di campionamento. Per ogni sito sono state raccolte 20 repliche (singole unità di campionamento: § 3.2.1) per un totale di 680 campioni di macrobenthos .

Al fine di limitare la variabilità delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, oltre che con lo scopo di indagare siti con un simile pattern di variazione longitudinale e coerentemente con le indicazioni della Direttiva Europea sulle Acque (WFD 2000/60/CE, CEC, 2000), i corsi d'acqua sono stati selezionati in virtù della loro appartenenza alla medesima tipologia fluviale, ovvero a quella dei “Piccoli fiumi vulcanici” dell’Idroecoregione 14 (Roma_Viterbese) (Pace *et al.*, 2008). I criteri per la definizione dei tipi fluviali sono disposti dal D.Lgs131/2008 (Italia, 2008) e si basano su descrittori abiotici comuni quali la distanza dalla sorgente (indicatore indiretto della taglia del corso d'acqua), sulla perennità o persistenza e sulla possibile influenza del bacino a monte (Tab. 1).

Per la selezione dei siti di riferimento si è tenuto conto delle richieste della EC/2000/60 e del D.Lgs 152/2006 e, per questo, si sono identificati dei siti ad elevata naturalità ovvero sono state riconosciute le condizioni di riferimento della tipologia fluviale indagata (siti *reference*). Per la valutazione della naturalità di un sito ai fini dell’identificazione dei siti *reference* è necessario effettuare un’analisi delle pressioni ovvero di tutti quei fattori di origine antropica che agiscono sugli ecosistemi e che non devono gravare o devono gravare minimamente sul sito: uso del territorio, interruzione del continuum fluviale, presenza di forme di inquinamento chimico o fisico, *etc.*. Per una descrizione più dettagliata sui criteri relativi alla tipizzazione fluviale e alla selezione dei siti “*reference*” si rimanda a Buffagni *et al.*, 2001; Hering *et al.*, 2003 e IRSA-CNR, 2006.

La scelta dei siti di campionamento è stata fatta sulla base di una classificazione iniziale degli stessi ricavata da dati disponibili (Pace *et al.*, 2008) e in modo tale che fosse rappresentato l'intero gradiente ambientale, dai siti *reference* (Fig. 4) a quelli caratterizzati dalle condizioni di massimo degrado.

In Tabella 1 viene riportato l'elenco dei siti di campionamento con alcuni elementi descrittivi della tipologia di appartenenza e dello stato ecologico degli stessi.

Per quanto riguarda la distribuzione delle stazioni nelle sub-regioni geografiche precedentemente elencate, in Tabella 2 vengono riportati i distretti vulcanici interessati dalle stazioni di campionamento.

Tabella 1. Elenco dei siti di campionamento e alcune loro caratteristiche descrittive della tipologia di appartenenza e dello stato ecologico.
In “Codice” i siti *Reference* sono in maiuscolo.

Comune	Nome fiume	Nome sito	Codice	N° stagioni	Ecoregione	Geologia	Area di bacino (km ²)	Altitudine (m s.l.m)	Stato ecologico
Tuscania	Fosso Acquarella	Acquarella monte	AcqM	1	14	vulcanica	1,38	170	IV
		Acquarella	Acq	1	14	vulcanica	1,53	125	IV
M.te Fiascone	Fosso di Arlena	Arlena monte	ArlM	1	14	vulcanica	1,08	423	V
		Arlena ref.	ARL	2	14	vulcanica	1,11	399	IV-V
		Arlena valle	ArlV	1	14	vulcanica	1,15	375	IV-V
Soriano Cimino	Fosso Castello	Castello	Cas	3	14	vulcanica	1,01	275	II-III
Civitella d'Agliano	Rio Chiaro	Chiaro monte	ChiM	1	14	vulcanica	1,21	250	IV
		Chiaro intermedio	ChiI	1	14	vulcanica	1,52	225	V
		Chiaro valle	ChiV	1	14	vulcanica	1,52	225	IV
Farnese	Fosso della Faggeta	Faggeta monte	FagM	1	14	vulcanica	0,83	387	V
		Faggeta ref.	FAG	2	14	vulcanica	0,86	362	V
Viterbo	Rio Freddano	Freddano	Fre	3	14	vulcanica	1,77	150	II-III
Viterbo	Fosso Leja	Leja monte	LejM	1	14	vulcanica	1,30	179	IV
		Leja	Lej	2	14	vulcanica	1,31	175	IV-V
Celleno	Fosso della Mola	Mola Celleno Monte	MceM	1	14	vulcanica	0,73	245	IV
		Mola Celleno	Mce	2	14	vulcanica	0,78	211	IV
Vasanello	Fosso di Mole Paranza	Mole Paranza	Mpa	2	14	vulcanica	0,73	201	I-II
Vasanello	Rio Paranza	Paranza monte	ParM	1	14	vulcanica	1,05	207	IV
		Paranza	Par	1	14	vulcanica	1,50	198	II
Viterbo	Fosso Rigomero	Rigomero	Rig	2	14	vulcanica	1,58	145	IV-V
Viterbo	Fosso Risiere	Risiere	Ris	1	14	vulcanica	1,45	138	IV
Vasanello	Fosso di Valle Canale	Valle Canale monte	VcaM	1	14	vulcanica	1,20	250	IV
		Valle Canale ref.	VCA	2	14	vulcanica	1,20	240	IV

Tabella 2. Distribuzioni delle stazioni di campionamento rispetto ai distretti vulcanici della Provincia di Viterbo.

Distretti vulcanici della Provincia di Viterbo analizzati	Corpi idrici indagati
Alta Tuscia Laziale	Fosso della Faggeta
Area dei Vulsini	Fosso di Arlena
Bacino del Fiume Marta	Fosso Acquarella, Fiume Leja, Rio Freddano, Fosso Rigomero, Fosso del Risiere
Bacino del Fiume Tevere	Rio Chiaro, Fosso Mola Celleno, Fosso del Castello, Fosso di Valle Canale, Rio Paranza, Fosso Mole Paranza



Figura 3. Localizzazione dei 14 corpi idrici indagati in virtù della loro appartenenza alla tipologia dei “Piccoli fiumi vulcanici” (1= Fosso di Arlena, 2= Rio Chiaro, 3= Fosso della Mola, 4= Fosso Castello, 5 = Fosso di Valle Canale, 8 e 6= Rio Paranza, 7= Fosso di Mole Paranza, 9= Fosso Leja, 10= Rio Freddano, 11= Fosso Risiere, 12= Fosso Rigomero, 13= Fosso Acquarella, 14= Fosso della Faggeta).



Figura 4. Siti *Reference*: Faggeta , Arlena e Valle Canale.

3 MATERIALI E METODI

3.1 Parametri di supporto: analisi delle pressioni

Per una corretta interpretazione del dato biologico sono state effettuate, relativamente ai siti indagati, analisi di supporto a diversa scala:

- Analisi di Uso del Suolo (livello di bacino)
- Analisi Idromorfologica (livello di tratto fluviale: 500 m)
- Analisi Chimico-Fisiche e Microbiologiche (livello di sito: analisi puntiforme)

3.1.1 Uso del suolo

Per caratterizzare l'uso del suolo è stata utilizzata la carta di uso del suolo CORINE III livello mediante utilizzo del software Q-GIS 1.1 (<http://www.qgis.org>). L'analisi è stata condotta a livello di sottobacino idrografico.

Al fine di stimare il grado di alterazione di origine antropica di uso del suolo, per ciascun sito di campionamento è stato calcolato il Land Use Index (LUI: Rawer-Jost *et al.*, 2004), un indice che fornisce una valutazione sintetica dello stato di naturalità delle diverse categorie vegetazionali presenti.

Il valore dell'indice viene ottenuto mediante l'applicazione della seguente formula: $LUI = 4 \times \% \text{ aree urbane} + 2 \times \% \text{ aree agricole} + \% \text{ aree allevamento}$.

3.1.2 Analisi idromorfologica

La valutazione delle caratteristiche idromorfologiche è stata effettuata al fine di caratterizzare gli habitat acquatici, quantificare l'alterazione morfologica dei siti di campionamento e ottenere informazioni utili all'interpretazione dei gradienti di variazione delle comunità

E' stato utilizzato il metodo CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition), protocollo di raccolta dati per il rilevamento delle caratteristiche morfologiche, idrauliche, idrologiche e degli habitat fluviali. Nato come evoluzione del metodo inglese River Habitat Survey (Raven *et al.*, 1998; 2000), è stato adattato alle caratteristiche degli ambienti fluviali dell'Europa meridionale e mediterranea in particolare (Buffagni & Erba, 2002; IRSA-CNR, 2005). Il CARAVAGGIO è un metodo per la valutazione degli habitat fluviali,

sviluppato per fornire uno strumento utile ai fini della gestione fluviale e della conservazione degli habitat (Buffagni & Kemp, 2002). Esso è funzionale alla raccolta di una grande quantità di dati geomorfologici qualitativi e quantitativi a diverse scale spaziali.

Lo scopo del CARAVAGGIO è quello di fornire delle basi oggettive per la determinazione delle caratteristiche fisiche dei fiumi. Tale metodo è stato applicato nei progetti AQEM in Italia e STAR in Italia, Portogallo e Grecia (Hering *et al.*, 2003; 2004). Le caratteristiche rilevate durante l'applicazione del metodo possono essere direttamente correlate all'occorrenza dei taxa bentonici al fine di individuare le variabili che maggiormente ne influenzano le abbondanze.

I rilevamenti vengono effettuati lungo un tratto fluviale di 500 m in corrispondenza di 10 transetti trasversali (*spotcheck*), equamente distanziati tra loro di 50 m. Il rilevamento viene completato da una sezione che considera il totale del tratto analizzato (*sweep-up*).

I dati così raccolti vengono archiviati e gestiti mediante il software CARAVAGGIOsoft che contiene routine per il calcolo automatico di indicatori sintetici dell'informazione raccolta, in grado di quantificare il grado di artificializzazione dei corsi d'acqua (HMS: Habitat Modification Score), la ricchezza in termini di microhabitat (HQA: Habitat Quality Assessment) e le caratteristiche lentico-lotiche (LRD: Lentic-lotic River Descriptor).

Per mettere in relazione gli elementi biologici a quelli idromorfologici è stato necessario pianificare in dettaglio l'attività sperimentale e il posizionamento reciproco fra applicazione del CARAVAGGIO e prelievo del macrobentos: in relazione al sito di campionamento del macrobenthos il primo transetto idromorfologico è stato effettuato 50 metri a valle, il secondo nel punto stesso di campionamento, dal terzo al decimo di 50 metri in 50 metri verso monte.

Habitat Modification Score (HMS)

L'Habitat Modification Score (HMS) è un indice per la quantificazione dell'alterazione idromorfologica dei corsi d'acqua. Il punteggio dell'HMS esprime il livello di severità ed estensione delle alterazioni strutturali presenti a livello dell'alveo e delle rive fluviali.

L'indice HMS è la somma dei punteggi ottenuti sulla base delle alterazioni osservate (i.e. modificazioni presenti a livello degli *spot-check*, modificazioni presenti, ma non registrate negli *spot-check*, punteggi per alterazioni presenti lungo i 500 m considerati). Alle singole caratteristiche presenti (ad esempio una diga o un'arginatura) sono attribuiti punteggi che variano da 1 a 10 a seconda dell'estensione e della severità della caratteristica osservata. L'indice HMS finale è cumulativo, vale a dire che rappresenta la somma di tutti i punteggi assegnati, e può essere interpretato come indicatore del livello di alterazione morfologica. I siti in cui l'alveo non presenta

modificazioni artificiali, hanno un punteggio uguale a zero, mentre alvei altamente ed estesamente modificati acquisiscono un punteggio di 45 o più (Tabella 3).

Tabella 3. Punteggi HMS e corrispondente grado di alterazione morfologica (da Raven *et al.*, 1998).

Punteggio	Grado di alterazione
0	Inalterato
0-2	Quasi naturale
3-8	Prevalentemente non modificato
9-20	Sicuramente modificato
21-44	Significativamente modificato
45 o più	Fortemente modificato

Habitat Quality Assessment (HQA)

L'indice Habitat Quality Assessment (HQA) consente di stimare la qualità dei siti in base alla diversificazione degli habitat presenti. Si suppone che maggiore è la naturalità di un fiume, più diversificato esso sarà in termini di habitat e di altre caratteristiche naturali (e.g. tipo di flusso, tipologia e diversità del substrato, naturalità nell'uso del territorio, presenza di alberi, struttura vegetazionale delle rive e nel letto fluviale).

L'indice viene numericamente espresso come la somma dei punteggi dati a ciascuna caratteristica incontrata nel corso del rilevamento.

La qualità di un habitat è fortemente influenzata dalla presenza di alterazioni nella struttura naturale del fiume. Opere di rinforzo, risezionamento o regolazione del flusso mediante strutture di sbarramento possono influenzare le caratteristiche degli habitat per un considerevole tratto a valle e, nei casi più gravi, anche a monte di un fiume. La descrizione dei siti investigati per mezzo del metodo CARAVAGGIO richiede che i punteggi dell'HMS e dell'HQA siano utilizzati insieme. In tal modo questi indici possono dare un'indicazione di come le modificazioni strutturali del sito e la qualità e la naturalità degli habitat fluviali siano legati tra loro.

Lentic-lotic River Descriptor (LRD)

Il descrittore LRD (Lentic-lotic River Descriptor) è un indice utilizzato per caratterizzare i siti fluviali studiati in termini di caratteristiche lenticolotiche. Il descrittore LRD è interamente calcolato sulla base di caratteristiche abiotiche rilevate nel sito in esame ed, in particolare, assumono rilievo predominante i tipi di flusso osservati. L'applicazione del LRD permette di

evidenziare il grado di lenticità/loticità specifico del corso d'acqua nel momento in cui viene effettuato il rilevamento. Il descrittore si basa su informazioni riferibili a tre componenti, che si riferiscono ad altrettante sezioni del modulo di rilevamento (Buffagni & Kemp, 2002):

- il canale principale;
- il canale secondario, dove esso sia presente;
- le caratteristiche rilevate a livello di *sweep-up* (comuni a tutto il sito).

Ogni componente comprende una sezione che considera le caratteristiche naturali e un'altra che prende in esame gli effetti dovuti alle alterazioni morfologiche eventualmente presenti. A ogni caratteristica considerata è attribuito un punteggio; i singoli punteggi vengono sommati per ciascuna componente. Il punteggio totale deriva da una ponderazione delle tre componenti. A punteggi positivi corrisponde una condizione lentic, mentre a punteggi negativi uno stato lotico.

3.1.3 Analisi chimiche e microbiologiche

Per caratterizzare i siti studiati e quantificare l'eventuale presenza di inquinamento organico delle acque, sono stati presi in esame alcuni parametri chimici scelti in accordo con quanto prescritto dalla Legislazione vigente (D.L. 152/06: Italia, 2006).

Analisi chimico-fisiche *in situ*

In ogni sito sono stati misurati, direttamente su campo, i seguenti parametri chimico-fisici: pH, conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ed ossigeno disciolto (mg/l) utilizzando una sonda multiparametrica portatile della ditta WTW.

Analisi chimiche di laboratorio

In laboratorio, su campioni d'acqua prelevati, sono state effettuate determinazioni delle misure di $[\text{N-NO}_3]$ (mg/l), $[\text{N-NH}_4]$ (mg/l), Fosforo totale ($\mu\text{g}/\text{l}$), BOD ($\text{mg O}_2/\text{l}$) e COD ($\text{mg O}_2/\text{l}$) mediante l'utilizzo di metodi di tipo colorimetrico ed uno spettrofotometro Hach DR/2000.

Analisi microbiologica in laboratorio: *Escherichia coli*

Per la definizione della qualità delle acque dal punto di vista microbiologico è stato ricercato il microrganismo *Escherichia coli*, indicatore microbiologico di contaminazione fecale previsto nell'attuale normativa nazionale (Italia, 2006).

I campioni d'acqua sono stati prelevati in contenitori sterili (falcon da 250 mL) e conservati in un frigorifero portatile alla temperatura di $\pm 4^\circ\text{C}$ e trasportati in laboratorio. L'analisi è stata

effettuata nelle 24 ore successive alla raccolta. L'isolamento di *Escherichia coli* è stato eseguito utilizzando il metodo delle membrane filtranti (MF) (APAT & CNR-IRSA, 2003).

Il terreno di coltura utilizzato è stato il TBX (Tryptone, Bile salts, agar, X-Glu), preparato seguendo le istruzioni della ditta produttrice, sterilizzato in autoclave 121°C per 15 minuti e distribuito in piastre Petri (falcon sterili da 6 mL). Di ogni campione d'acqua sono state eseguite 3 diluizioni seriali, 1:10 utilizzando come diluente acqua fisiologica sterile tamponata (K_2HPO_4 3 g/L, KH_2PO_4 1 g/L, NaCl 8,5 g/l; pH $7,2 \pm 0,2$). 10 mL di ogni diluizione sono stati filtrati con una pompa ad acqua su filtri 0,45 μm di nitrocellulosa. Ogni filtro è stato quindi posto su una piastra contenente il terreno selettivo ed incubato in un termostato alla temperatura di 44 ± 1 °C per 24 ore. Dopo l'incubazione le colonie caratterizzate da una colorazione blu-verde sono state contate ed i risultati espressi in "Unità Formanti Colonie" in 100 mL (UFC/100mL). La colorazione delle colonie è dovuta alla capacità enzimatica di *E. coli* che determina una reazione idrolitica ad opera dell'enzima β -glucuronidasi e del cromogeno 5-Br-4-Cl-3-indolil- β -Dglucuronide (X-Gluc) presenti nel terreno.

Ogni operazione è stata condotta in condizioni di sterilità: per tutte le operazioni all'aria si è utilizzato il becco Bunsen mentre per tutte le altre si è operato sotto cappa microbiologica (cappa a flusso laminare, Biohazard AURA B3), sia per evitare fenomeni di contaminazione che per la sicurezza dell'operatore (Legge 626: Italia, 1994).

LIM: Livello di Inquinamento da Macrodescrittori

Il LIM è un indice utilizzato a scopo di monitoraggio (D.lgs 152/99: Italia, 1999) in grado di fornire una sintesi degli elementi chimico-fisici presenti nel sito di campionamento. Il LIM è, infatti, un indice sintetico che tiene conto della concentrazione nelle acque dei principali parametri, denominati macrodescrittori, per la caratterizzazione dello stato di inquinamento: nutrienti, sostanze organiche biodegradabili, ossigeno disciolto, inquinamento microbiologico. Il valore finale dell'indice è ottenuto sommando i punteggi per ciascun parametro previsto ed è tradotto da una scala di valori predefinita in 5 livelli di qualità (Tabella 4).

Tabella 4. Intervallo di valori per i macrodescrittori utilizzati nel calcolare i livelli di qualità del LIM.

PARAMETRO	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100 OD (% sat.) ¹	< 10	< 20	< 30	< 50	> 50
B.O.D. ₅ (mg O ₂ /l)	< 2,5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
C.O.D. (mg O ₂ /l)	< 5	< 10	< 15	< 25	> 25
NH ₄ (N mg/l)	< 0,03	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
Nitriti (N mg/l)	< 0,30	< 1,5	< 5,0	< 10,0	> 10,0
P totale (P mg/l)	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,30	≤ 0,60	> 0,60
<i>Escherichia coli</i> (N/100 ml)	< 100	< 1.000	< 5.000	< 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75 – infinity - percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
L.I.M.	480-560	240-475	120-235	60-115	< 60

¹ La misura deve essere effettuata in assenza di vento; il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto;
² In assenza di fenomeni di eutrofia.

3.1.4 Caratterizzazione degli habitat

Secondo Muhar & Jungwirth (1998) lo studio dell'habitat riveste attualmente un ruolo importante nella valutazione a livello internazionale dell'integrità ecologica. In assenza di un impatto antropico che alteri le condizioni di qualità dell'acqua, gli attributi degli habitat fisici saranno i principali fattori a determinare le comunità di un sito. Se la qualità dell'acqua è elevata, l'abbondanza e la diversificazione delle comunità bentoniche saranno presumibilmente connesse alla qualità e diversificazione degli habitat a disposizione. La valutazione degli habitat può quindi essere utilizzata per determinare le potenzialità di un sistema a supportare comunità analoghe a quelle di siti caratterizzati da elevata naturalità (Maddok, 1999; Rabeni, 2000).

Scala di mesohabitat: riconoscimento della sequenza riffle/pool

Il primo passo per l'analisi delle relazioni fra habitat fluviali e invertebrati acquatici è la caratterizzazione dei mesohabitat ovvero il riconoscimento della sequenza *riffle/pool*, due aree fluviali contigue che presentano caratteristiche di turbolenza, profondità, granulometria del substrato e carattere deposizionale/erosionale comparativamente diverse. L'area di *pool* presenta minor turbolenza e substrato a granulometria più fine rispetto all'area di *riffle* e, di norma, prevalente carattere deposizionale: nel complesso può essere considerata un'area a carattere più

lentico. L'area di *riffle* è invece caratterizzata da un prevalente carattere erosionale, da una minor profondità e da una turbolenza più elevata rispetto alla *pool* e nel complesso si può considerare come un'area lotica (Buffagni & Erba, 2007a). La Figura 5 rappresenta un esempio di sequenza *riffle/pool*.

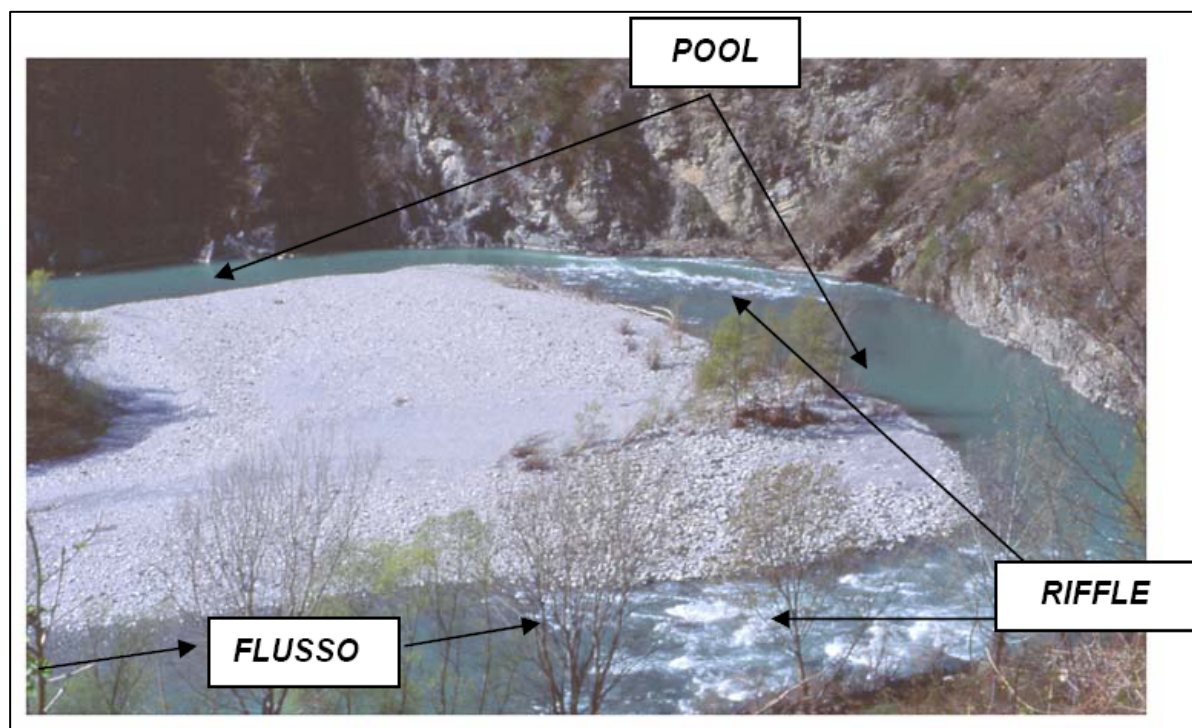


Figura 5. Esempio di sequenza riffle/pool nel Fiume Trebbia (Appennino Settentrionale, da Buffagni & Erba, 2007a).

Scala di microhabitat

I siti sono stati caratterizzati in termini di composizione in microhabitat in funzione del campionamento della fauna macrobentonica (§ 3.1.4): per ciascuna replica di campionamento sono stati registrati parametri quali la granulometria del substrato, il tipo di flusso e la profondità. Nelle Tabelle 5-6-7 sono riportate la lista ed i rispettivi codici della granulometria del substrato e dei tipi di flusso, in accordo a quelli proposti nel metodo CARAVAGGIO, e delle profondità.

Per quanto riguarda i tipi di flusso, essi vengono classificati visivamente in base al grado di turbolenza superficiale dell'acqua e risultano nella maggior parte dei casi facilmente riconoscibili. In Tabella 6 i tipi di flusso sono ordinati in funzione di turbolenza crescente, dal flusso *Non percettibile* (i.e. velocità di corrente nulla) al flusso *Broken standing waves*, in presenza del quale la superficie dell'acqua è molto increspata e dà luogo a creste bianche e spesso disordinate.

In un recente studio Harper *et al.* (2000) hanno dimostrato che una variabile fisica semplice da determinare - come il *flow type* - può essere messa in relazione con un'altra variabile semplice da calcolare e relativa alla struttura del canale - come la frequenza o il tipo di habitat funzionale - che, a sua volta, è in stretta relazione con la biodiversità. La relazione tra le due variabili di cui detto sopra indica che esse sono interdipendenti. Dal momento che biotopi fisici e habitat funzionali riguardano la stessa scala spaziale, è possibile tentare di utilizzare un metodo basato sul riconoscimento della diversità dei biotopi di flusso presenti in un fiume, come un modo veloce per stimarne anche la biodiversità potenziale. Alla base di questa strategia di analisi c'è l'idea che diversi habitat definiti su base esclusivamente fisica e identificabili in modo semplice supportino differenti gruppi di animali.

Tabella 5. Elenco e descrizione dei substrati a diversa granulometria e dei relativi pesi attribuiti. (per una descrizione più accurata vedi Tab. 8).

Codice	Tipo di substrato	Punteggio
ARG	argilla < 0,6 mm	1
PSA	psammal > 0,6 fino 2 mm	2
AKA	akal > 2 mm fino 2 cm	3
MIC	microlithal > 2 cm fino 6 cm	4
MSO	mesolithal > 6 cm fino 20 cm	5
MAC	macrolithal > 20 cm fino 40 cm	6
MEG	megalithal > 40 cm	7

Tabella 6. Elenco e descrizione dei tipi di flusso e dei relativi pesi attribuiti.

Codice	Tipo di flusso	Descrizione	Punteggio
NP	Non percettibile	flusso non percettibile (velocità di corrente = 0 cm/s)	0
SM	Smooth	flusso lento con superficie laminare	1
UP	<i>Upwelling</i>	flusso con onde alte non più di 1 cm	2
RP	<i>Ripple</i>	flusso con onde non frangenti	3
CF	<i>Chaotic Flow</i>	flusso laminare con velocità molto elevata	4
UW	<i>Unbroken Waves</i>	flusso con onde frangenti	5
BW	<i>Broken Waves</i>	associazione di 3 o più flussi contemporaneamente	6
CH	<i>Chute</i>	flusso laminare con velocità molto elevata	7

Tabella 7. Peso attribuito ai diversi valori di profondità osservati.

Profondità (cm)	Punteggio
< 10	1
10-20	2
20-30	3
>30	4

3.2 Analisi della comunità macrobentonica

3.2.1 Tecnica di campionamento

La metodologia di campionamento applicata è riconducibile, nei suoi aspetti di base, alla tecnica “multihabitat proporzionale” (Fig. 6), messa a punto negli Stati Uniti (Barbour *et al.*, 1999). Tale procedura è stata adottata in Europa nell’ambito del progetto AQEM (Hering *et al.*, 2004) ed è attualmente utilizzata quale tecnica di campionamento standard, nei fiumi guadabili, per i macroinvertebrati in Italia (Buffagni & Erba, 2007a).

La procedura prevede che il campionamento venga effettuato in un tratto scelto, lungo 25-50 metri, rappresentativo del sito che si vuole analizzare e comprensivo di una sequenza *riffle/pool* (§ 3.1.4). Il campionamento comporta la raccolta di 20 repliche. Propedeutica alla raccolta è la scelta e la quantità dei microhabitat da campionare che dipende dalla distribuzione percentuale degli stessi nel tratto fluviale considerato. Vengono quindi effettuate 20 repliche (10 posizionate nella zona di *riffle* e 10 nella zona di *pool*) distribuite in modo proporzionale all’occorrenza dei microhabitat presenti nel sito di campionamento (Figura 6).

In Tabella 8 viene fornita la lista dei microhabitat rinvenibili (AQEM *consortium*, 2002) e delle abbreviazioni utilizzate nel corso della tesi. I principali microhabitat rinvenibili in un fiume possono essere raggruppati in due categorie: microhabitat minerali e microhabitat biotici. A fini applicativi, ciascun microhabitat minerale è caratterizzato da un codice a tre caratteri, mentre i codici dei microhabitat biotici sono di due caratteri. Tali codici sono stati riportati sulle etichette dei campioni raccolti, unitamente al nome del sito, alla data e all’area del fiume in cui sono stati raccolti (e.g. *riffle*, *pool*, altro).

I microhabitat minerali sono catalogati in base alle dimensioni del substrato rilevate lungo l’asse intermedio. I substrati minerali più grossolani (MIC, MES, MAC, MGL) sono spesso caratterizzati dalla presenza di substrato a granulometria più fine che si deposita negli spazi interstiziali presenti tra le pietre più grosse. Il riconoscimento del microhabitat viene effettuato osservando la frazione maggiormente presente nel punto scelto per ciascuna replica.

I microhabitat biotici vengono catalogati in base alla natura del substrato (categorie).

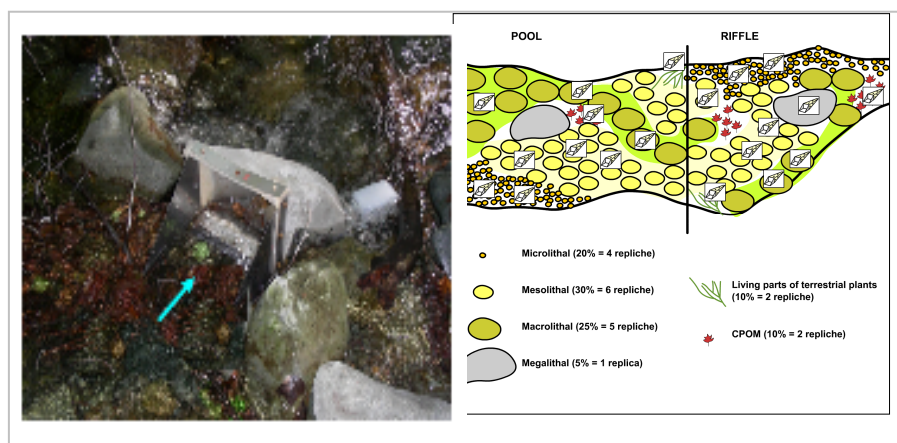


Figura 6. Fotografia di una rete Surber e posizionamento delle repliche nel tratto di campionamento.

Tutte le repliche sono state mantenute separate in modo tale da consentire non solo di conoscere quali taxa sono stati trovati in quali siti, ma anche di caratterizzare gli habitat presenti attraverso i taxa rinvenuti in ognuno di essi. Oltre al tipo di substrato (espresso dal tipo di microhabitat) per ciascuna replica sono state registrate anche una serie di informazioni accessorie secondo la compilazione della scheda di campionamento riportata in appendice, quali: profondità, velocità di corrente, tipo di flusso, distanze dalla riva destra e sinistra.

3.2.2 Prelievo ed identificazione degli organismi

La raccolta dei macroinvertebrati è stata effettuata per mezzo di una rete surber con maglie di 500 μm . Tale rete ha un telaio di alluminio di 25 cm di lato, che delimita un'area di campionamento pari a 0.05 m^2 (Figura 6). La rete viene appoggiata sul fondo in corrispondenza del microhabitat da campionare, con l'imboccatura controcorrente; con le mani si smuove il substrato nella zona delimitata dal telaio, in modo che gli animali entrino nel retino trascinati dalla corrente, fino ad arrivare al barattolo posteriore.

Gli animali, trasferiti in vaschette con acqua pulita, sono stati smistati, cioè separati dal substrato, direttamente sul campo utilizzando delle pinzette e sono stati fissati in alcol etilico all'80%. Ciascun campione è stato identificato tramite un'etichetta scritta a matita riportante le seguenti informazioni: nome del fiume, nome del sito, data di campionamento, area di campionamento (i.e. *pool* o *riffle*), numero della replica (unità di campionamento).

In laboratorio l'attività di identificazione è stata effettuata mediante l'uso di uno stereoscopio Leica S8AP0 a 20, 40, 63 e 80 ingrandimenti, e di un microscopio ottico OLYMPUS CH a 100, 200 e 400 ingrandimenti. Inoltre gli organismi sono stati riconosciuti con l'ausilio di

appositi atlanti e guide di identificazione (Rivosecchi, 1978; Consiglio, 1980; Belfiore, 1983; Carchini, 1983; Moretti, 1983; Sansoni, 1988; Tachet *et al.*, 1991; Campaioli *et al.*, 1994).

Tabella 8. Elenco e descrizione dei microhabitat rinvenibili (sia inorganici che organici) e delle relative sigle.

Microhabitat	codice	Descrizione
Limo/Argilla (< 6 µm)	ARG	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida
Sabbia (6 µm – 2 mm)	SAB	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia (0.2 – 2 cm)	GHI	Ghiaia e sabbia molto grossolana (con predominanza di ghiaia)
Microlithal (2 – 6 cm)	MIC	Pietre piccole
Mesolithal (6 – 20 cm)	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal (20 – 40 cm)	MAC	Pietre grossolane della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalithal (> 40 cm)	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale	ART	Calcestruzzo e tutti i substrati solidi non granulari immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido, spesso ricoperto da muschi
Alghe	AL	Principalmente alghe filamentose; anche diatomee o altre alghe in grado di formare spessi feltri perfitici
Macrofite sommerse	SO	Macrofite acquatiche sommerse. Sono da includere nella categoria anche muschi, Characeae, etc.
Macrofite emergenti	EM	Macrofite emergenti radicate in alveo (e.g. <i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>)
Parti vive di piante terrestri	TP	Radici fluitanti di vegetazione riparia, non lignificate
Xylal	XY	Materiale legnoso grossolano (rami, radici), legno morto, parti di corteccia
CPOM	CP	Deposito di materiale organico particellato grossolano (foglie, rametti)
FPOM	FP	Deposito di materiale organico particellato fine
Film batterici	BA	Funghi e sapropel (<i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomit</i>), solfo batteri (<i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>)

Il livello di dettaglio dell'identificazione tassonomica è stato diverso nei vari taxa. Per la maggior parte dei taxa è stato raggiunto il livello tassonomico di genere, i Ditteri sono stati identificati a livello di famiglia o sottofamiglia, e gli Oligocheti sono stati esclusi dalle analisi dei *trait*.

Una volta identificati e contati, gli organismi sono stati inseriti in un database Microsoft Access dal quale è stato possibile esportare un foglio elettronico.

3.3 Indici Biologici

Alcune delle analisi hanno richiesto il calcolo di indici biotici. Nel seguente paragrafo vengono riportati i metodi di calcolo dei diversi indici considerati.

3.3.1 Indice di diversità di Shannon-Wiener

L'indice di diversità di Shannon-Wiener (Harper *et al.*, 2004) si calcola secondo la seguente formula:

$$H_s = -\sum_{(da\ 1\ a\ n)} h * \ln(h)$$

dove h rappresenta la proporzione di organismi che appartengono a ciascuno degli n taxa che costituiscono la comunità. Il risultato è tanto più elevato tanto più diversificata e bilanciata è la comunità di organismi. Questa metrica ha un valore che va da 0 a infinito.

3.3.2 $\log_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$

Questo indice (Buffagni *et al.*, 2004) si ottiene dal logaritmo della somma degli individui appartenenti ad alcune famiglie di Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri (per maggiori dettagli si veda la Tab. 9).

3.3.3 ASPT (Average Score per Taxon)

L'indice ASPT (Armitage *et al.*, 1983), deriva dall'indice BMWP e viene usato per la rilevazione dell'inquinamento organico nel fiume.

Viene assegnato un punteggio a 85 famiglie di organismi macrobentonici, in base al loro livello di sensibilità agli inquinanti organici. I punteggi variano da 1 (per organismi tolleranti) a 10 (per organismi sensibili). Il punteggio finale è dato dalla somma dei punteggi delle famiglie presenti diviso il numero delle famiglie raccolte: più alto è il punteggio, migliore è la qualità dell'acqua del fiume.

3.3.4 STAR_ICMi (Indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione)

Lo STAR_ICMi è stato messo a punto nell'ambito del progetto STAR (Buffagni & Erba, 2007b) in funzione dell'implementazione della WFD e della valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua.

Tale indice è di tipo multimetrico e fornisce cioè una sintesi della qualità ecologica dei corsi d'acqua esaminati mediante la combinazione di informazioni riferibili a diversi aspetti della comunità macrobentonica. Esso è composto da sei metriche (Tab. 9) che forniscono individualmente informazioni in merito ai principali aspetti – composizione, abbondanza, diversità e presenza di taxa sensibili- che la Direttiva Quadro chiede di considerare per gli organismi macrobentonici. Tali metriche, se integrate fra loro, forniscono informazioni sullo stato ecologico nel suo insieme (Barbour *et al.*, 1995). Le sei metriche considerate sono: ASPT, $\log_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$, 1-GOLD, Numero di famiglie EPT, Numero totale di famiglie, Indice di diversità Shannon-Weiner.

Il valore finale dell'indice deriva dalla combinazione dei valori ottenuti per le sei metriche, opportunamente normalizzati e ponderati, e assume valori tra 0 ed $\cong 1$, dove 0 rappresenta il minor valore ottenibile (la peggiore qualità) mentre $\cong 1$ corrisponde alla migliore situazione osservabile (prossima alle migliori condizioni) (Buffagni & Erba, 2007b).

Il livello di identificazione tassonomica richiesto per il calcolo dell'indice STAR_ICMi è quello di Famiglia. Lo STAR_ICMi consente di derivare una classe di qualità per gli organismi macrobentonici, utile per la definizione dello stato ecologico previsto dalla WFD.

L'indice può essere facilmente calcolato mediante due software attualmente disponibili: ICMeasy (Buffagni & Belfiore, 2007) e MacrOper.ICM (Buffagni & Belfiore, 2009).

Tabella 9. Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito nel calcolo dell'indice (da Buffagni & Erba, 2007b).

LISTE FAUNISTICHE

Calcolo delle metriche

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Nome della Metrica	Taxa considerati nella metrica	Rif. Bibliografico	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di famiglia)	e.g. Armitage et al., 1983	0.333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log ₁₀ (Sel_EPTD +1)	Log ₁₀ (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae +1)	Buffagni et al., 2004; Buffagni & Erba, 2004	0.266
	Abbondanza	1-GOLD	1 - (Abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	Pinto et al., 2004	0.067
Ricchezza /Diversità	Numero taxa	Numero totale di Famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	e.g. Ofenböck et al., 2004	0.167
	Numero taxa	Numero di Famiglie di EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	e.g. Ofenböck et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0.083
	Indice Diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$D_{S-W} = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$		e.g. Hering et al., 2004; Böhmer et al., 2004.

Normalizzazione

Indice multimetrico ICM

3.4 Analisi della struttura funzionale (*Trait analysis*)

Per la caratterizzazione funzionale della comunità sono stati scelti 17 *trait*, elencati in Tabella 10 e descritti di seguito, a cui corrispondono un totale di 95 modalità. Per ciascun taxon è stato assegnato un livello di affinità compreso tra 0 (nessuna affinità) e 5 (affinità molto forte) secondo la tecnica denominata *fuzzy coding* (§ 3.5.1-2) (Chevenet *et al.*, 1994).

Per l'attribuzione delle relative affinità si è utilizzato un database già esistente (Tachet *et al.*, 2000), ricavato da fonti bibliografiche consolidate e di ampia diffusione, riportante il grado di affinità di ciascun *taxon* per ciascuna modalità. Da questo tipo di assegnazione deriva una matrice di dati riportante le affinità dei 75 taxa per le 95 modalità dei 17 *trait* esaminati (matrice "Affinità": Appendice 1).

Per le successive analisi dei dati la matrice delle affinità è stata ponderata per le abbondanze dei taxa, trasformate in logaritmo per mezzo della formula $\ln(x+1)$, attraverso due passaggi. In primo

luogo, per ciascun sito il profilo funzionale della comunità è stato ricavato ponderando le affinità di ciascuna modalità per le abbondanze di ciascun taxon e sommando successivamente i valori ottenuti. Successivamente, è stata costruita la matrice finale, delle “Affinità-ponderate-X-le-Abbondanze”, in cui per ciascun sito la sommatoria ottenuta di ciascuna modalità è stata espressa in termini di frequenza relativa all’interno del corrispondente *trait*. In questo modo è stato possibile analizzare la matrice risultante (matrice “Affinità-ponderate-X-le-Abbondanze”) tramite una *Fuzzy Correspondance Analysis* (FCA: Chevenet *et al.*, 1994).

Di seguito viene riportata una breve descrizione dei *trait* utilizzati per l’analisi funzionale della comunità macrobentonica.

3.4.1 Trait Biologici

Trait 1 – Taglia massima

La taglia considerata è quella raggiunta all’ultimo stadio in ambiente acquatico. Per questo *trait* vengono definite sette modalità (taglia da 0 a >8 cm).

Trait 2 – Durata del ciclo vitale

Il ciclo vitale dei macroinvertebrati varia da qualche settimana (per esempio nei Ditteri Simulidi) a parecchi decenni (come nei Bivalvi del genere *Margaritifera*), ma eccetto per che gli insetti di cui si dispone di una ricca bibliografia queste informazioni restano spesso imprecise e vaghe. Per questa ragione il *trait* in questione è stato suddiviso in solamente due modalità, ovvero durata del ciclo vitale “minore di un anno” e “maggiore di un anno”.

Trait 3 – Numero di generazioni per anno

Per gli insetti le informazioni apportate da questo *trait* sono in parte ridondanti con quelle apportate dal *trait* “Durata del ciclo vitale”. Infatti, insetti con durata del ciclo vitale minore di un anno sono spesso caratterizzati da un alto numero di generazioni all’anno (strategia riproduttiva di tipo *r*), mentre insetti caratterizzati da durata del ciclo vitale superiore presentano un esiguo numero di generazioni all’anno (strategia riproduttiva di tipo *K*).

Questo *trait* è definito da tre modalità: minore di una, una e maggiore di una generazione all’anno.

Trait 4 – Stadio acquatico

Per quanto riguarda lo stadio acquatico, gli organismi macrobentonici si differenziano in “olobiotici”, ovvero che passano l’intera durata del ciclo vitale in ambiente acquatico, ed “anfibiologici”, che vi trascorrono solo alcuni stadi. Questo *trait* è definito da quattro modalità (uova,

larve, ninfe e adulti) di cui la terza (stadio acquatico di ninfa) è relativa soprattutto ai Tricotteri ed ai Ditteri.

Trait 5 – Riproduzione

Questo *trait* integra i due tipi di riproduzione, quella sessuata e quella asessuata.

La riproduzione asessuata è frequente soprattutto nei gruppi più primitivi e comprende: frammentazione, scissione, paratomia, gemmazione, etc.. Tutte queste differenti forme riproduttive sono incluse in un'unica modalità (“riproduzione asessuata”) a causa della mancanza di informazioni maggiormente dettagliate al riguardo per tutti i generi che compongono la fauna macrobentonica.

Per quanto riguarda la riproduzione sessuata, sono disponibili conoscenze di maggiore dettaglio soprattutto per quanto riguarda le differenti modalità di ovodeposizione. Infatti, nel corso dell'evoluzione, si passa da una ovodeposizione ad uova isolate o fisse alla formazione di veri e propri gruppi di uova. Questi ultimi possono essere deposti sia in acqua sia, per resistere ai fenomeni di essiccamento, in terra o nelle piante e possono essere costituiti anche da parecchie centinaia di uova.

Trait 6 – Dispersione

La dispersione degli invertebrati di ambienti lotici può essere di tipo acquatica passiva (in modo particolare attraverso fenomeni di deriva) o acquatica attiva, soprattutto in organismi adattati ad ambienti a corrente lenta o nulla.

Per la maggior parte degli insetti la dispersione avviene anche ad opera degli adulti per via aerea (dispersione aerea attiva). Il trasporto di organismi strettamente acquatici avviene per via aerea mediante il trasporto ad opera di uccelli (dispersione aerea passiva) da un punto ad un altro.

Trait 7 – Forme di resistenza

Le forme di resistenza si sono sviluppate quale strategie di sopravvivenza in presenza di condizioni ambientali avverse e sfavorevoli (in particolare quelle caratterizzanti le stagioni invernale ed estiva). Forme di resistenza sono costituite da uova con gusci di protezione all'interno dei quali avviene l'arresto dello sviluppo che riprenderà nel momento in cui sopraggiungeranno di nuovo le condizioni favorevoli. Le gemmule delle spugne o gli statoblasti dei briozi costituiscono ugualmente delle forme di resistenza a protezione di un ammasso di cellule indifferenziate, la cui gemmazione riprenderà al ritorno delle condizioni favorevoli. Negli insetti, le larve come gli adulti possono formare bozzoli di protezione. Certi adulti, particolarmente nel caso dei Tricotteri della

famiglia Limnephilidae, passano l'estate dentro le grotte attendendo il ritorno di condizioni favorevoli alla riproduzione.

Per questo *trait* sono definite cinque modalità.

Trait 8 – Fonti di nutrizione

Alcune fonti di nutrimento sono state separate in funzione della taglia. Infatti, le fonti nutritive possono essere costituite da elementi grossolani, ovvero detrito organico (soprattutto d'origine vegetale) e contenente una parte più o meno importante di elementi minerali, fino a elementi di dimensioni microscopiche quali sono i microrganismi (specialmente batteri).

Alcuni elementi possono essere costituiti da organismi viventi, di natura sia vegetale che animale. Le fonti di natura vegetale si distinguono in microfite (alghe microscopiche come ad es. le Diatomee, miceli di Hyphomycetaceae, etc.) e macrofite (alghe macroscopiche, muschi, briofite e dicotiledoni).

Per quanto riguarda le fonti di nutrimento animali queste sono state separate in “macroinvertebrati morti”, “microinvertebrati vivi” (Protozoi, Copepodi, etc.), “macroinvertebrati vivi” e la modalità “vertebrati” che riguarda alcuni ectoparassiti (come per esempio i crostacei del genere *Argulus*).

Trait 9 – Strategia di alimentazione

Per questo *trait* sono definite otto modalità.

Assorbimento: tipica di alcuni Oligocheti che assorbono delle macromolecole attraverso i loro tegumenti.

Detritivori-Raccoglitori di materiale organico particolato fine con un diametro minore di 1 mm che si deposita sulla superficie di sedimenti mobili (come per es. i lombrichi). In questi organismi l'apparato boccale è modificato attraverso la presenza di un rinforzo della muscolatura faringea.

Trituratori (*shredders*): negli artropodi (insetti e crostacei) non specializzati l'apparato boccale è simile a quello, primitivo, di tipo trituratore. Esistono trituratori erbivori (per esempio Tricoteri Limnephilidae), trituratori detritivori (gruppo degli Altri Limnephilidae). Nel caso dei trituratori detritivori questi molto spesso sono anche polifagi, in quanto insieme al detrito possono ingerire casualmente anche microinvertebrati.

Raschiatori-Brucatori (*scrapers*): il detrito organico fine, le microfite e i microinvertebrati possono formare dei depositi assai sottili sulla superficie dell'acqua (*neuston*), sui substrati duri (*perilithon*) o sulle macrofite (*periphyton*). Per utilizzare queste fonti di alimentazione i macroinvertebrati hanno evoluto strutture particolari come per esempio la radula (i.e.: Gasteropodi) o hanno trasformato i loro apparati boccali in strutture specializzate per raschiare e brucare il

substrato (i.e.: Efemerotteri Heptageniidae e Tricotteri Glossosomatidae). Quando l'accumulo del detrito organico fine, delle microfite e dei microinvertebrati, sulla superficie del substrato diviene importante si parla piuttosto di organismi brucatori (e.g. Gasteropodi Lymnaeidae).

Filtratori: i filtratori raccolgono detrito organico fine, microfite e microinvertebrati che sono presenti nella colonna d'acqua. In alcuni casi (alcuni Oligocheti, Bivalvi, Ditteri Simuliidae, Efemerotteri *Oligoneuriella* e Tricotteri *Oligopectrum*, Brachycentridae e Limnephilidae) il meccanismo di filtrazione avviene grazie alla presenza di strutture morfologiche specializzate, mentre in altri per mezzo di strategie comportamentali *ad hoc*. In alcuni casi la filtrazione è realizzata per mezzo di una struttura filtrante costituita da fili di seta (i.e.: Tricotteri Philopotamidae o Hdropsychidae).

Perforatori: per i quali il nutrimento è costituito da una fase liquida (o che viene liquefatta per mezzo di alcuni enzimi). Questo nutrimento può essere sia d'origine vegetale, come per es. il contenuto cellulare d'alghe filamentose, in alcuni Tricotteri Hydroptilidae, che di origine animale, come in certi Ditteri Tabanidae o Rhagionidae.

Predatori: il nutrimento è costituito da animali, sia micro- che macro-invertebrati. Alcuni insetti predatori presentano una specializzazione anatomica (negli Odonati il *labium* è modificato in un organo prensile, la “maschera”), oppure comportamentale (come per es. in diverse larve campodeiformi di Tricotteri che tessono delle vere e proprie trappole per la cattura degli organismi).

Parassiti: si cibano dei liquidi corporei di tutta una varietà di ospiti vertebrati ed invertebrati, come per es. *Piscicola* che per mezzo di una ventosa orale si nutre del sangue di pesci.

3.4.2 *Trait* fisiologici

Trait 10 – Respirazione

Le modalità di respirazioni sono cinque:

- per mezzo del tegumento: in molti animali minuscoli con rapporti superficie-volume molto elevati (soprattutto insetti) ed in alcuni animali più grandi dal corpo molle (es. platelminti);
- per mezzo di branchie sanguigne contenenti emolinfa. Lo scambio gassoso avviene al livello di strutture esterne dalla parete molto sottile, ben irrorati di sangue o di altri liquidi corporei che facilitano la diffusione tra questo liquido e l'ambiente intorno all'animale. Questi tipi di branchie si osservano nei Molluschi, nei Crostacei e in certi Oligocheti. Eccezionalmente sono presenti negli Insetti (nelle larve di Ditteri Chironomidi).
- per mezzo di branchie tracheali: questo tipo di branchie esiste solo negli Insetti e nello specifico tra gli Efemerotteri, gli Zigotteri (Odonati) ed in alcuni Tricotteri, Coleotteri e

Ditteri. Le branchie tracheali sono delle strutture dalle pareti sottili all'interno delle quali si ramificano le tracheole;

- per mezzo di stigmi. Negli insetti privi di branchie e la cui taglia è troppo grande perché gli scambi avvengano direttamente attraverso i tegumenti, può esserci un sistema di stigmi respiratori caratterizzati dalla presenza di una camera per l'accumulo dell'aria (i.e.: Coleotteri *Dytiscidae*), oppure degli stigmi apribili o meno sulla superficie dell'acqua (i.e.: Eterottero *Nepa*, larve di Ditteri *Limoniidae*);
- per mezzo di un plastron respiratorio come per esempio nei Coleotteri della famiglia Elmidae e negli Eterotteri *Aphelocheirus*. Un plastron respiratorio è una struttura costituita da espansioni della cuticola formante una membrana che funge da vero e proprio serbatoio per l'immagazzinamento dell'aria.

Trait 11 – Temperatura

Si possono distinguere due tipi di organismi in funzione dell'intervallo di temperatura tollerato: gli organismi “euritermi”, capaci di sopportare delle consistenti variazioni di temperatura e gli organismi “stenotermi” che possono sopportare delle variazioni di temperatura di piccola entità. Gli organismi stenotermi possono essere sia “psicrotropi”, i quali sono adattati a temperature sempre inferiori ai 15 °C, che “termofili”, i quali necessitano di temperature superiori ai 15°C per assicurare il loro ciclo vitale (i.e.: *Dugesia tigrina*, Turbellari - Tricladi).

Trait 12 – Grado trofico

In funzione della concentrazione di alcune sostanze nell'acqua (soprattutto di azoto e fosforo), si possono distinguere acque “eutrofe” dove questi componenti sono abbondanti, acque “oligotrofe” dove sono presenti in piccole quantità ed infine acque “mesotrofe” dove assumono valori intermedi.

Trait 13 – Valore saprobio

I macroinvertebrati possono essere classificati sulla base della loro tolleranza all'inquinamento organico in:

- Xenosaprobi : organismi non tolleranti
- Oligosaprobi : organismi poco tolleranti
- β -Mesosaprobi: organismi relativamente tolleranti
- α -Mesosaprobi: organismi tolleranti
- Polisaprobi: organismi molto tolleranti

3.4.3 *Trait* ecologici

Trait 14 - Distribuzione trasversale

Questo *trait* è suddiviso in 7 modalità che racchiudono le potenziali preferenze di habitat degli organismi rispetto al canale: canale principale, rive e canale secondario, stagni e paludi, pozze e torbiere, acque temporanee, laghi e ambiente sotterraneo.

Trait 15 - Microhabitat

I differenti tipi di microhabitat considerati sono: roccia, massi e ciottoli, ghiaia, sabbia, limo, macrofite e alghe filamentose, microfite, rami e radici, terra e argilla.

Trait 16 - Modo di locomozione in relazioni con il substrato

Gli organismi possono essere liberi oppure fissi al substrato.

- Le modalità di locomozione degli organismi liberi sono:

-Volo: si tratta di organismi che hanno un'esistenza normalmente acquatica ma capaci di volare (i.e.: Coleotteri, Corixidae). Sono inclusi in questa modalità anche gli organismi trasportati dagli uccelli.

- Nuoto in superficie: si tratta di organismi che si muovono (i.e.: Eerotteri Gerridae) o che pattinano sulla superficie dell'acqua (i.e. Ditteri Anophelinae).

- Nuoto in immersione: questa modalità è utilizzata da parte di organismi planctonici o nectonici.

- Erpofili: sono inclusi in questa modalità quegli organismi che si muovono aderendo strettamente al substrato (i.e. Gasteropodi Ancyridae, Ditteri Blephariceridae).

- Fossori: si tratta di organismi che passano la loro esistenza nei sedimenti a qualche centimetro di profondità (i.e.: Ditteri Tabanidae).

- Endobentonici (interstiziali): sono organismi che possono penetrare abbastanza profondamente nei sedimenti come per esempio le larve del Plecottero *Leuctra major*.

- Gli organismi fissi possono essere:

- fissati permanente al substrato: per tutto il ciclo vitale come in certi Briozoi, oppure

- fissati temporaneamente: in solamente una parte del loro ciclo vitale come nei Ditteri Simuliidae e nelle Idre.

Trait 17 – Preferenze di corrente

In funzione delle preferenze per la velocità di corrente sono state definite quattro modalità: preferenze per corrente nulla, lenta (<25 cm/sec), media (25-50 cm/sec) e veloce (>50 cm/sec).

Tabella 10. *Trait* e modalità utilizzati per descrivere la struttura funzionale della comunità macrobentonica dei fiumi della Toscana.

<i>TRAIT</i>	N°	Modalità
1) Taglia massima (mm)	1	0 - 0.25
	2	2.5 - 5
	3	5 -10
	4	10 - 20
	5	20 - 40
	6	40 - 80
	7	>80
2) Durata del ciclo vitale	1	< 1 anno
	2	> 1 anno
3) Numero di generazioni/anno	1	<1
	2	1
	3	>1
4) Stadio acquatico	1	uova
	2	larve
	3	ninfe
	4	adulti
5) Modalità riproduttiva	1	ovovivipara
	2	uova isolate libere
	3	uova isolate fisse
	4	gruppi uova cementate
	5	gruppi uova libere
	6	gruppi uova endofitiche
	7	gruppi uova su terra
	8	asessuata
6) Modalità di dispersione	1	acquatica passiva
	2	acquatica attiva
	3	aerea passiva
	4	aerea attiva
7) Forme di resistenza	1	uova, gemmale, statoblasti
	2	bozzoli
	3	diapausa o quiescenza
	4	nessuna

Tabella 10. Continua.

<i>TRAIT</i>	N°	Modalità
8) Fonte di alimentazione	1	sedimenti fini e microorgan.
	2	FPOM (detrito <1 mm)
	3	CPOM (detrito >1 mm)
	4	microfite (vive)
	5	macrofite (vive)
	6	animali morti >1 mm
	7	microinvertebrati vivi
	8	macroinvertebrati vivi
	9	vertebrati
9) Strategia di alimentazione	1	assorbimento attrav. tegum.
	2	collettori-detritivori
	3	<i>shredders</i>
	4	<i>scrapers</i>
	5	filtratori
	6	perforatori
	7	predatori
	8	parassiti
10) Respirazione	1	tegumento
	2	branchie
	3	plastron
	4	stigmi
	5	vescicole idrostatiche
11) Temperatura	1	stenotermi (< 15°C)
	2	stenotermi (> 15°C)
	3	euritermi
12) Grado trofico	1	di ambiente oligotrofico
	2	di ambiente mesotrofico
	3	di ambiente eutrofico
13) Valore saprobio	1	xenosaprobi
	2	oligosaprobi
	3	β -mesosaprobi
	4	α -mesosaprobi
	5	polisaprobi

Tabella 10. Continua.

<i>TRAIT</i>	N°	Modalità
13) Valore saprobio	1	xenosaprobi
	2	oligosaprobi
	3	β -mesosaprobi
	4	α -mesosaprobi
	5	polisaprobi
14) Distribuzione trasversale	1	canale principale
	2	rive, canale secondario
	3	stagni, paludi
	4	pozze, torbiere
	5	acque temporanee
	6	laghi
	7	ambiente sotterraneo
15) Preferenze di microhabitat	1	roccia, massi, ciottoli
	2	ghiaia
	3	sabbia
	4	limo
	5	macrofite, alghe filamentose
	6	microfite
	7	rami, radici
	8	terra
	9	argilla
16) Modalità di locomozione	1	volo
	2	nuoto in superficie
	3	nuoto in immersione
	4	erpofoili
	5	fossori
	6	endobentonici
	7	fissati temporan.
	8	fissati permanent.
17) Preferenze di corrente	1	nulla
	2	lenta (<25 cm/sec)
	3	media (25-50 cm/sec)
	4	veloce (>50 cm/sec)

3.5 Analisi dei dati

3.5.1 I principi della logica *Fuzzy*

La “Teoria degli insiemi *Fuzzy*” nasce nel 1965 (Zadeh, 1965) come teoria matematica per sviluppare modelli in cui la componente di imprecisione e di conoscenza qualitativa è elevata. Al giorno d’oggi la logica *fuzzy* è universalmente riconosciuta come strumento matematico-informatico per trattare problemi di incertezza non probabilistica (Chavas, 2000 ; Enea & Salemi, 2001), e la scelta di ricorrere a tale strumento di analisi deriva dal suo largo impiego in letteratura dove è utilizzata esplicitamente nello studio della caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentonica (Chevenet *et al.*, 1994). La caratterizzazione funzionale tramite *trait*, e gli studi ecologici in generale, infatti, bene si prestano ad essere affrontati con questo tipo di approccio per diverse ragioni:

1) per la natura complessa, non-lineare e multidimensionale degli ecosistemi, per cui spesso non esiste un singolo modello meccanicistico in grado di ricreare l’esatta forma della risposta funzionale lungo gradienti ambientali;

2) perché il procedimento con cui viene attribuita l’affinità dei taxa alle diverse modalità, per come esso stesso è concepito, non è espresso né è esprimibile in formalismo matematico deterministico e quantitativo, ma nei termini del linguaggio naturale. D’altra parte, i comportamenti fisiologici-funzionali dei taxa ed il loro rapporto con le componenti abiotiche non possono essere rappresentati linearmente poiché devono comprendere la complessità e la variabilità della risposta biologica individuale;

3) perché l’affinità dei taxa alle diverse modalità dei *trait*, e i dati ambientali in genere, sono intrinsecamente vaghi ed imprecisi per diverse cause: la naturale variabilità degli individui e delle condizioni chimico-fisiche a cui sono soggetti, gli alti livelli di rumore di fondo, gli errori relativi all’operazione di campionamento e di misurazione;

4) perché l’informazione in uscita è la parte che più sfugge alla rappresentazione modellistica classica, per la natura strettamente qualitativa e non ordinale di questo tipo di analisi. L’analisi dei *trait*, infatti, si presenta come una descrizione della comunità di natura multidimensionale poiché sintetizza l’informazione ecologica di numerose variabili biotiche e abiotiche, e non è pertanto associabile ad una scala numerata unidimensionale.

L’approccio *fuzzy* è quindi particolarmente idoneo per affrontare questo tipo di problema, perché ammette dati non rigorosamente strutturati, consente di ragionare con termini linguistici e gestisce informazione qualitativa non-ordinale (Silvert, 2000).

Infine, l'estensione a dati *fuzzy*, espressi cioè in forma di appartenenza parziale, di alcune analisi comunemente applicate in ecologia quali, ad esempio, Fuzzy Correspondence Analysis (Chevenet *et al.*, 1994), Fuzzy Principal Component Analysis (Charvet *et al.*, 2000), etc., permette di poter analizzare diversi tipi di dati provenienti da un'ampia varietà di fonti, differenti nel tempo e nello spazio e di poter così sintetizzare le conoscenze sull'autoecologia di diversi taxa ottenute da una grande varietà di fonti di diverso tipo.

Principi e procedimenti di base

La logica *fuzzy* ha praticamente rivoluzionato la teoria classica degli insiemi ed il concetto semantico di “verità” (Enea & Salemi, 2001). Secondo la concezione tradizionale di insieme, un dato oggetto può appartenere all'insieme oppure no: l'appartenenza è univoca, “tutto o nulla”, e non ci sono casi intermedi. Nella la logica *fuzzy* un oggetto può appartenere parzialmente all'insieme considerato. Allo stesso modo, nella logica classica un'affermazione viene valutata semanticamente come “vera” o “falsa”, mentre la nozione *fuzzy* le assegna un valore di verità parziale, che bene si addice a tante situazioni in cui non si può avere la certezza assoluta sulle caratteristiche del fenomeno (Marchini, 2004). Confrontata con altri approcci, la logica *fuzzy* si è dimostrata nettamente più efficace nella trattazione di dati imprecisi (Salski *et al.*, 1996).

I passaggi fondamentali di un generico procedimento *fuzzy* sono tre: “fuzzificazione”, “inferenza”, e “defuzzificazione” (Fig. 7a). La fase di “fuzzificazione” consiste nel passare dal valore numerico della variabile considerata al suo corrispondente valore di appartenenza ad un dato insieme *fuzzy*, tramite una precisa funzione d'appartenenza (*membership function*) (Fig. 7b); con questa operazione si normalizzano tutti i dati nell'intervallo [0,1], sicché sono possibili anche confronti tra quantità tra loro diverse e misurate in scale differenti. Una proprietà importante delle *membership functions* relative ad uno stesso parametro è la loro reciproca sovrapposizione, sicché alcuni valori della variabile possono appartenere parzialmente a più insiemi *fuzzy*, come, ad esempio, in Figura 7b, il valore 20 ha grado di appartenenza 0,2 al *fuzzy set* <molto basso> e 0,8 al set <basso>. Tanto più estesa è la zona di sovrapposizione, tanta più incertezza viene compresa nel sistema. L'“inferenza” è il momento in cui vengono applicate le regole di combinazione tra gli insiemi *fuzzy*. Generalmente non si tratta di complicati modelli matematici ma di semplici espressioni linguistiche, che vengono convertite in formalismo matematico con il linguaggio *if**then* della Logica. Questo è importante perché la conoscenza dell'esperto su un problema può essere utilizzata senza dover essere trasformata in formule, spesso di complessa determinazione.

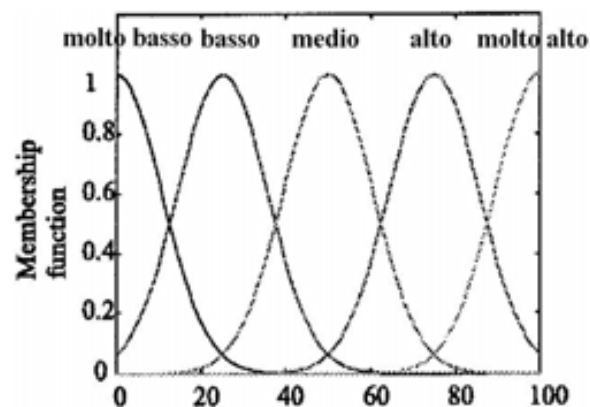
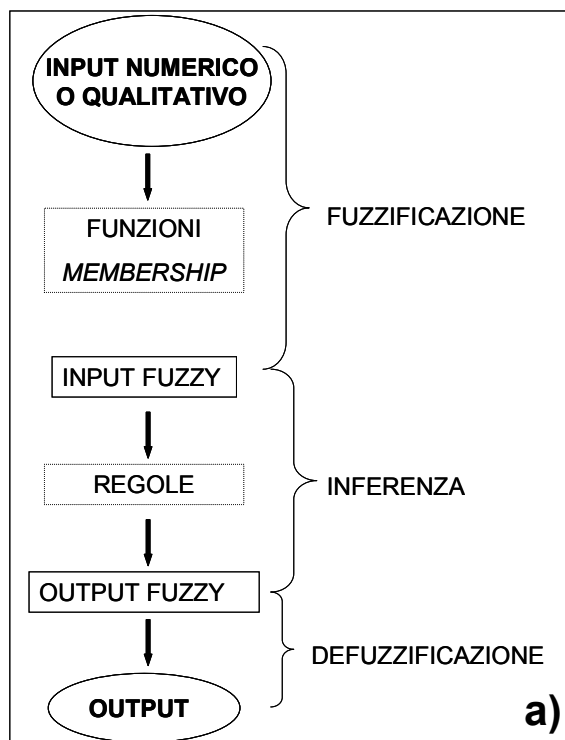


Figura 7. (a) Sequenza dei passaggi di un procedimento fuzzy. (b) Disposizione delle membership function relative a cinque gradi di altezza di un generico fattore definito tra 0 e 100 (da Marchini, 2004).

La “defuzzificazione” è il processo di restituzione del risultato sotto forma di numero e può essere effettuata con diverse tecniche.

Il grado di appartenenza, che varia tra 0 (appartenenza nulla) e 1 (appartenenza piena) è uno dei concetti fondamentali della teoria *fuzzy* ed esprime in modo quantitativo l'incertezza intrinseca ad un fenomeno (Borri *et al.*, 1998). Ad esempio, la situazione intermedia della strategia di alimentazione del genere *Agapetus* tra "*collettori-detritivori*" e "*raschiatori*" può essere rappresentata tramite valori di affinità parziale: debole per la prima modalità (grado di affinità 1: "*collettori-detritivori*") - e forte per la seconda (grado di affinità 3 "*raschiatori*": Allegato 2). Grazie a questa espressione ad ogni taxon non corrisponde una sola modalità ma piuttosto una combinazione di due o più distinti settori ecologici.

3.5.2 Analisi multivariata

Al fine di rappresentare la struttura dei dati in uno spazio a dimensioni ridotte sono state utilizzate diverse tecniche di ordinamento impiegate comunemente per l'elaborazione dei dati nell'ambito degli studi ecologici (Thioulouse *et al.*, 1995; Legendre & Legendre, 1998; Holmes, 2006). Poiché, infatti, la visione d'insieme dello spazio multidimensionale, insito in una matrice

complessa di dati, non è realizzabile né sulla carta né nella nostra immaginazione, sono state sviluppate tecniche di ordinamento che permettono di riassumere le variabili in nuove variabili dette *fattori* o *componenti* che possono essere assunte come nuovi assi di ordinamento. In particolare, l'*ordinamento* è definito come la “disposizione dei siti sulla base della composizione in specie lungo degli assi di variazione” (Ter Braak, 1987).

I metodi di analisi multivariata che permettono di ordinare i campioni sono frequentemente impiegati nello studio dei gradienti ambientali. Tutti gli organismi vivono in una caratteristica e limitata gamma di habitat, all'interno della quale tendono ad essere più abbondanti in corrispondenza del loro optimum ambientale. La composizione delle comunità biotiche cambia quindi lungo un gradiente ambientale. Nell'analisi multivariata, i gradienti costituiscono un'utile astrazione per spiegare la distribuzione degli organismi nello spazio e nel tempo (Ter Braak & Prentice, 1988).

In questi metodi il risultato è rappresentato da assi di variazione, ortogonali tra loro, il cui grado di importanza è espresso dal valore degli autovalori, compreso tra 0 e 1 (maggiore è l'autovalore, più l'asse - o meglio, il gradiente ambientale espresso da esso - è rilevante).

Due tipi di tecniche di ordinamento sono: l'analisi del gradiente di tipo diretto ed indiretto. Nelle analisi di tipo diretto l'abbondanza delle specie è descritta come una funzione delle variabili ambientali misurate (ter Braak & Prentice, 1998). D'altro canto le analisi di tipo indiretto (Whittaker, 1967) prevedono che le comunità campione siano disposte lungo assi di variazione che sono secondariamente interpretati in termini di parametri ambientali. Queste tecniche includono metodi come la PCA (*Principal Component Analysis*) o la CA (*Correspondence Analysis*). In questo caso, l'attenzione viene prima focalizzata sul *pattern* maggiore di variazione nella composizione della comunità, e secondariamente si stabiliscono quali siano le variabili ambientali che spiegano tale pattern.

L'analisi dei dati e le rappresentazioni grafiche sono state effettuate in ambiente “R” (R Development Core Team, 2007), utilizzando il pacchetto ADE4 (*Environmental Data Analysis* – <http://pbil.univ-lyon1.fr/R/rplus/ade4dsR.html>) strumento specializzato per analisi di comunità ecologiche e di dati codificati con una logica di tipo *fuzzy* (Chevenet *et al.*, 1994; Thioulouse *et al.*, 1997; Dray *et al.*, 2003; Dray *et al.*, 2007).

In questa ricerca di dottorato, per l'analisi dei dati sono state utilizzate le seguenti tecniche di indagine:

- *Principal Component Analysis* (PCA: Analisi delle Componenti Principali)
- *Correspondence Analysis* (CA: Analisi delle Corrispondenze) & *Fuzzy Correspondence Analysis* (FCA)

➤ *Co-inertia Analysis (COIA)*

Per l'analisi dei dati sono state utilizzate tre matrici: la prima contenente le variabili ambientali considerate e rilevate nei protocolli di campionamento, la seconda contenente le unità sistematiche raccolte e la terza delle "Affinità-ponderate-X-le-Abbondanze" (§ 3.4).

Le variabili ambientali sono state standardizzate per mezzo della formula ($(x - x_{\text{medio}}) / \text{deviazione standard}$), fatta eccezione per le profondità che sono state convertite in classi secondo lo schema riportato in Tab.7 e per il pH. Nelle analisi multivariate sono stati utilizzati i taxa più abbondanti ovvero quelli che sono stati campionati in più del 5% dei siti (Tab. 19). Alle abbondanze dei singoli taxa è stata applicata la trasformazione logaritmica ($\text{Log}_{10}(x+1)$).

I dati sui taxa e sui *trait* sono stati soggetti prima ad ordinamento, utilizzando rispettivamente la CA per i taxa e la FCA per l'analisi della struttura funzioanle, per trovare i maggiori assi di variazione che mostrino buon adattamento con i dati delle specie. Una volta condotta l'analisi, è stata effettuata l'interpretazione degli assi in termini di variazione ambientale, spesso utilizzando metodi grafici (Gauch, 1982). Infine per esplorare le relazioni con le variabili ambientali è stato utilizzato il coefficiente di correlazione di Spearman (r_s) tra le variabili ambientali e ciascun asse di ordinamento.

La PCA è un metodo lineare ed indiretto di ordinamento non forzato dei dati ed è basato sull'abbondanza delle specie in esame. La CA è un metodo unimodale ed indiretto di ordinamento dei dati. Alcuni metodi di ordinamento assumono che le curve di risposta delle specie (abbondanza o *performance* di una specie come funzione di una gradiente ambientale) siano lineari, altri metodi invece assumono che esse siano unimodali. Per modello lineare si intende quando esiste una relazione lineare tra le variabili di interesse; mentre un modello di risposta unimodale prevede una curva di risposta con una forma di distribuzione parabolica, ad esempio quella di tipo Gaussiano. Una distribuzione unimodale si verifica quando la comunità presenta una condizione di optimum ambientale tale che qualsiasi punto al di là di tale optimum, significherà un decremento in abbondanza della comunità.

Il metodo CA ha una performance migliore quando le specie si distribuiscono in maniera unimodale, mentre la tecnica di ordinamento PCA trova un assetto migliore quando le specie hanno distribuzioni monotoniche lungo un gradiente. La scelta tra un metodo di ordinamento lineare piuttosto che non-lineare dipende dalla lunghezza del gradiente osservato. Quando il gradiente è corto, è preferibile l'uso di metodi lineari; quando invece la lunghezza del gradiente aumenta, i metodi lineari diventano inefficienti al cospetto dei metodi non-lineari (Ter Braak & Prentice, 1990).

Allo scopo di fornire il quadro generale relativo alla composizione funzionale della comunità macrobentonica nei diversi siti è stata utilizzata la Fuzzy Correspondence Analysis (FCA : Chevenet *et al.*, 1994). Questa analisi consiste in una CA condotta sulla matrice delle “Affinità-ponderate-per-le-Abbondanze” in cui le affinità dei taxa per le modalità sono riportate in distribuzioni di frequenza (per maggiori dettagli si veda Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b). Diversamente, la matrice delle unità sistematiche per ciascun sito è stata analizzata con una tradizionale CA (Hill, 1973).

Per individuare i microhabitat più sensibili alle alterazioni antropiche a diversa scala (tipologia di uso del suolo e impatto idromorfologico) è stata utilizzata la *Coinertia Analysis* (COIA). La COIA è un metodo di ordinamento lineare basato su distanze euclidee e numericamente stabile, che permette un ordinamento simmetrico di due serie di dati (Doledéc & Chessel, 1991; ter Braak & Verdonschot, 1995). E' considerato uno strumento particolarmente versatile perché evita problemi riguardanti il numero delle variabili in gioco (permette l'ordinamento anche di matrici con un diverso numero di variabili) e permette l'utilizzo di qualsiasi tipo di *data-set* e tipo di ordinamento (PCA, CA, MCA). La versatilità dell'utilizzo della COIA è dimostrata dal suo largo utilizzo in campo ecologico su serie storiche, in studi su comunità di ambienti lotici e di aree umide (Doledéc *et al.*, 1996; Statzner *et al.*, 1997; Dray *et al.*, 2003).

Prima di procedere con la COIA, ciascuna matrice è stata ordinata separatamente mediante una PCA. La COIA ha quindi ordinato simultaneamente le due matrici ed ha definito gli assi che spiegano simultaneamente la maggiore varianza possibile di entrambi i *data-set* descrivendo la struttura più vicina possibile ad entrambi i singoli ordinamenti. Nella COIA il posizionamento individuato dagli assi di ciascun sito, è risultato contemporaneamente dalla composizione in microhabitat dei siti e dalle pressioni agenti su di essi.

La correlazione tra i due ordinamenti è data dal coefficiente *RV* che può essere considerato come un equivalente multidimensionale del coefficiente di correlazione tra due variabili (Robert & Escoufier, 1976). Sulla matrice di *coinertia* è stato eseguito infine il test di permutazione di Monte Carlo per verificare che la distribuzione dei due *data-set* nelle stazioni considerate non fosse casuale ($p < 0,05$) (Heo & Gabriel, 1997).

3.5.3 Test di Kruskal-Wallis

Il Kruskal-Wallis One-Way ANOVA by Ranks o più semplicemente the Kruskal-Wallis test (Kruskal W.H. & W.A. Wallis, 1952) è stato applicato per testare la significatività delle differenze tra:

- gruppi di siti appartenenti a diverse classi di qualità;
- coppie di dati appartenenti a due campioni differenti, ovvero all'area di *pool* e all'area di *riffle*,

Il Kruskal-Wallis, l'equivalente non parametrico dell'analisi della varianza ad un criterio di classificazione, è uno dei test più potenti per stabilire se i campioni si differenziano in modo significativo attraverso la verifica dell'ipotesi nulla. Il test si basa sul confronto di k gruppi indipendenti nell'intento di determinare se la loro differenza ($D_i = x_i - y_i$) si discosti in modo significativo dal valore di zero, e stabilire se essi provengano dalla stessa popolazione e/o da popolazioni che abbiano mediana diversa.

La differenza tra due campioni viene considerata significativa qualora $p < 0,05$, non significativa con $p > 0,05$.

3.5.4 Analisi della varianza (ANOVA)

Per determinare quanta variazione nelle percentuali delle diverse categorie funzionali e delle diverse metriche potesse essere spiegata dalla variabilità a scala di microhabitat è stato utilizzato il test dell'ANOVA (dall'inglese *ANalysis Of VAriance*) includendo nelle analisi solamente i siti *Reference* e quelli di ottima e buona qualità. Sono stati esclusi tutti gli altri siti, dalla classe di qualità moderata a quella pessima, in modo da poter evidenziare le variazioni a livello di struttura di comunità e nei *trait profile* legata alla presenza di diversi tipi di habitat (in questo caso rappresentati dai diversi tipi di substrato) eliminando le fonti di variazione determinate dalla mera alterazione della qualità chimico-fisica dell'acqua.

L'analisi è stata effettuata aggregando i dati relativi a microhabitat simili tra di loro al fine di ridurre il numero di microhabitat ed aumentare le numerosità dei campioni (Tab. 11).

Per indagare se i gruppi sono omogenei rispetto ad una variabile si valutano due quantità: la varianza all'interno dei gruppi (V_{intra}) e la varianza tra i gruppi (V_{inter}) calcolata sulle medie dei valori per gruppo. L'indice statistico F è calcolato come rapporto tra le due varianze V_{inter} e V_{intra} . Se la variabilità dei gruppi è casuale, ci aspettiamo che la variabilità all'interno di ogni gruppo (V_{intra}) sia simile a quella tra i gruppi (V_{inter}) e in questo caso il rapporto F dovrebbe tendere all'unità. Quando la variabilità tra i gruppi (V_{inter}) è più grande rispetto alla variabilità all'interno dei gruppi (V_{intra}) si può ipotizzare che la classificazione in gruppi sia effettivamente giustificata dal fattore che l'ha imposta e l'indice diventa significativo.

In caso di significatività dell'Anova si è proceduto ad utilizzare il test di *Bonferroni*, una procedura di comparazione multipla (confronto *post-hoc*), per indagare nello specifico quali gruppi si differenziano tra loro.

Tabella 11. Elenco e descrizione dei substrati accorpati utilizzati nel test dell'ANOVA.

Tipologia di substrato	Codice dei substrati accorpati utilizzati nel test dell'ANOVA
Sabbia (6 μ m – 2 mm)	AKPS
Ghiaia (0.2 – 2 cm)	
Microlithal (2 – 6 cm)	MSMC
Mesolithal (6 – 20 cm)	
Macrolithal (20 – 40 cm)	MGMC
Megalithal (> 40 cm)	
Parti vive di piante terrestri	TPL
Xylal	XYCP
CPOM	
Macrofite sommerse	MCFT
Macrofite emergenti	

4 RISULTATI

4.1 Parametri di supporto: analisi delle pressioni

Nella Tabella 12 sono riportate le variabili prese in considerazione per la caratterizzazione chimico-fisica dei corpi idrici in esame e cioè i valori delle variabili incluse nel calcolo del LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori del Decreto Legge 152/99), i punteggi degli indici idromorfologici HQA, HMS e LRD (rispettivamente Habitat Qualità Assessment, Habitat Modification Score e Lentic-lotic River Descriptor), e le percentuali di uso del suolo utilizzate nel calcolo del LUI (Land Use Index). Tra le variabili prese in considerazione in questo studio molte sono risultate correlate tra loro (Tab. 13): per esempio il Land Use Index è correlato positivamente con le concentrazioni di azoto nitrico e ammoniacale, fosfati, carica batterica e conducibilità e negativamente con l'HQA e l'LRD. Al contrario l'Habitat Qualità Assessment è correlato negativamente alle concentrazioni di diversi inquinanti (azoto nitrico, fosfati, *E. coli* e conducibilità). Altre correlazioni positive sono state riscontrate tra fosfati e azoto nitrico, azoto ammoniacale e conducibilità e tra azoto ammoniacale, carica batterica e conducibilità.

Nel grafico di Figura 8 sono riportate le alterazioni agenti sui siti in base ai valori di LIM, HQA, HMS, LRD e LUI. Elevati punteggi di LUI e HMS corrispondono a situazioni in cui l'impatto della tipologia di uso del suolo (in questo caso principalmente agricolo) e l'alterazione morfologica (presenza di rive risezionate, ponti, etc.) sono evidenti. Il valore dell'HQA cresce al crescere della diversificazione in habitat e si può assumere che situazioni di elevata naturalità presentino anche una buona diversificazione in habitat (i.e. elevati valori di HQA). L'andamento del punteggio LIM è analogo a quello dell'HQA, cioè situazioni in cui le concentrazioni delle sostanze indicanti un inquinamento organico sono basse (condizioni di buona qualità chimico-fisica dell'acqua) corrispondono ad un punteggio HQA elevato. I valori di LRD, che dà indicazioni sulla lenticità-loticità dei siti, presentano valori positivi in situazioni di lenticità e valori negativi in situazioni di loticità. Questi indici verranno successivamente presentati uno ad uno al fine di evidenziare i valori assunti dai parametri abiotici utilizzati per quantificare i diversi tipi di impatto nei siti selezionati.

Tabella 12. Valori delle variabili chimico-fisiche incluse nel calcolo del LIM, degli indici idromorfologici HQA e HMS, e percentuali di uso del suolo utilizzate nel calcolo del LUI. (Vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti; in maiuscolo: siti *Reference*; 1=campionamento primaverile; 3= c. autunnale; 4= c. invernale).

Codice Sito	Macrodescrittori							Indici Idromorfologici			Uso del suolo		
	D.O. mg/l	BOD 5 mgO ₂ /l	COD mgO ₂ /l	N-NH ₄ mg/l	N-NO ₃ mg/l	P _{tot} µg/l	E.coli UFC/ 100ml	HMS	HQA	LRD	Agricoltura %	Bosco e seminaturale %	Modelato artificialmente %
AcqV3	4,10	13,40	24,50	0,06	17,20	0,53	700	24	43	-2,75	0,96	0,03	0,02
AcqM4	3,89	1,76	3,00	0,66	18,94	0,97	100	22	41	-3,96	0,96	0,04	0,00
ArlM4	4,74	0,00	0,00	0,06	19,18	0,86	0	0	59	33,50	0,85	0,15	0,00
ARL3	6,20	15,90	26,40	0,01	15,00	0,96	0	2	50	-10,50	0,83	0,17	0,00
ARL1	6,32	0,00	0,00	0,18	17,29	0,98	0	2	49	-16,00	0,83	0,17	0,00
ArlV4	3,83	1,76	3,00	0,00	16,05	0,97	0	0	54	-28,08	0,80	0,20	0,00
Cas3	4,10	18,20	29,20	0,18	19,10	1,28	200	22	47	10,25	0,62	0,32	0,06
Cas4	4,05	24,12	41,00	2,23	15,93	1,32	500	24	37	-3,66	0,62	0,32	0,06
Cas1	4,87	0,00	10,00	0,35	17,98	1,38	300	22	51	0,00	0,62	0,32	0,06
ChiI1	6,70	0,00	0,00	0,27	6,53	1,04	200	1	47	6,00	0,75	0,25	0,00
ChiM3	6,10	19,70	35,60	0,01	4,81	0,94	200	0	48	-15,18	0,77	0,23	0,00
ChiV4	5,80	20,59	35,00	0,15	11,35	0,89	400	3	45	-2,75	0,75	0,25	0,00
FagM4	4,16	2,94	5,00	0,11	7,05	0,95	0	2	46	51,00	0,68	0,32	0,00
FAG3	5,30	11,70	19,90	0,02	5,11	0,79	500	5	59	16,00	0,70	0,30	0,00
FAG1	6,96	0,00	2,00	0,36	5,20	0,72	100	2	54	6,75	0,70	0,30	0,00
Fre3	4,20	16,20	27,50	0,36	37,00	2,37	14300	21	37	-18,60	0,61	0,27	0,12
Fre1	4,94	7,00	14,00	4,12	23,00	2,23	800	20	38	-12,25	0,61	0,27	0,12
Fre4	3,18	8,82	15,00	3,53	28,38	1,95	8400	20	32	-25,25	0,61	0,27	0,12
LejV3	5,50	18,60	30,90	0,02	14,00	0,85	900	21	35	-1,25	0,94	0,04	0,02
LejV4	4,29	3,53	6,00	0,43	14,76	1,60	500	20	29	2,50	0,94	0,04	0,02
LejM1	8,9	0,00	0,00	0,20	13,48	0,53	26000	21	37	2,50	0,93	0,05	0,02
MolV3	5,20	30,30	46,40	0,04	8,10	0,90	2700	20	48	-19,25	0,88	0,12	0,00
MolI1	5,90	7,00	6,00	0,53	10,10	1,38	8700	20	52	-4,75	0,88	0,12	0,00
MolM4	4,92	46,47	79,00	0,23	10,51	0,76	1200	0	48	-2,05	0,94	0,06	0,00
Mpa1	3,80	5,00	24,00	8,63	5,85	3,68	2800	0	50	13,75	0,76	0,10	0,14
Mpa4	3,22	47,06	80,00	2,55	18,82	1,67	4300	2	40	-13,25	0,76	0,10	0,14
ParV3	6,10	32,80	48,60	1,80	9,87	1,32	3200	10	59	2,00	0,71	0,27	0,02
ParM1	6,68	0,00	7,00	0,58	6,41	0,68	500	3	47	-5,25	0,67	0,33	0,00
Rig4	9,20	2,35	4,00	0,63	15,28	0,69	0	26	36	-0,50	0,93	0,07	0,00
Rig1	7,28	0,00	1,00	0,09	14,84	0,61	100	26	41	-0,50	0,93	0,07	0,00
Ris3	8,20	15,70	24,20	0,01	17,90	0,73	300	44	44	2,37	0,91	0,07	0,02
VCA3	5,98	18,80	30,50	0,01	7,73	0,62	0	6	49	1,25	0,75	0,24	0,01
VCA1	6,20	0,00	0,00	0,43	8,46	0,53	100	1	47	22,00	0,75	0,24	0,01
VCaM4	5,54	51,18	87,00	0,15	10,59	0,51	0	0	48	13,33	0,76	0,23	0,01

Tabella 13. Matrice dei coefficienti di correlazione di Spearman tra i parametri abiotici registrati a diversa scala (bacino -LUI-, tratto di 500 metri -HMS, HQA e LRD- e puntuale – macrodescrittori e LIM).

	LUI	HMS	HQA	LRD	LIM	D.O.	BOD 5	NH4	NO3	Ptot	COD	E.coli	Cond.
LUI	1												
N	-												
P	-												
HMS	,017	1											
N	,68	-											
P	,89	-											
HQA	-,499	-,001	1										
N	,68	,68	-										
P	,00	,99	-										
LRD	-,361	,017	,291	1									
N	,68	,68	,68	-									
P	,00	,89	,02	-									
LIM	-,116	,137	,304	,179	1								
N	,68	,68	,68	,68	-								
P	,35	,27	,01	,15	-								
D.O.	-,192	-,153	,093	,123	,159	1							
N	,68	,68	,68	,68	,68	-							
P	,12	,21	,45	,32	,19	-							
BOD 5	,119	,053	,060	-,134	-,320	-,169	1						
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-						
P	,33	,67	,63	,28	,01	,17	-						
NH4	,318	,071	-,192	-,234	-,400	-,233	,003	1					
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-					
P	,01	,56	,12	,05	,00	,06	,98	-					
NO3	,302	,056	-,486	-,407	-,158	-,309	-,023	,074	1				
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-				
P	,01	,65	,00	,00	,20	,01	,85	,55	-				
Ptot	,282	-,059	-,249	-,335	-,464	-,316	-,030	,843	,339	1			
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-			
P	,02	,64	,04	,01	,00	,01	,81	,00	,00	-			
COD	,135	,046	,060	-,132	-,343	-,201	,987	,093	-,038	,044	1		
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-		
P	,27	,71	,63	,28	,00	,10	,00	,45	,76	,72	-		
E.coli	,288	-,143	-,320	-,201	-,326	,155	-,045	,084	,313	,182	-,065	1	
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-	
P	,02	,25	,01	,10	,01	,21	,71	,49	,01	,14	,60	-	
Cond.	,251	,038	-,389	-,249	-,381	-,181	-,066	,321	,419	,411	-,083	,361	1
N	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	,68	-
P	,04	,76	,00	,04	,00	,14	,59	,01	,00	,00	,50	,00	-

Come è possibile osservare dalla Figura 8 la tipologia fluviale indagata presenti quale più diffusa forma di impatto l'utilizzo del suolo per attività umane (LUI >0 per tutti i siti), a cui sono spesso associati bassi valori di LIM indicanti un inquinamento chimico-fisico delle acque (26 siti su 32 con valori di LIM inferiori a 240, corrispondenti cioè a classi di qualità chimico-fisica inquinata, molto inquinata e fortemente inquinata: § Tab. 4). Un altro fattore di alterazione è quello di tipo

idromorfologico presente in 16 siti (punteggi di HMS>9). In generale, è possibile osservare come lo sfruttamento nell'uso del suolo sia spesso associato ad una qualche forma di inquinamento delle acque e all'alterazione morfologica con conseguenze più o meno gravi sugli habitat fluviali. Un'eccezione è costituita dai siti Arlena *reference* (campionamento primaverile), Faggeta *reference* (campionamento primaverile), Arlena Valle e Arlena Monte che sono caratterizzati da un unico tipo di impatto ovvero quello legato alla tipologia di uso del suolo.

Tutti i siti *reference* presentano alti punteggi di HQA e discreti valori di LIM, ad indicare una elevata diversificazione in habitat ed una buona qualità chimico-fisica dell'acqua, e risultano caratterizzati da valori di HMS molto bassi corrispondenti ad ambienti prevalentemente non modificati dal punto di vista idromorfologico.

Per quanto riguarda l'alterazione morfologica i siti presentano un gradiente di HMS con valori che vanno da 0 a 26 (siti con la maggiore alterazione morfologica) e nessun sito con punteggio che rientra nel grado di alterazione dei "fortemente modificati" (§ Tab. 3). Generalmente si osserva che quando i valori di HMS sono elevati i valori di HQA sono più bassi. In alcuni siti però l'alterazione morfologica non sembra avere effetto diretto sulla diversificazione in habitat (i.e. Mola Intermedio, Mola Valle, Risiere e Castello). In questi siti infatti, benché caratterizzati da risezionamenti delle rive, si osservano discreti valori di HQA derivanti dalla presenza di una fascia riparia continua e da una buona diversificazione di flussi e di substrati, elementi che contribuiscono ad aumentare la diversificazione in habitat.

I valori di LRD, che dà indicazioni sulla lenticità-loticità dei siti, mostrano un buon gradiente per i siti considerati, da -28, che corrisponde alla situazione di maggiore loticità, a +51, sito caratterizzato dalla dominanza di flussi lenticici. Si può notare che per valori di LRD prossimi allo zero ($-4 > \text{LRD} < 3$) si riscontrano la maggior parte delle alterazioni morfologiche riscontrate nell'area indagata (11 dei 13 siti con HMS >21, corrispondenti cioè a situazioni con modificazioni significative; § Tab. 3 per maggiori dettagli sulle soglie dei valori HMS).

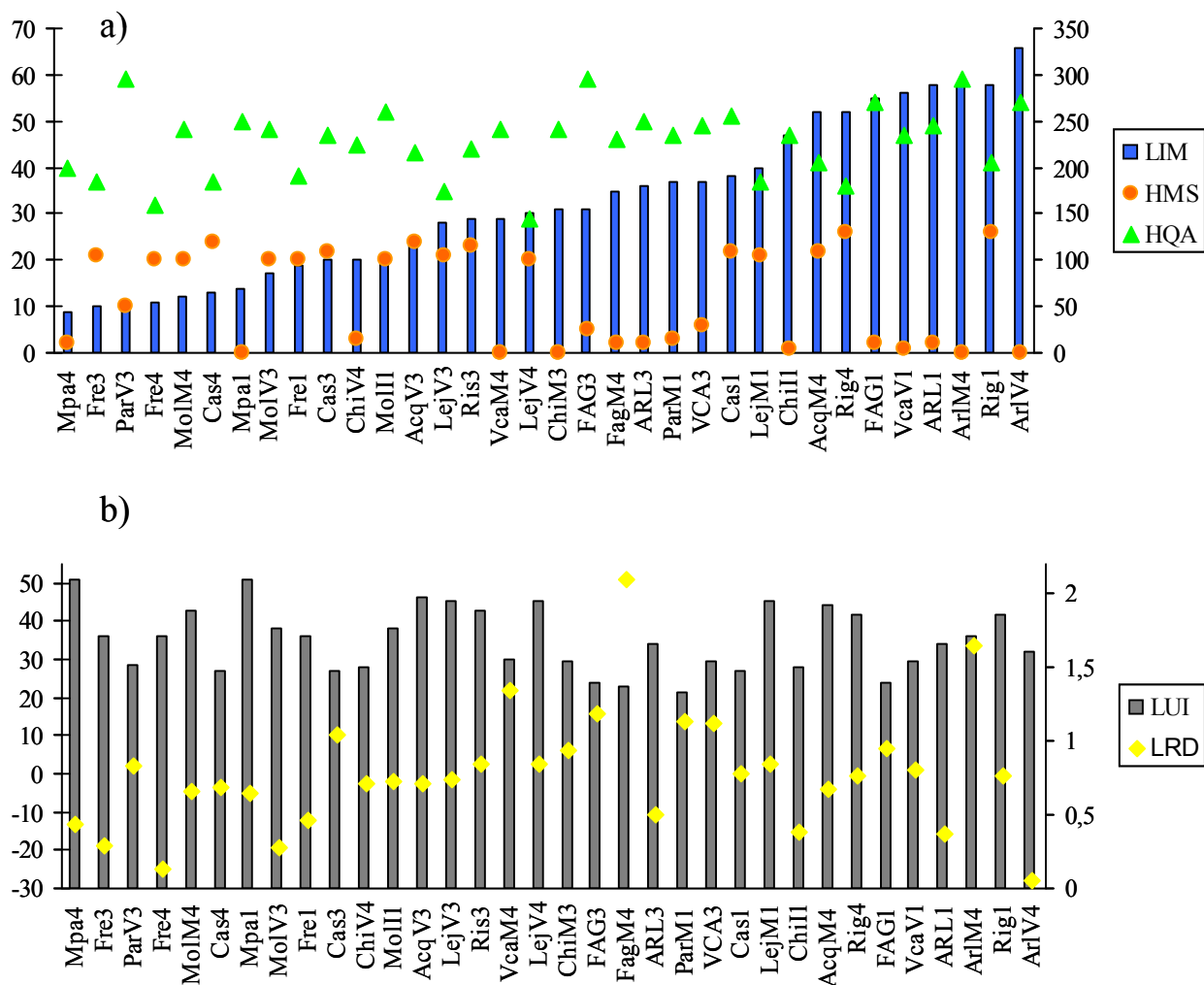


Figura 8. Istogramma dei punteggi di a) LIM, HMS, HQA e b) LRD e LUI dei siti indagati (Vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti; in maiuscolo: siti *Reference*; 1=campionamento primaverile; 3= c. autunnale; 4= c. invernale).

4.1.1 Uso del suolo

La pressione antropica nel territorio analizzato è risultata molto diffusa e caratterizzata da un utilizzo del suolo di carattere prevalentemente agricolo (80% del territorio analizzato) (Fig. 9). In queste aree buona parte delle superfici produttive è destinata alla coltivazione di alberi da frutto (i.e. nocciuleti) che ricadono nella categoria di “agricoltura intensiva” corrispondenti cioè ad un elevato impatto potenziale per via dell’uso intensivo dei trattamenti ad esse associato.

Inoltre, pur non avendo precise informazioni riguardo al quantitativo di sostanze fertilizzanti e pesticidi immessi nel territorio, si può affermare che oggi non vi è agricoltore nel territorio che non ne faccia uso, soprattutto in considerazione del fatto che l’agricoltura è mirata fondamentalmente alla produzione di nocciole per l’industria e, pertanto, gli agricoltori mirano non tanto alla qualità

del prodotto (i.e. produzione biologica, etc.) quanto piuttosto a massimizzare la produttività dei frutteti mediante l'utilizzo di prodotti chimici.

In compenso nell'area indagata non è presente nessuna attività di tipo industriale e non risultano attività di tipo zootecnico.

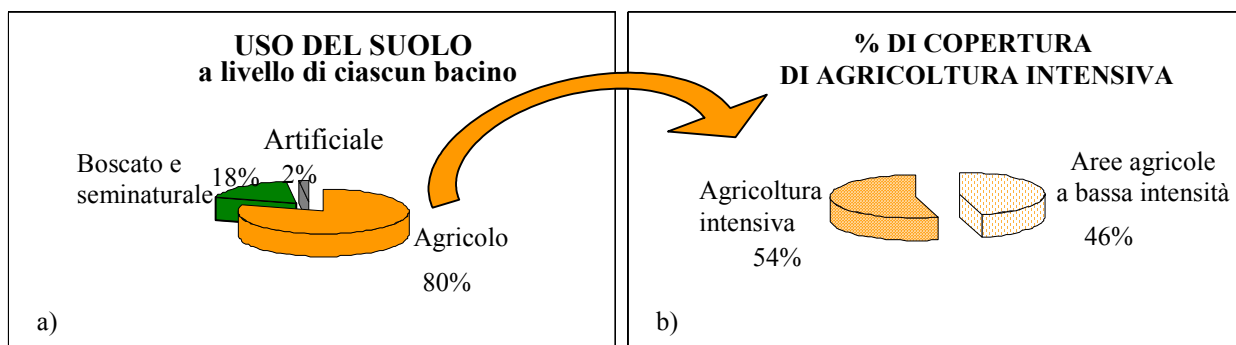


Figura 9. Contributo percentuale delle diverse tipologie a) di uso del suolo; b) dell'agricoltura intensiva.

4.1.2 Analisi idromorfologica

L'alterazione morfologica è stata valutata considerando il punteggio dell'HMS mentre la qualità dell'habitat è stata valutata attraverso il punteggio dell'indice HQA.

Per quanto riguarda l'alterazione morfologica, riportata in Figura 10 nelle sue diverse componenti, si vede come le maggiori pressioni a carico dei fiumi analizzati sono risultate essere i risezionamenti delle sponde e la presenza di rifiuti (Fig. 10a-b). Al contrario il numero di strutture artificiali lungo i corsi d'acqua si può definire trascurabile sia dal punto di vista numerico che della severità dell'alterazione (la maggior parte consiste, infatti, in strutture relativamente piccole, permeabili e che non causano forte impedimento al flusso), così come le modificazioni del canale (Fig.10 b-c).

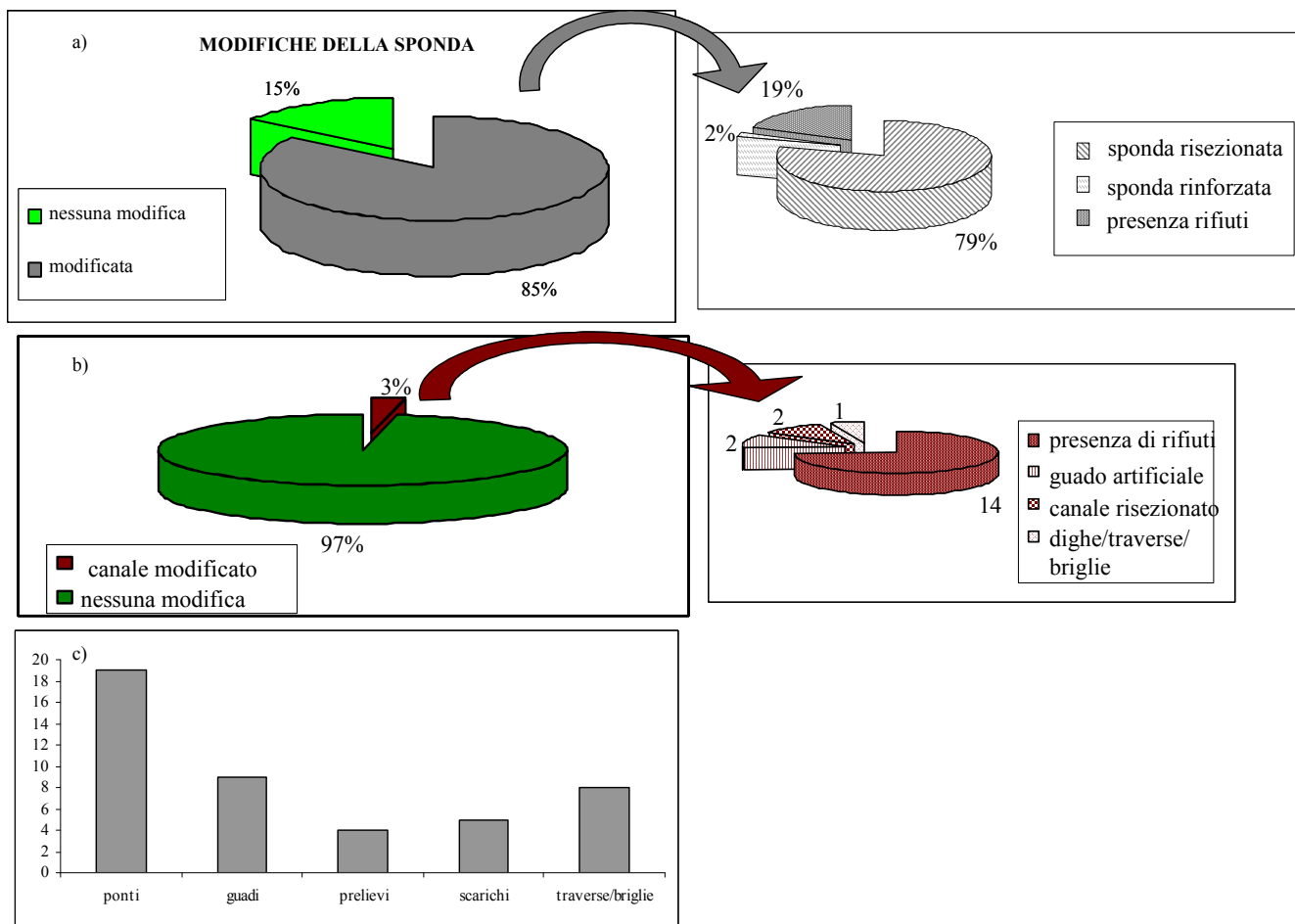


Figura 10. Caratteristiche rilevate mediante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO (§ 3.1.2). Contributo percentuale delle modifiche a) a carico delle sponde e b) a carico del canale; c) numero delle caratteristiche artificiali presenti nei siti.

Dall'analisi delle caratteristiche naturali registrate con il CARAVAGGIO, e che contribuiscono al calcolo dell'HQA, è possibile osservare come la maggior parte dei siti indagati presentino una limitata diversificazione di alcune caratteristiche che contribuiscono alla ricchezza degli habitat fluviali, quali il tipo di flusso e la tipologia di substrato (Fig.11 a-b). Infatti dalla Figura 11 e dalla Tabella 12 si può osservare come solo un limitato numero di siti risulti caratterizzato da valori particolarmente alti di HQA (7 siti con HQA>50).

Per quanto riguarda il flusso, esso risulta assai poco diversificato con solamente due tipologie dominanti: increspato (*ripple*: RP) e liscio (*smooth*: SM). Stesso discorso vale per la tipologia del substrato che è risultato essere molto omogeneo e caratterizzato dalla dominanza di ghiaia/pietre (*gravel/pebbel*) e sabbia (*sand*).

Un altro aspetto che è stato possibile indagare mediante l'applicazione del rilevamento idromorfologico, è il tipo di vegetazione presente in alveo. Questa è risultata essere composta prevalentemente dalla componente detrito organico grossolano (CPOM), alberi caduti e rami (XYLAL) e radici sommerse di piante riparie (TPL). La componente macrofita è risultata invece

poco presente e, come si può vedere dal riquadro di Figura 11c, nella maggior parte dei siti assente o presente con un unico tipo e complessivamente poco diversificata.

Un aspetto importante è emerso dall'analisi della vegetazione sponale costituita nella maggior parte delle volte da struttura complessa con presenza di tre/quattro o più tipi di vegetazione, ad indicare una fascia riparia integra e ben strutturata (Fig. 11e). Altra caratteristica da rilevare è l'uso del suolo a 5 metri della sponda (Fig. 11d), costituito nella metà dei casi da vegetazione naturale (boschi, arbusti e cespugli) ad indicare la presenza di una estesa barriera vegetale in almeno la metà dei siti indagati.

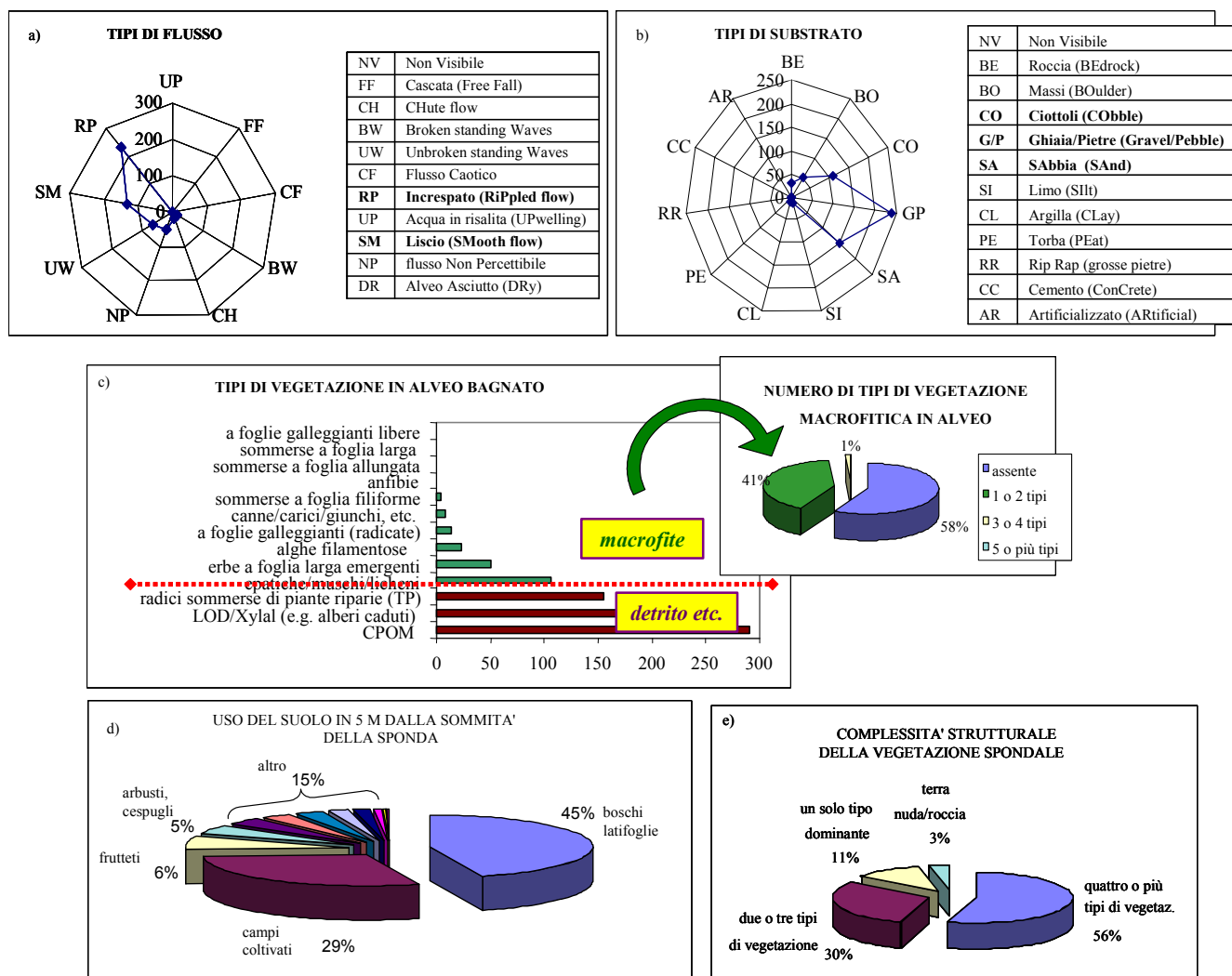


Figura 11. Caratteristiche rilevate mediante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO (§ 3.1.2). Contributo dei diversi tipi di (a) flusso e (b) di substrato; c) categorie vegetazionali presenti in alveo; d) contributo percentuale delle tipologie di uso del suolo registrate in 5 metri dalla sommità della sponda; e) contributo percentuale della complessità della struttura della vegetazione spondale.

4.1.3 Analisi chimiche e microbiologiche

Dal punto di vista dei macrodescrittori previsti dal D.Lgs 152/99, i siti analizzati presentano complessivamente condizioni non del tutto ottimali dal punto di vista della qualità chimico-fisica che sicuramente risentono dell'impatto dovuto alle attività antropiche presenti nell'area. Tutti i siti risultano infatti caratterizzati da valori di LIM compresi tra il 2° ed il 5° livello di qualità, con l'assenza di siti con valori rientranti nell'intervallo di 1° livello e corrispondente cioè ad un'ottima qualità chimico-fisica (Fig. 12). Questa peculiarità è imputabile alle concentrazioni relativamente alte di azoto nitrico che presentano valori in ogni caso superiori a 4,8 mg/l (Tab. 12, Fig. 13), valore

inferiore alla soglia di entrata nell'intervallo corrispondente al 1° Livello LIM. Queste concentrazioni relativamente alte di azoto nitrico sono facilmente imputabili alle diffuse pratiche agricole di tipo intensivo che sono state riscontrate nei bacini analizzati (Fig. 9b). Le situazioni più compromesse sono risultate quelle dei siti Mole Paranza e Freddano dove sono state registrate le concentrazioni più elevate di fosforo (200-300 µg/l), azoto ammoniacale (>1,5 mg/l) e azoto nitrico (>18 mg/l). Relativamente al BOD è da sottolineare l'elevato numero di siti con un'elevata richiesta di ossigeno (14 siti con BOD>15 mg/l), corrispondente al 5° Livello LIM (Fig. 13).

Per quanto riguarda le indagini microbiologiche i siti più impattati sono risultati il Freddano, Mola Intermedio e Leja Monte (UFC di *E. coli*>5000). In quest'ultimo caso è da sottolineare l'elevata disponibilità di ossigeno del sito ed i bassi valori di BOD5 e COD, che portano a pensare non tanto ad un inquinamento costante quanto piuttosto a considerare l'eventualità di immissioni sporadiche a ridosso delle date di campionamento.

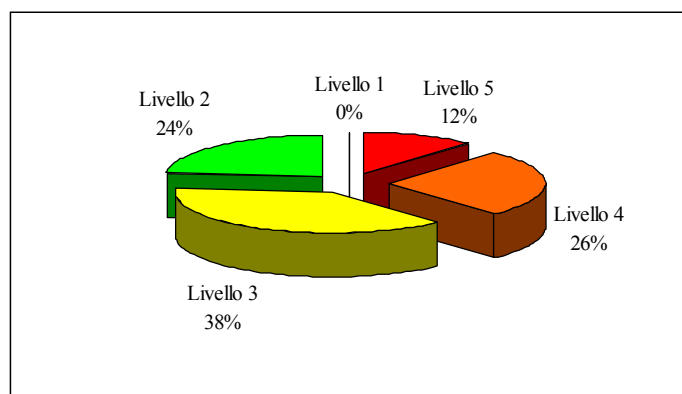


Figura 12. Contributo percentuale dei diversi livelli di qualità LIM.

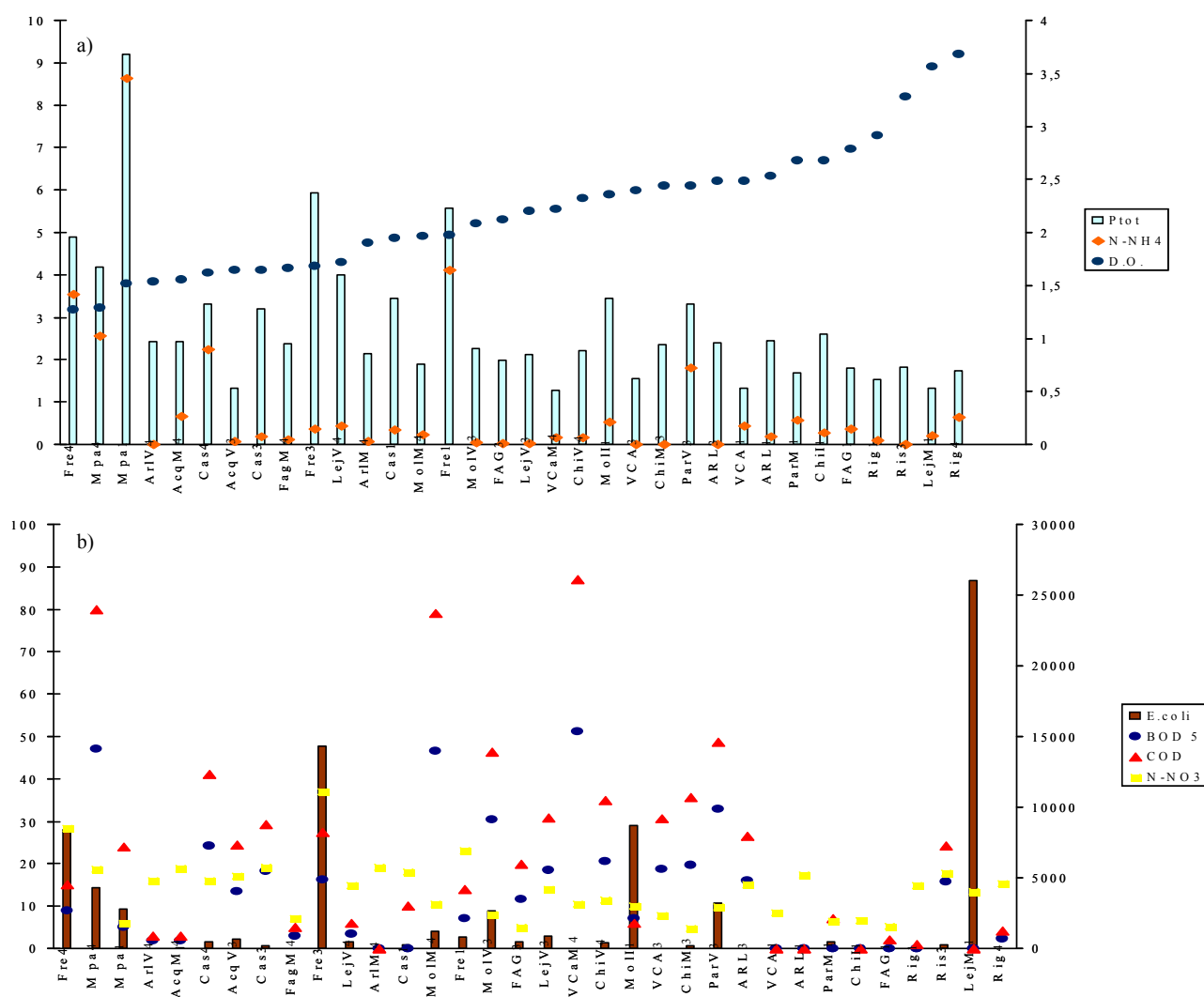


Figura 13. Rappresentazione dei valori dei parametri chimico-fisici. Vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti. In maiuscolo: siti Reference; 1=campionamento primaverile; 3= c. autunnale; 4= c. invernale).

4.2 Caratterizzazione dei mesohabitat

Le aree di *riffle* (zone di trasporto) e di *pool* (zone di deposito) sono state caratterizzate, in funzione del campionamento della fauna macrobentonica (§ 3.2.1), in termini di granulometria del substrato, tipi di flusso e profondità. I due mesohabitat sono risultati significativamente diversi per tutti i parametri indagati (Tab. 14; $p < 0,05$, U-test di Mann-Whitney) con le aree di *riffle* caratterizzate complessivamente da granulometria di substrato maggiore, tipi di flusso più rapidi e turbolenti e profondità minori rispetto alle aree di *pool* (Fig. 14). Queste differenze tra i mesohabitat sono intuitive e rispecchiano le differenze tra i parametri (turbolenza, profondità, granulometria del

substrato e carattere deposizionale/erosionale) utilizzati per la caratterizzazione dei mesohabitat ovvero per il riconoscimento della sequenza *riffle/pool*.

Tabella 14. Valori minimo, mediano, medio e massimo confrontati tramite il test di Mann-Whitney dei parametri rilevati a livello dei due mesohabitat (aree di *riffle* ed aree di *pool*).

		<i>Riffle</i>	<i>Pool</i>	<i>p</i>
Granulometria del substrato	minimo	2,5	2,75	0,001*
	mediana	5,14	3,67	
	media	4,82	3,62	
	massimo	5,67	4,67	
Tipi di flusso	minimo	0,13	2,67	6.161e-05***
	mediana	1	4,13	
	media	1,37	4,11	
	massimo	3	5,5	
Profondità	minimo	2,63	4,63	0.0006269***
	mediana	8,25	12,17	
	media	12,88	12,94	
	massimo	16,71	23,5	

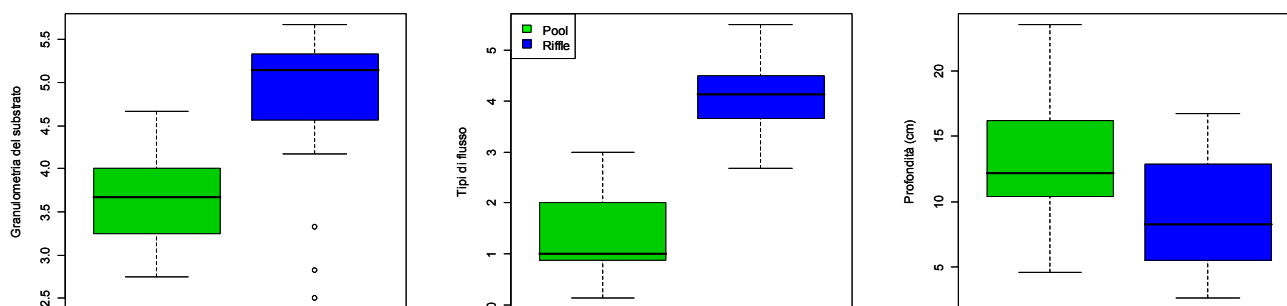


Figura 14. Boxplot dei parametri (granulometria del substrato, tipo di flusso e profondità) rilevati a livello di ciascun mesohabitat.

Inoltre per ciascun mesohabitat, al fine di individuare i microhabitat maggiormente dipendenti dalle caratteristiche idromorfologiche e dalla tipologia di uso del suolo, è stata utilizzata la *Coinertia Analysis* (COIA). Prima di procedere con la COIA ciascuna matrice (quella dei microhabitat e quella dei parametri idromorfologici e di uso del suolo) è stata ordinata separatamente mediante una PCA. La COIA ha quindi ordinato simultaneamente le due matrici ed ha definito gli assi che spiegano simultaneamente la maggiore varianza possibile di entrambi i *data-set* descrivendo la co-struttura più vicina possibile ad entrambi i singoli ordinamenti. Nella COIA il

posizionamento individuato dagli assi per ciascun sito risulta contemporaneamente dalla composizione in microhabitat dei siti e dalle pressioni agenti su di essi.

Il test di permutazione Monte Carlo, effettuato per entrambe le aree di *riffle* e *pool*, indica che la composizione in habitat misurata a scala di ciascun mesohabitat (granulometria del substrato, tipo di flusso e profondità) non è distribuita indipendentemente dalle modificazioni idromorfologiche e di uso del suolo ($p < 0.05$ per entrambe le aree di *riffle* e *pool*: Fig. 15).

E' stato quindi possibile utilizzare la *Coinertia-Analysis* per mettere in luce le correlazioni tra i *data-set* degli habitat e quello dell'uso del suolo e delle variabili misurate con il CARAVAGGIO. Nel caso di queste ultime è stato possibile scomporre il valore dell'HQA nelle diverse componenti che contribuiscono al valore dell'indice, ovvero diversità del tipo di flusso (hqa_FT) e diversità di substrato (hqa_CS), caratteristiche del canale (hqa_CF), caratteristiche (hqa_BF) e vegetazione della sponda (BV), presenza di barre (hqa_PB) e di vegetazione in alveo (hqa_IV), tipo di uso del suolo a 50 metri dalla sponda (hqa_LU) e copertura arborea (hqa_TA).

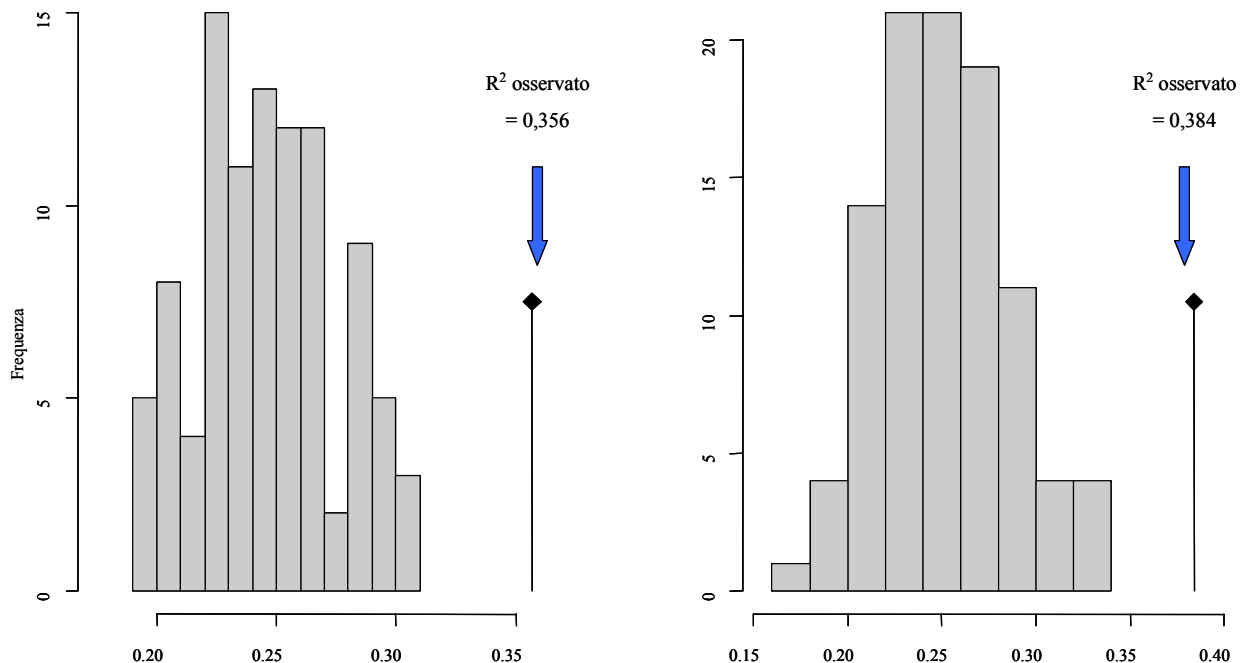


Figura 15. Distribuzioni di frequenza dei valori R^2 ottenuti da 100 permutazioni random effettuate dal test Monte Carlo e valori di R^2 osservati risultanti dalla COIA effettuate sui dati a) di *riffle* e b) di *pool*.

Dalle *Coinertia_Analysis* si sono ottenute anche due matrici (una relativa all'area di *riffle* ed una all'area di *pool*) in cui sono espressi i valori di cross-correlazione tra le caratteristiche dei due *data-set* (valori di *cross-array*: Tabella 15 per l'area di *riffle* e Tabella 16 per l'area di *pool*). L'interpretazione dei risultati delle COIA e del significato dei rispettivi assi è avvenuta analizzando i valori più alti di cross-correlazione osservate tra le variabili (valori di *cross-array* > 0,4 - in grassetto nelle Tab. 15-16) e l'ordinamento delle caratteristiche dei parametri di uso del suolo ed idromorfologico rispetto agli habitat.

Per quanto riguarda l'area di *riffle* la covarianza totale, espressa dal coefficiente RV, tra la composizione in microhabitat e le modificazioni idro-morfologiche e di uso del suolo è di 0,35.

Dai valori riportati in Tabella 15 (in grassetto i valori >0,40) si può dedurre che i parametri maggiormente influenti sulla distribuzione degli habitat sono la tipologia di uso del suolo (boscato e seminaturale vs. agricolo), la presenza di vegetazione in alveo (hqa_IV), la presenza di vegetazione sulla sponda (hqa_BV), la presenza di barre (hqa_PB), l'uso del suolo a 50 metri dalla sponda (hqa_LU) e il descrittore LRD che fornisce un'interpretazione della lenticità-loticità dei siti. Di questi parametri, i primi quattro vengono separati lungo il primo asse di ordinamento (Fig. 16) ovvero quello che assume maggiore importanza poiché in grado di spiegare la maggior

Tabella 15. Cross-correlazioni (*crossed array*: CA), risultanti dalla *Coinertia-Analysis*, tra le variabili registrate a scala di microhabitat nell'area di *riffle* e tipologia di uso del suolo e parametri idromorfologici calcolati con il metodo CARAVAGGIO.

Profondità	Tipo di flusso	Granulometria del substrato	Parametri idromorfologici										Uso del suolo			
			hqa_FT	hqa_CS	hqa_CF	hqa_BF	hqa_BV	hqa_PB	hqa_IV	hqa_LU	hqa_TA	HMS	LRD	agricolo	boscato&seminat.	modellato artific.
		AKA	-0,06	-0,28	-0,03	-0,08	-0,34	0,05	0,09	-0,05	-0,06	0,03	-0,09	0,27	-0,31	-0,01
		CPOXYL	0,09	0,06	-0,35	0,31	0,17	0,47	-0,11	0,40	0,00	0,24	0,39	-0,18	0,30	-0,21
		EME	-0,17	0,03	-0,10	-0,15	-0,49	-0,05	0,58	-0,21	-0,18	0,21	-0,03	0,34	-0,32	-0,16
		MAC	0,15	0,08	0,07	0,07	-0,13	-0,04	-0,06	-0,26	0,13	-0,05	-0,27	0,10	-0,13	0,04
		MEG	0,12	-0,08	0,40	-0,27	0,23	-0,17	0,08	-0,06	-0,20	0,24	-0,27	-0,31	0,20	0,36
		MIC	-0,09	0,15	-0,11	0,04	0,18	0,27	-0,02	-0,05	-0,09	-0,11	0,45	-0,47	0,49	0,12
		MSO	0,18	0,19	0,13	0,12	0,26	0,01	-0,10	0,08	0,00	0,01	-0,06	-0,25	0,20	0,19
		PSA	-0,26	-0,26	-0,16	-0,12	-0,53	-0,08	0,19	-0,09	-0,10	0,04	0,01	0,35	-0,37	-0,05
		SUB	0,15	-0,01	0,21	-0,07	-0,03	-0,27	0,43	-0,14	-0,17	0,06	-0,13	0,17	-0,14	-0,13
		TPL	-0,20	0,00	0,13	-0,16	-0,19	-0,29	-0,07	0,04	0,12	-0,22	-0,14	0,54	-0,49	-0,28
		NP	0,21	-0,23	0,03	0,04	0,09	-0,28	-0,01	0,20	-0,36	-0,19	-0,34	-0,13	0,05	0,20
		SM	0,27	-0,17	-0,02	-0,03	0,11	0,07	0,01	0,20	-0,01	0,11	0,11	-0,04	0,11	-0,14
		RP	-0,15	0,07	-0,07	0,02	0,25	0,25	-0,07	0,08	0,03	0,07	0,46	-0,33	0,32	0,13
		UW	-0,09	-0,08	0,08	-0,11	-0,46	-0,12	0,04	-0,20	-0,23	0,12	-0,14	0,25	-0,27	-0,05
		BW	-0,06	0,00	-0,10	0,03	0,16	-0,28	-0,05	-0,10	0,28	-0,19	-0,45	0,19	-0,18	-0,09
		CH	0,37	0,22	0,05	0,19	0,02	0,13	0,15	0,15	0,22	-0,14	-0,14	0,11	-0,09	-0,11
		Prof_1	0,03	0,37	0,07	0,20	0,20	0,09	0,00	0,04	0,23	-0,33	0,38	-0,24	0,29	-0,05
		Prof_2	-0,01	-0,31	-0,01	-0,18	-0,09	-0,21	0,09	0,01	-0,22	0,33	-0,38	0,16	-0,21	0,07
		Prof_3	-0,06	-0,18	-0,16	-0,06	-0,34	0,35	-0,26	-0,15	-0,03	0,02	-0,01	0,23	-0,25	-0,03

parte della varianza trovata (49%). In particolare, i territori boscati e la presenza di sponde vegetate aumentano per valori negativi lungo il primo asse, mentre l'uso agricolo e la vegetazione in alveo aumentano per valori positivi lungo l'asse X. L'aumento di vegetazione in alveo associata ad i terreni di tipo agricolo potrebbe essere spiegata dal fatto che, in un tipo fluviale quale quello vulcanico naturalmente povero di vegetazione acquatica (§ Fig. 11), essa viene aumentata dall'apporto di nutrienti e dalla presenza di sponde disboscate (e conseguente maggiore insolazione) presenti in tali ambienti. Inoltre, dalla Fig. 16e è possibile osservare come l'utilizzo a scopo agricolo del territorio sia ordinato particolarmente vicino all'alterazione idromorfologica che, come menzionato in precedenza (§ 3.1.2), risulta essere generata soprattutto da risezionamenti delle sponde evidentemente conseguenti ad un utilizzo del territorio diverso da quello naturale.

Per quanto riguarda il substrato, le tipologie che rispondono maggiormente alle pressioni antropiche indagate, sono il microlithal (MIC), le macrofite sommerse ed emergenti (SUB ed EME), lo psammal (PSA), le radici sommerse di piante riparie (TP) e la materia organica grossolana/rami secchi (CPO/XYL). In particolare il microlithal aumenta in territori di tipo boscato e seminaturale e per alti valori di LRD (in situazioni quindi di lenticità); lo psammal mostra correlazione negativa con la presenza di vegetazione complessa sulle sponde; le radici di piante riparie aumentano in territori agricoli, la materia organica grossolana in prossimità di barre, le macrofite sommerse ed emergenti sono correlate positivamente con la vegetazione in alveo e, in misura minore, negativamente con le sponde vegetate ovvero con presenza di copertura arborea e

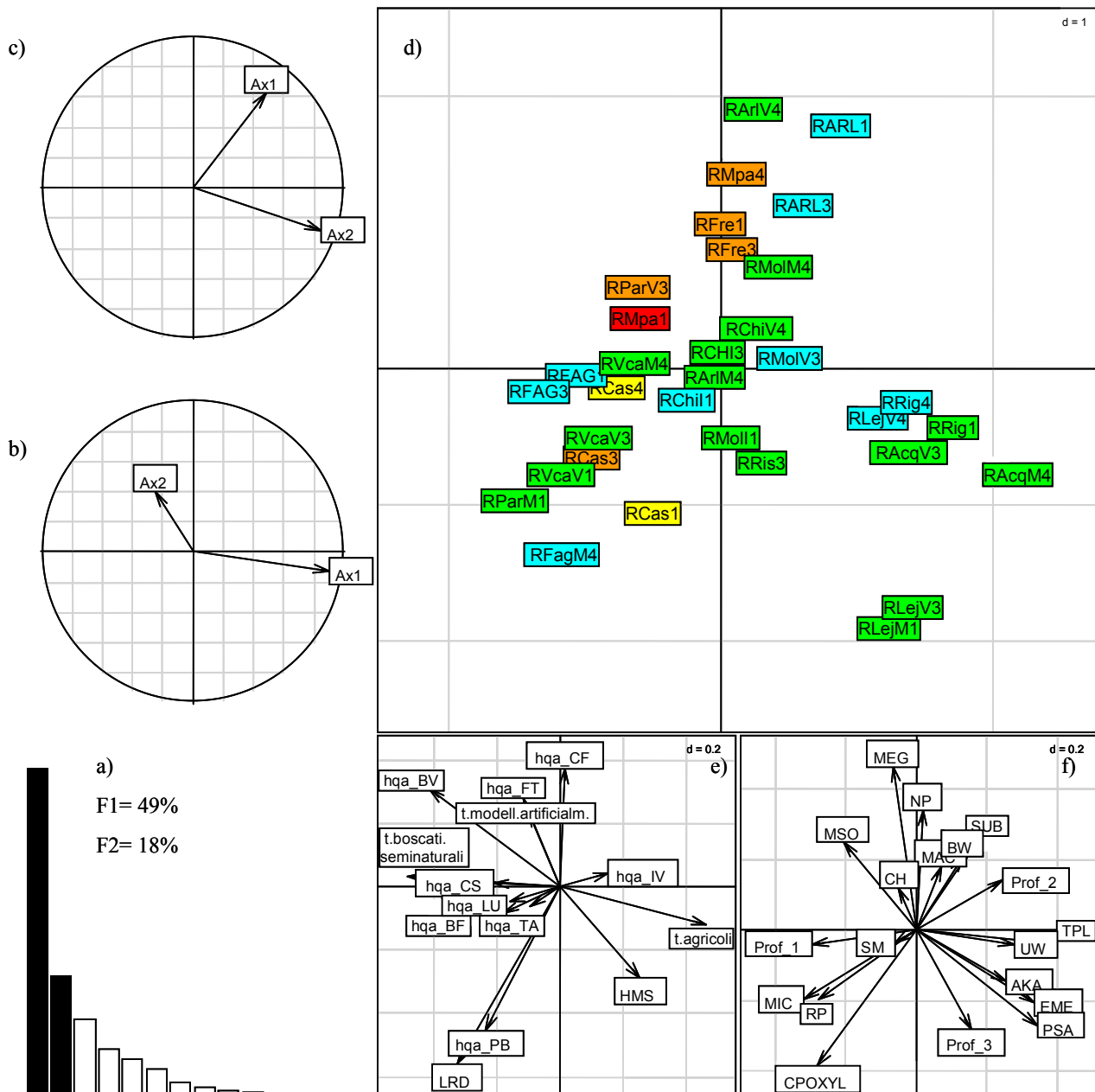


Figura 16. Ordinamento dei campioni risultante dalla *Coinertia-Analysis* eseguita tra la composizione in microhabitat (calcolata in funzione del campionamento della fauna macrobentonica nell'area di *riffle*) e parametri ricavati dall'applicazione del CARAVAGGIO. a) Istogramma degli *eigenvalue*; b & c) Assi ottenuti dagli ordinamenti (PCA) preliminari all'analisi ed effettuati singolarmente (b) sulla matrice dei parametri di uso del suolo ed idromorfologici e (c) sulla matrice dei microhabitat; d) ordinamento dei siti ottenuto tramite COIA (vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti; in maiuscolo: siti *Reference*; 1=campionamento primaverile; 3= c. autunnale; 4= c. invernale); e & f) pesi canonici delle caratteristiche dei due *data-set* utilizzati nell'analisi.

quindi di ridotta insolazione. Per quanto riguarda le radici sommerse di piante riparie è opportuno ricordare che, insieme alle macrofite acquatiche, costituiscono un importante habitat per le biocenosi acquatiche. Da quanto osservato durante i campionamenti sembra che la maggiore presenza di questo importante habitat in zone ad uso agricolo piuttosto che in aree naturali (la

presenza di radici sommerse di piante riparie è generalmente rinvenibile in aree con sponde vegetate di ambienti integri), è imputabile alla maggiore erosione ed alla conseguente maggiore disponibilità secondaria di radici in queste aree.

Per quanto concerne i tipi di flusso oltre alle correlazioni del *ripple* (RP) e *broken waves* (BW), rispettivamente positiva la prima e negativa la seconda, con l'indice LRD (che è un indice calcolato su punteggi provenienti dai tipi di flusso osservati nel rilevamento e quindi altamente correlato in origine con i flussi), l'*umbroken standing waves* (UW) mostra un aumento al diminuire della vegetazione sponale, ad indicare che in questo tipo fluviale si osserva un aumento di velocità e turbolenza in zone in cui è stata alterata la struttura originaria della vegetazione sponale.

Dai risultati delle correlazioni le profondità non mostrano un cambiamento diretto in funzione delle alterazioni del territorio.

Dei parametri maggiormente influenti sulla distribuzione degli habitat (aventi un valore di cross-correlazione $> 0,4$ in Tab. 15) la vegetazione delle sponde, la presenza di barre e l'LRD sono quelli che vengono maggiormente separati lungo il secondo asse di ordinamento. Per quanto riguarda l'aumento di barre e di condizioni di lenticità per valori negativi lungo l'asse Y, queste sono fortemente correlate con la presenza di materiale organico grossolano che si deposita per l'appunto in zone caratterizzate da debole corrente.

Concludendo, si può affermare che la principale fonte di alterazione osservata è quella a scala di bacino ovvero quella dell'utilizzo agricolo del territorio a cui consegue l'alterazione idromorfologica a scala di tratto (i.e. risezionamenti ed alterazione della vegetazione delle sponde) e, scendendo di scala, a livello di microhabitat. Dall'ordinamento è possibile osservare come la presenza di naturalità di uso del suolo è associata alla presenza di vegetazione sulle sponde, barre e diversità di tipo di flusso e substrato, e che i microhabitat presenti siano soprattutto quelli a granulometria media (MeSOLithal e MICrolithal) ed il deposito di detrito organico grossolano (CPOM). In queste situazioni di naturalità i flussi dominanti sono quelli che caratterizzano di più le aree di *riffle* ovvero il flusso lento e laminare (SM) e quello con onde non frangenti (RP). Al contrario, l'impatto idromorfologico è associato all'uso agricolo del territorio e determina la maggiore presenza di substrati a granulometria fine (AKA e PSA), profondità maggiori, macrofite emergenti radicate in alveo (EME) e flusso con onde frangenti (UW).

Tabella 16. Cross-correlazioni (*crossed array*: CA), risultanti dalla *Coinertia-Analysis*, tra le variabili registrate a scala di microhabitat nell'area di *pool* e tipologia di uso del suolo e parametri idromorfologici idromorfologici calcolati con il metodo CARAVAGGIO.

		Parametri idromorfologici										Uso del suolo			
		hqa FT	hqa CS	hqa CF	hqa BF	hqa BV	hqa PB	hqa IV	hqa LU	hqa TA	HMS	LRD	agricolo	boscato&sermodellato ar	
Profond. Tipo di Granulometria del substrato	AKA	-0.13	-0.34	-0.19	-0.28	-0.03	-0.09	-0.03	0.04	-0.12	0.14	-0.30	0.11	-0.20	0.17
	CPOXYL	0.13	0.26	0.23	0.13	0.19	0.25	-0.19	0.26	0.07	0.03	0.31	0.12	-0.05	-0.20
	EME	-0.08	-0.04	-0.18	-0.10	-0.55	-0.02	0.54	-0.29	-0.18	0.25	-0.03	0.34	-0.29	-0.22
	MAC	0.20	-0.01	-0.02	0.16	0.02	0.40	-0.05	0.13	-0.06	-0.20	-0.04	0.09	-0.22	0.27
	MEG	-0.16	0.01	-0.05	-0.41	0.03	-0.22	0.06	-0.10	-0.23	0.19	-0.20	-0.41	0.27	0.45
	MIC	0.02	0.02	0.01	0.35	-0.09	0.13	0.11	-0.16	0.32	-0.28	0.38	0.01	0.16	-0.40
	MSO	-0.05	0.13	0.16	-0.01	0.23	-0.10	-0.18	-0.09	-0.08	-0.29	0.04	-0.47	0.38	0.36
	PSA	-0.12	0.13	-0.16	0.06	0.07	-0.12	-0.10	0.06	0.13	0.10	-0.13	-0.04	0.03	0.06
	SUB	-0.34	0.07	0.02	-0.16	-0.26	-0.02	0.54	-0.29	-0.18	0.10	0.43	0.15	-0.07	-0.22
	TPL	0.17	-0.22	-0.02	-0.15	-0.15	-0.39	-0.06	-0.10	-0.05	0.16	-0.45	0.18	-0.17	-0.09
	NP	0.01	0.24	0.30	-0.08	0.32	0.05	0.27	-0.09	-0.09	-0.21	0.24	-0.26	0.24	0.12
	SM	0.33	0.06	-0.03	0.23	0.20	0.12	-0.04	0.12	0.14	-0.32	-0.07	-0.51	0.54	0.07
	RP	-0.32	-0.24	-0.19	-0.15	-0.42	-0.15	-0.16	-0.05	-0.06	0.45	-0.12	0.66	-0.68	-0.15
	Prof_1	-0.04	-0.11	-0.22	0.29	0.03	0.21	-0.02	0.05	0.20	0.06	0.11	0.03	0.07	-0.23
Prof_2	-0.01	0.16	0.19	-0.31	-0.06	-0.02	-0.05	-0.12	-0.06	-0.11	0.09	-0.03	-0.03	0.14	
Prof_3	0.09	-0.09	0.02	0.07	0.06	-0.30	0.11	0.12	-0.20	0.08	-0.33	0.01	-0.06	0.13	

Per quanto riguarda l'area di *pool* la covarianza totale, espressa dal coefficiente RV, tra la composizione in microhabitat e le modificazioni idro-morfologiche e di uso del suolo è di 0,35.

Dai valori riportati in Tabella 16 (in grassetto i valori >0,40) si può dedurre che i parametri maggiormente influenti sulla distribuzione degli habitat nell'area di *pool* sono la tipologia di uso del suolo (boscato e seminaturale vs. agricolo), la presenza di vegetazione in alveo (hqa_IV), le caratteristiche della sponda (hqa_BV: materiale e pendenza della sponda), la presenza di vegetazione sulla sponda (hqa_BV), il grado di alterazione idromorfologica (HMS) e il descrittore LRD. Di questi parametri, la tipologia di suo agricolo e boscato e l'LRD vengono separati lungo il primo asse di ordinamento, in grado di spiegare il 59,7% della varianza trovata, e risulta quindi chiaramente connesso all'antropizzazione dell'uso del suolo a scala di bacino. In particolare, i territori naturali (aree boscate) e le aree lentiche aumentano per valori negativi lungo il primo asse, mentre l'uso agricolo e le modificazioni idromorfologiche aumentano per valori positivi lungo l'asse X.

Per quanto riguarda il substrato, le tipologie che rispondono maggiormente delle pressioni antropiche indagate, sono il micro (MIC) e il mega (MEG) che risultano correlati negativamente all'uso agricolo del territorio e, nel caso del mega, anche con le caratteristiche naturali della sponda. Quest'ultimo substrato mostra invece correlazioni positive con la presenza di uso del suolo di tipo artificiale a sua volta correlato negativamente con il micro (MIC).

Anche in questo caso le macrofite sommerse ed emergenti sono correlate positivamente con la vegetazione in alveo e, in misura minore, negativamente con le sponde vegetate ovvero con presenza di copertura arborea e quindi di ridotta insolazione. Le radici sommerse di piante riparie

sono correlate negativamente all'LRD, probabilmente perché in aree caratterizzate da flussi di tipo lotico (valori negativi di LRD) aumenta l'erosione e, di conseguenza, la disponibilità secondaria di radici sommerse di piante riparie.

Per quanto concerne i tipi di flusso, gli unici che vengono interessati dalle modificazioni delle caratteristiche registrate sono il flusso liscio e laminare (SM: *smooth*) e il flusso con onde non frangenti (RP: *riffle*). Dai risultati della matrice delle *cross*-correlazioni (Tab. 16) è possibile osservare come entrambi i tipi di flusso mostrino correlazioni con la tipologia di uso del suolo: nel caso del flusso *smooth* la correlazione osservata è positiva per l'uso boscato e negativa per quello agricolo. Risultati opposti sono stati osservati per il flusso *riffle* che presenta anche correlazioni positive con la vegetazione spondale (hqa_BV) e negative con l'impatto idromorfologico (HMS).

Dai risultati delle correlazioni le profondità non mostrano un cambiamento diretto in funzione delle alterazioni del territorio circostante.

Dei parametri maggiormente influenti sulla distribuzione degli habitat (aventi un valore di *cross*-correlazione $>0,4$: Tab. 16) la presenza di vegetazione in alveo e le caratteristiche delle sponde (hqa_IV e _BF) sono quelli che vengono maggiormente separati lungo il secondo asse di ordinamento.

Anche per le aree di *pool* si può concludere che la principale fonte di alterazione sia quella a scala di bacino ovvero quella dell'utilizzo agricolo del territorio che porta conseguentemente alterazioni idromorfologiche a scala di tratto (i.e. risezionamenti ed alterazione della vegetazione delle sponde) e, scendendo di scala, a livello di microhabitat. Dall'ordinamento è possibile osservare come la presenza di naturalità di uso del suolo è associata a diversi parametri che contribuiscono alla diversificazione dell'habitat fluviale quali diversità del tipo di flusso (hqa_FT) e diversità di substrato (hqa_CS), caratteristiche del canale (hqa_CF), caratteristiche (hqa_BF) e vegetazione della sponda (BV) e copertura arborea (hqa_TA) oltre che alti valori di LRD corrispondenti cioè a situazioni di lenticità. I microhabitat che risultano presenti in condizioni di naturalità di uso del suolo sono quelli a granulometria medio-piccola (MeSO e MICro) ed i flussi dominanti sono quelli che caratterizzano di più le aree di *pool* ovvero il flusso lento e laminare (SM) ed il flusso non percettibile (NP). Al contrario, in aree caratterizzate da impatto idromorfologico ed uso agricolo del territorio sono associati flussi con onde non frangenti (RP: *riffle*), substrati a granulometria fine (AKA e PSA) e radici sommerse di piante riparie (TP).

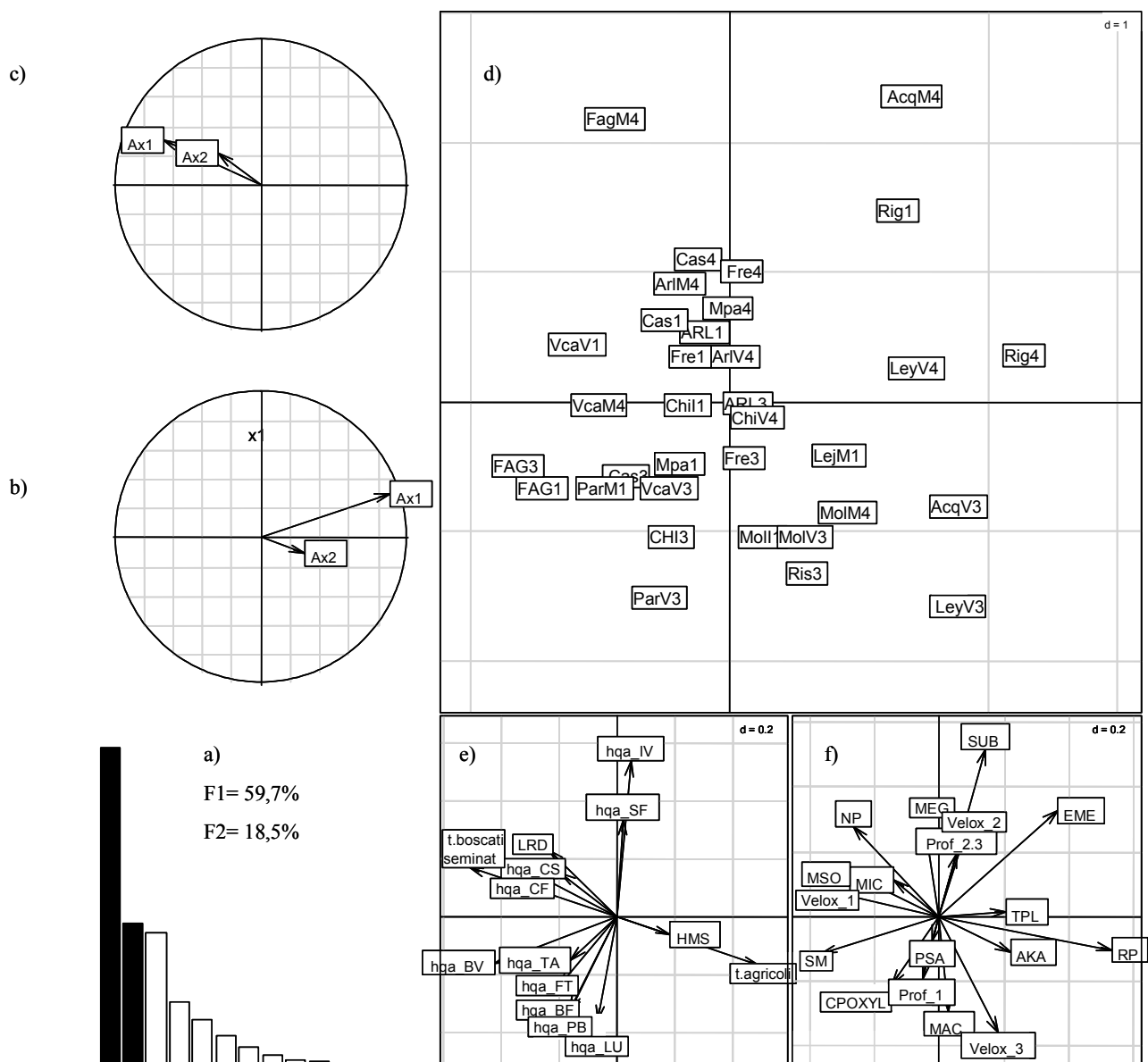


Figura 17. Ordinamento dei campioni risultante dalla *Coinertia-Analysis* eseguita tra la composizione in microhabitat (calcolata in funzione del campionamento della fauna macrobentonica nell'area di *pool*) e parametri ricavati dall'applicazione del CARAVAGGIO.
a) Istogramma degli *eigenvalue*. **b & c)** Assi ottenuti dagli ordinamenti (PCA) preliminari all'analisi ed effettuati singolarmente (**b**) sulla matrice dei parametri di uso del suolo ed idromorfologici e (**c**) sulla matrice dei microhabitat; **d)** ordinamento dei siti ottenuto tramite COIA (vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti; in maiuscolo: siti *Reference*; 1=campionamento primaverile; 3= c. autunnale; 4= c. invernale); **e & f)** pesi canonici delle caratteristiche dei due data-set utilizzati nell'analisi.

4.3 Analisi della comunità macrobentonica

Nel corso dei campionamenti sono stati raccolti complessivamente 220.363 individui, di cui 137.492 organismi raccolti nel *riffle* e 82.871 nella *pool*, per un totale di 108 taxa appartenenti a 9 gruppi zoologici principali (Tab. 17).

Come si può osservare dalla Figura 18 la classe degli Insetti ha mostrato la più elevata diversificazione con 92 taxa (76% della fauna totale), la maggior parte dei quali appartenenti agli ordini dei Ditteri (36%) e degli Efemerotteri (23%), e in misura minore dei Tricotteri e Plecotteri (7%), dei Coleotteri (2%) e degli Odonati (2%). Per quanto riguarda le altre classi, i Crostacei e gli Oligocheti sono quelle che sono risultate più abbondanti con un numero di individui pari, rispettivamente, al 12% ed al 6% della fauna totale.

I taxa più frequenti (Tab. 18) sono risultati i Chironomidae, i *Baetis*, i Simuliini, le *Caenis* e gli *Hydropsyche* presenti in più dell'80% dei siti, mentre tra i taxa decisamente più rari in termini di frequenza di reperimento (<10%) troviamo i Bythiniidae, gli Empididae, i Ptycopteridae, i Sialidae, le Leptoconopinae, i Dytiscidae *Graphoderus* e *Hydrophorus* ed i Tricotteri Hydroptilidae.

In Tabella 19 sono riportati, per ciascun sito, i valori di alcuni indici biotici calcolati (§ 3.3) ed utilizzati nelle successive analisi.

Tabella 17. Dati relativi ai macroinvertebrati raccolti.

	Totale	Primavera	Autunno	Inverno
N° taxa	108	90	80	92
N° individui	220363	83350	53674	83339

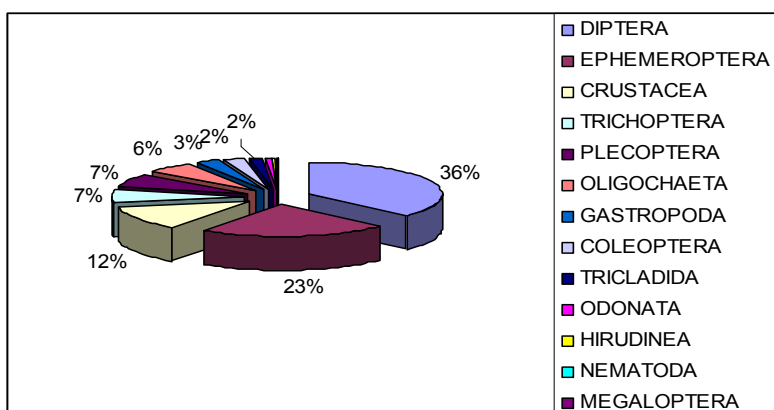


Figura 18. Dati relativi ai macroinvertebrati raccolti.

Tabella 18. Lista dei principali taxa di macrobenthos raccolti indicante il codice utilizzato nelle Figure ed il numero percentuale di siti in cui sono stati campionati.

ORDINE	FAMIGLIA	Taxon	Codice taxon	% siti di presenza	ID_taxon
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	Orthocladiinae	Orthoc	99	1
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Baetis</i>	Baet	96	2
DIPTERA	SIMULIIDAE	Simuliini	Simu	90	3
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	Tanytarsini	Tany	88	4
EPHEMEROPTERA	CAENIDAE	<i>Caenis</i>	Caen	87	5
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i>	Hydrptl	87	6
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	Chironomini	Chiron	85	7
EPHEMEROPTERA	HEPTAGENIIDAE	<i>Ecdyonurus</i>	Ecdy	78	8
CRUSTACEA	GAMMARIDAE	<i>Gammarus</i>	Gamm	76	9
PLECOPTERA	LEUCTRIDAE	<i>Leuctra</i>	Leuct	69	10
COLEOPTERA	ELMIDAE	<i>Limnius</i>	Limn	68	11
TRICLADIDA	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>	Duges	62	12
ODONATA	CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx</i>	Calop	60	13
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	Ceratopogoninae	Ceratop	60	14
DIPTERA	LIMONIIDAE	Hexatomini	Hexat	56	15
PLECOPTERA	NEMOURIDAE	<i>Protonemura</i>	Proton	56	16
COLEOPTERA	ELMIDAE	<i>Elmis</i>	Elmi	53	17
EPHEMEROPTERA	EPHEMERELLIDAE	<i>Serratella</i>	Serr	51	18
CRUSTACEA	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	Asel	50	19
HIRUDINEA	ERPOBDELLIDAE	<i>Dina</i>	Dina	47	20
EPHEMEROPTERA	EPHEMERIDAE	Ephemera	Ephe	47	21
TRICHOPTERA	RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila s.s.</i>	Rhya	47	22
DIPTERA	ATHERICIDAE	<i>Atherix</i>	Ather	46	23
EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habrophlebia</i>	Habr_ia	46	24
EPHEMEROPTERA	HEPTAGENIIDAE	<i>Heptagenia</i>	Hept	46	25
GASTROPODA	HYDROBIIDAE	<i>Potamopyrgus</i>	Potam	46	26
TRICHOPTERA	SERICOSTOMATIDAE	<i>Sericostoma</i>	Seric	46	27
COLEOPTERA	GYRINIDAE	<i>Orectochilus</i>	Orect	43	28
ODONATA	GOMPHIDAE	<i>Onychogomphus</i>	Onych	40	29
COLEOPTERA	DRYOPIDAE	<i>Pomatinus</i>	Pomat	40	30
TRICHOPTERA	LEPIDOSTOMATIDAE	<i>Lepidostoma</i>	Lepid	38	31
TRICHOPTERA	POLYCENTROPODIDAE	<i>Polycentropus</i>	Polyc	38	32
GASTROPODA	ANCYLIDAE	<i>Ancylus</i>	Ancy	37	33
COLEOPTERA	HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i>	Hydr	37	34
COLEOPTERA	SCIRTIDAE	<i>Hydrocyphon</i>	Hydroc	37	35
DIPTERA	TIPULIDAE	TIPULIDAE	TIPU	32	36
PLECOPTERA	PERLODIDAE	<i>Isoperla</i>	Isop	31	37
DIPTERA	DIXIDAE	<i>Dixa</i>	Dixa	29	38
TRICHOPTERA	PHILOPOTAMIDAE	<i>Wormaldia</i>	Worm	28	39
TRICHOPTERA	LIMNEPHILIDAE	<i>Halesus</i>	Hales	26	40
ODONATA	CORDULEGASTRIDAE	<i>Cordulegaster</i>	Cord	25	41

Tabella 18. Continua.

ORDINE	FAMIGLIA	Taxon	Codice taxon	% siti di presenza	ID_taxon
COLEOPTERA	SCIRTIDAE	<i>Elodes</i>	Elod	25	42
TRICHOPTERA	LEPIDOSTOMATIDAE	<i>Lasiocephala</i>	Lasioc	25	43
EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Paraleptophlebia</i>	Paralep	25	44
COLEOPTERA	ELMIDAE	<i>Esolus</i>	Esol	22	45
GASTROPODA	PHYSIDAE	<i>Physa</i>	Physa	22	46
DIPTERA	PSYCHODIDAE	PSYCHODIDAE	O	22	47
DIPTERA	TABANIDAE	TABANIDAE	TABA	22	48
COLEOPTERA	HELOPHORIDAE	<i>Helophorus</i>	Heloph	21	49
TRICHOPTERA	ODONTOCERIDAE	<i>Odontocerum</i>	Odont	21	50
EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habroleptoides</i>	Habr_es	19	51
DIPTERA	LIMONIIDAE	Pediciini	Pedici	19	52
TRICHOPTERA	LIMNEPHILIDAE	<i>Allogamus</i>	Allimn	18	53
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Centropetulum</i>	Centr	18	54
EPHEMEROPTERA	OLIGONEURIIDAE	<i>Oligoneuriella</i>	Oligon	16	55
COLEOPTERA	ELMIDAE	<i>Oulimnius</i>	Oulim	15	56
TRICHOPTERA	GOERIDAE	<i>Silo & Lithax</i>	Silo	15	57
NEMATODA	MERMITHIDAE	MERMITHIDAE	Mermi	13	58
TRICHOPTERA	LIMNEPHILIDAE	Altri Limnephilini	Allog	12	59
BIVALVIA	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>	Sphae	12	60
TRICHOPTERA	GLOSSOSOMATIDAE	<i>Agapetus</i>	Agap	10	61
HIRUDINEA	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Helobdella</i>	Helob	10	62
TRICHOPTERA	PSYCHOMYIIDAE	<i>Lype</i>	Lype	10	63
TRICHOPTERA	LEPTOCERIDAE	<i>Oecetis</i>	Oecetis	10	64
ODONATA	PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis</i>	Platycn	10	65
GASTROPODA	BYTHINIIDAE	<i>Bithynia</i>	Bithy	9	66
DIPTERA	EMPIDIDAE	Hemerodromiinae	Hemer	9	67
DIPTERA	PTYCHOPTERIDAE	PTYCHOPTERIDAE	PTYCH	9	68
MEGALOPTERA	SIALIDAE	<i>Sialis</i>	Sial	9	69
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	<i>Leptoconopinae</i>	Leptoc	7	70
COLEOPTERA	DYTISCIDAE	<i>Graphoderus</i>	Graph	6	71
COLEOPTERA	DYTISCIDAE	<i>Hydroporus</i>	Hydrop	6	72
TRICHOPTERA	HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i>	Hydsyc	6	73
TRICHOPTERA	PSYCHOMYIIDAE	<i>Metalyse</i>	Metaly	6	74
PLECOPTERA	NEMOURIDAE	<i>Nemoura</i>	Nemou	6	75

Tabella 19. Indici biotici calcolati per ciascun sito (vedi Tab. 1 per la descrizione completa dei siti). C.Q.= Classe di Qualità.

ID_sito	ASPT	N° Famiglie EPT	1-GOLD	Div. Shannon	log(SelEPTD+1)	N° tot. Famiglie	STAR_ICMi	C.Q.
RMpa1	2,88	1	0	0,72	0	9	0,15	I
PMpa1	3,46	2	0,02	1,19	0,5	14	0,29	II
PFre1	3,75	3	0,07	1,14	0	18	0,30	II
RFre3	4	4	0,15	1,26	0	14	0,31	II
RFre1	3,85	4	0,08	1,02	0,5	13	0,33	II
PMpa4	4,22	3	0,02	0,52	0,73	10	0,33	II
RCas3	4,11	5	0,3	1,13	0	19	0,36	II
RParV3	3,85	4	0,03	0,9	0,87	14	0,36	II
PFre4	4,07	4	0,13	1,4	0,73	17	0,41	II
RMpa4	4,42	4	0,01	0,45	1,26	14	0,43	II
PCas3	4,18	4	0,42	1,77	0,5	19	0,44	II
PFre3	4,38	4	0,68	1,89	0,5	14	0,45	II
PParV3	4,53	5	0,12	1,06	0,87	19	0,46	II
RFre4	4,53	6	0,05	1,34	1,07	18	0,49	III
PRis3	5,39	6	0,55	2,11	0,5	19	0,57	III
RCas1	4,79	9	0,31	2,05	0,73	27	0,58	III
PMolI1	4,29	6	0,37	1,56	2,08	25	0,62	III
PCas1	4,53	7	0,5	1,99	1,79	24	0,64	III
PCas4	5,38	7	0,51	1,39	1,83	16	0,64	III
RCas4	5,1	10	0,34	1,42	1,67	23	0,66	III
PMolM4	4,85	9	0,73	1,67	2,16	31	0,75	IV
RMolI1	4,77	8	0,66	2,48	2,33	25	0,76	IV
RRis3	6,05	9	0,75	2,11	1,74	21	0,78	IV
RMolV3	4,96	9	0,85	1,93	2,56	28	0,82	IV
PAcqV3	6,58	10	0,77	2,05	1,67	23	0,83	IV
PMolV3	5,68	9	0,88	1,79	2,6	26	0,84	IV
RMolM4	4,79	10	0,62	2,17	2,75	33	0,85	IV
PChiI1	5,92	12	0,88	2,14	1,77	30	0,85	IV
RChiV4	5,5	9	0,47	2,42	2,74	26	0,85	IV
PVcaV3	5,84	8	0,98	1,85	2,92	23	0,87	IV
PChiV4	5,93	15	0,34	2,05	2,23	34	0,89	IV
RLejV3	6,33	11	0,83	2,26	2,06	26	0,89	IV

Tabella 19. Continua.

ID_sito	ASPT	N° Famiglie EPT	1-GOLD	Div. Shannon	log(SeLEPTD+1)	N° tot. Famiglie	STAR_ICMi	C.Q.
RCHI3	6,21	12	0,9	2,03	1,91	30	0,89	IV
PCHI3	6,24	11	0,86	2,24	2,06	30	0,89	IV
PVcaM4	5,81	11	0,69	2,33	2,94	24	0,89	IV
RRig1	5,9	14	0,96	2,1	1,83	34	0,90	IV
PLejM1	7	11	0,98	1,48	1,9	27	0,90	IV
PRig1	6,03	13	0,89	2,5	1,77	34	0,90	IV
PLejV3	6,57	10	0,95	2,34	2,08	26	0,90	IV
RAcqV3	6,37	13	0,72	2,29	1,79	32	0,90	IV
PAcqM4	6,5	13	0,91	2,29	1,87	28	0,90	IV
PVcaV1	6,75	8	0,96	1,78	2,65	22	0,91	IV
RLejM1	6,48	15	0,97	1,52	1,8	33	0,92	IV
PArlV4	6,86	16	0,2	1,25	2,37	32	0,92	IV
RArlM4	6,13	12	0,98	1,32	2,84	27	0,94	IV
PLejV4	6,35	13	0,77	2,45	2,29	31	0,94	IV
RVcaV1	5,92	12	0,94	2,08	2,68	30	0,94	IV
RVcaV3	5,88	9	0,92	2,37	3,04	27	0,95	IV
RAcqM4	5,86	10	0,92	2,35	2,83	30	0,95	IV
RVcaM4	5,88	13	0,7	2,5	2,78	30	0,95	IV
RParM1	5,8	12	0,88	2,6	2,85	28	0,96	IV
RARL1	6,61	13	0,9	2,27	2,26	30	0,97	V
RChiI1	5,84	13	0,78	2,56	2,48	39	0,98	V
RLejV4	6,76	14	0,93	2,06	2,34	28	0,98	V
PARL1	6,26	12	0,8	2,17	3,1	31	0,99	V
PFagM4	6,19	14	0,81	2,04	2,81	35	0,99	V
PArlM4	6,55	15	0,94	1,56	2,8	32	1,00	V
PFAG3	6,68	12	0,9	2,07	3,17	28	1,01	V
PParM1	6,54	13	0,82	2,39	3,08	31	1,02	V
PARL3	5,94	14	0,84	2,64	2,91	39	1,03	V
RRig4	6,18	17	0,97	2,4	2,38	40	1,03	V
RFAG1	6,03	14	0,85	2,4	3,01	36	1,03	V
PFAG1	6,15	14	0,88	2,06	3,22	40	1,05	V
RFAG3	6,65	15	0,87	2,58	2,69	34	1,05	V
RFagM4	6,58	17	0,88	2,37	2,78	33	1,06	V
PRig4	6,79	20	0,95	2,15	2,48	37	1,07	V
RARL3	6,73	16	0,93	2,41	2,83	33	1,07	V
RArlV4	6,86	20	0,47	2,35	2,91	41	1,12	V

4.3.1 Analisi della struttura tassonomica

Analisi delle Corrispondenze (*Correspondence Analysis*)

E' stata effettuata una CA su un totale di 68 campioni, di cui 34 relativi alle aree di *pool* e 34 alle aree di *riffle*.

Il primo ed il secondo asse della CA (Fig.19a) descrivono rispettivamente il 16,6 ed il 10% della variabilità espressa dalla composizione tassonomica della comunità macrobentonica (*inertia* totale= 1,62). L'ordinamento delle stazioni e dei taxa lungo il primo ed il secondo asse dello *scatterplott* produce un chiaro effetto ad arco (Fig. 19b-c), che si verifica solitamente quando le variabili cambiano progressivamente lungo un gradiente ambientale.

L'interpretazione dei risultati della CA e quindi del significato degli assi è avvenuta analizzando l'ordinamento dei siti lungo gli assi di variazione ed i valori dei coefficienti di correlazione di Spearman calcolati tra gli assi della CA ed i parametri abiotici misurati a diversa scala. In Tabella 20 sono riportate in grassetto le variabili ambientali che hanno riportato livelli significativi di correlazione ($p < 0.05$) con i primi due assi e che per questo sono state utilizzate per interpretare gli assi di variazione.

Il primo asse della CA presenta correlazioni significative con diversi parametri indicatori della qualità chimico-fisica dell'acqua (correlazioni significative positive con concentrazione di ossigeno e LIM, negative con nutrienti, *E. coli*, ammonio, LIM, COD e BOD5: Tab. 20).

Tabella 20. Coefficienti di correlazione di Spearman tra gli assi della CA ed i parametri abiotici misurati a diversa scala. I valori in grassetto indicano una correlazione significativa ($p < 0,05$), quelli in grassetto e corsivo sono sul livello di significatività ($p \approx 0,05$).

Scala	Parametri ambientali	Asse 1	Asse 2
Bacino	LUI	-0,27	-0,49
Tratto (500 m)	HMS	-0,08	-0,37
	HQA	0,12	0,49
Sito	LIM	0,47	0,01
	D.O.	0,52	-0,16
	BOD 5	-0,41	0,06
	NH4	-0,5	0,04
	NO3	-0,43	-0,16
	Ptot	-0,66	0,1
	COD	-0,45	0,11
	<i>E. coli</i>	-0,55	-0,26
	Cond.	-0,3	-0,26
	Granulometria	0,01	0,02
Microhabitat	Tipo di flusso	-0,04	-0,48
	Profondità	-0,15	-0,15

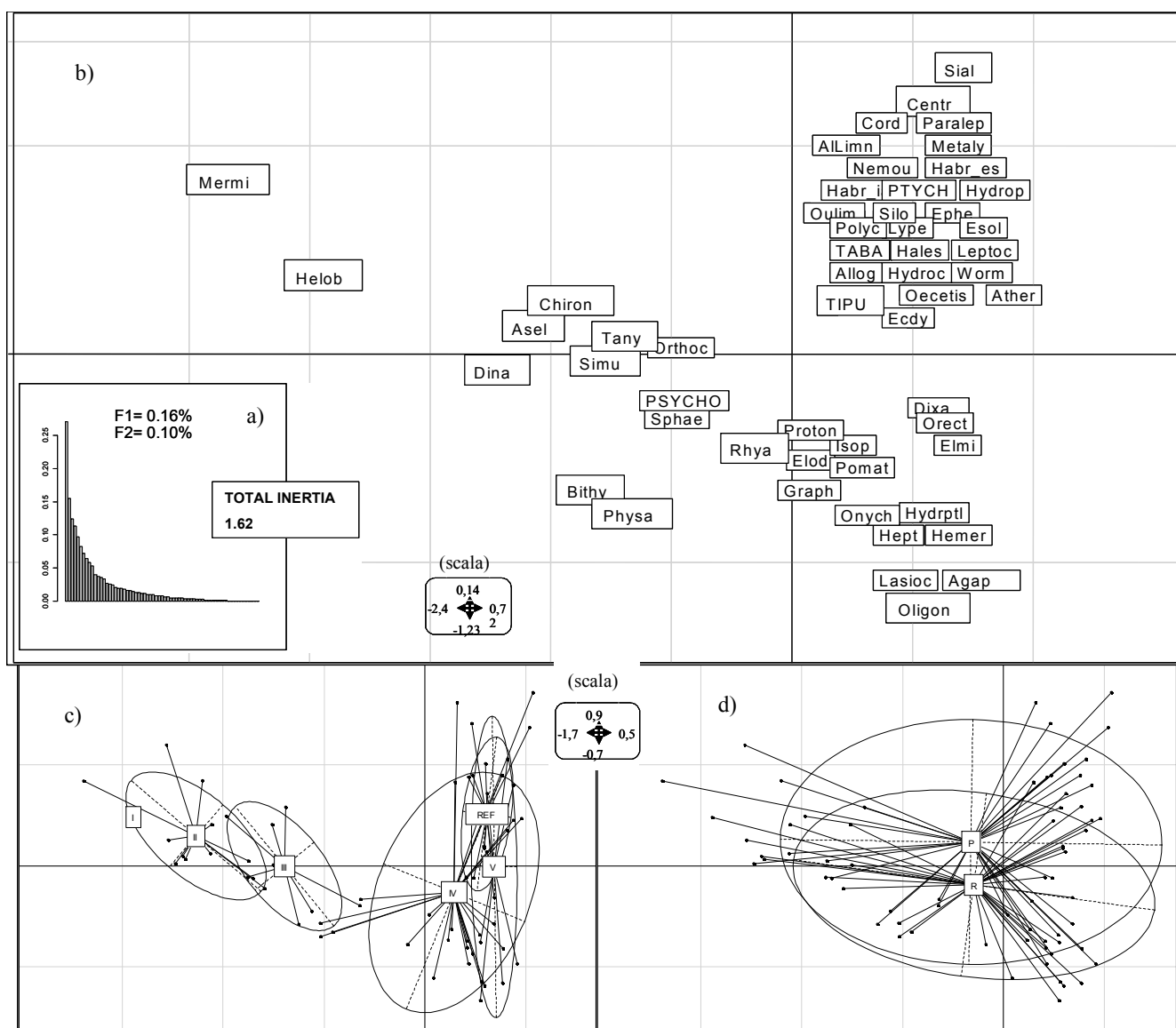


Figura 19. Ordinamento dei campioni sulla base della loro struttura tassonomica ottenuto mediante Analisi delle Corrispondenze (CA). a) Istogramma degli *eigenvalue*. b) Distribuzione dei taxa lungo i primi due assi (vedi Tab. 18 per le abbreviazioni dei taxa utilizzate). c & d) Distribuzione dei siti (puntini) lungo i primi due assi, aggregati sulla base della classe di qualità (c) e del mesohabitat di appartenenza (d). Ciascuna classe di qualità (c) o mesohabitat (d) (etichette quadrate) sono posizionate nel punto della media ponderata dei corrispettivi campioni. Le linee uniscono il sito al posizionamento medio della classe di qualità/mesohabitat di appartenenza.).

Il secondo asse presenta correlazioni significative con il Land Use Index, i tipi di flusso e l'Habitat Modification Score (correlazioni negative) e con l'Habitat Quality Assessment (correlazione positiva). Il primo asse risulta quindi chiaramente connesso alla qualità ecologica dei siti presentando elevate correlazioni con i parametri che definiscono la qualità, mentre il secondo sembra essere maggiormente influenzato dalla tipologia di uso del suolo (agricolo vs naturale), dalle condizioni idromorfologiche e dalle condizioni registrate a scala di microhabitat (p.es. il tipo di flusso).

Per quanto riguarda i taxa, questi vengono separati dall'ordinamento in cinque gruppi a seconda del loro posizionamento lungo gli assi: negativi sia per l'asse 1 che 2, positivi per entrambi, positivi per l'uno e negativi per l'altro e viceversa, ed al centro. Questi taxa, posizionati in prossimità dell'origine, sono quelli comuni a tutti i siti (Fig. 19b). I taxa che si posizionano nel quadrante in alto a sinistra rispetto all'origine degli assi (Mermithidae, *Helobdella*, *Asellus*, Chironominae, Tanytarsiinae e Orthocladiinae) sono quelli più abbondanti nei siti caratterizzati da una scarsa qualità chimico-fisica dell'acqua (cioè quelli appartenenti alla I e II classe di qualità, propria di ambienti inquinati e molto inquinati) e da una discreta naturalità dell'habitat.

Nel quadrante in basso a sinistra si posizionano siti di scarsa qualità chimico-fisica ed alterati dal punto di vista idromorfologico e caratterizzati da taxa quali *Physa*, *Bithynia*, Rhyacophilidae e Psychopterae. In basso a destra si posizionano taxa con una maggiore sensibilità all'inquinamento chimico-fisico ma che ben si adattano a condizioni alterate dal punto di vista idromorfologico (*Oligoneuriella*, *Lasiocephala*, *Agapetus*, *Heptagenia*, Hemerodromiinae, Hydroptilidae, *Onychogomphus*, *Pomatinus*, *Elmis*).

Infine, i taxa che si posizionano nel quadrante in alto a sinistra rispetto all'origine degli assi (Sialidae, *Centroptilum*, *Paraleptophlebia*, *Cordulegaster*, Altri Limnephilinae, *Metalype*, *Nemoura*, *Habroleptoides*, *Habrophlebia*, Ptychopterae, *Hydroporus*, *Oulimnius*, *Silo*, *Ephemera*, *Polycentropus*, *Esolus*, Tabanidae *Hydrocyphon* *Wormaldia* ed *Oecetis*) si caratterizzano per la maggiore sensibilità alla qualità dell'acqua (siti appartenenti alla IV e V classe di qualità e siti *Reference*) e per l'adattamento a condizioni idromorfologiche naturali ed altamente diversificate in termini di habitat (dimostrati dalla correlazione positiva con i valori di HQA). Inoltre questi siti, tranne quelli *Reference*, sono quelli caratterizzati da una maggiore variabilità lungo il secondo asse.

E' stato inoltre condotto il test di Kruskal –Wallis (Tab. 21) sugli *scores* attribuiti lungo il primo asse ai campioni appartenenti a diverse classi di qualità ed il risultato ha evidenziato come tali campioni differiscano statisticamente ($p < 0.05$). Lo stesso test eseguito sui punteggi attribuiti dalla CA ai campioni lungo il secondo asse non evidenzia delle differenze statisticamente significative fra aree di *pool* e di *riffle*.

Tabella 21. Differenze ottenute dalla CA nell'ordinamento dei siti raggruppati per classi di qualità (Fig. 19c) e per mesohabitat (Fig. 19d) comparate con il *Kruskal-Wallis* test, utilizzando le coordinate del 1° e 2° asse dell'ordinamento. NS= differenze non statisticamente significative.

	eigenvalue	Classi di Qualità			Mesohabitat		
CA		χ^2	p-value	df	χ^2	p-value	df
F1	16,6 %	47.6071	4.272e-09***	5	0.0024	NS	1
F2	9,5 %	11.9645	NS	5	4.5548	NS	1

4.3.2 Analisi della struttura funzionale (*Trait analysis*)

L'analisi FCA (*Fuzzy Correspondance Analysis*) è stata condotta sulla matrice delle “Affinità-ponderate-per-le-Abbondanze” ottenendo i risultati riportati in Figura 20.

L'interpretazione dei risultati della FCA e del significato degli assi è avvenuta analizzando l'ordinamento delle modalità dei *trait* lungo gli assi di variazione ed i valori dei coefficienti di correlazione di Spearman calcolati tra gli assi della FCA ed i parametri abiotici misurati a diversa scala. In Tabella 23 sono riportate in grassetto le variabili ambientali che hanno riportato livelli significativi di correlazione con i primi due assi e che per questo sono state utilizzate per interpretare gli assi di variazione.

Dall'analisi FCA si è ottenuta anche una matrice in cui sono espressi i valori di *correlation-ratio* riportati in Tabella 22. Per capire il significato dei valori di *correlation-ratio* (*c.r.*), è utile ricordare che, nell'ordinamento ottenuto con la FCA, ciascuna modalità risulta posizionata nel punto centrale dell'area individuata da tutti i taxa che presentano quella modalità (ricavata dall'affinità ponderata per le abbondanze). La variabilità associata a questa posizione è ovviamente tanto più bassa tanto minore è la varianza totale. La *c.r.* è espressa come percentuale della varianza spiegata da ciascun *trait* ed il suo valore (compreso tra 0 ed 1) risulta tanto più alto quanto più l'ordinamento dei taxa è discriminante per quel *trait* (Chevenet *et al.*, 1994).

Il primo ed il secondo Asse della FCA descrivono rispettivamente il 57.5 % ed il 9.4% della varianza (Fig. 20a).

Dal valore di *correlation-ratio* (Tab. 22) e dal posizionamento delle modalità dei diversi *trait* (Fig. 20b) nel piano F1xF2, è possibile risalire a quali caratteristiche ecologico-funzionali vengono maggiormente selezionate in ambienti soggetti a diverso impatto antropico.

La maggior parte dei *trait* presentano bassi valori di *c.r.* ($<0,40$) e la maggior parte delle modalità è posizionata in prossimità dell'origine degli assi e non contribuiscono quindi all'ordinamento dei siti nel piano individuato dall'analisi.

Dai valori di *correlation-ratio* possiamo risalire ai *trait* che più influenzano l'ordinamento dei siti lungo il primo asse e valutare l'intensità di tale influenza. I risultati mostrano che nel nostro caso le modalità dei *trait* *modalità riproduttive* (*c.r.*: 0.72; modalità: uova isolate libere e fisse, gruppi di uova libere e riproduzione asessuata), *numero generazioni/anno* (*c.r.*: 0.52; modalità: maggiore di una), *strategia di alimentazione* (*c.r.*: 0.52: perforatori, *shredders* e parassiti) e *modalità di locomozione* (*c.r.*: 0.40: volo, fissati temporaneamente e fissati permanentemente) sono quelle con valori di *c.r.* più alti e quelle maggiormente separate lungo l'asse 1.

Si può notare come le modalità che si posizionano alla destra dell'origine degli assi, e che sono più abbondanti nei siti appartenenti alle migliori classi di qualità (Fig. 20c), sono: taglia massima del corpo molto piccola (< 2 mm) e molto grande (> 4 cm), numero di generazioni/anno <1 , riproduzione asessuata, riproduzione sessuata mediante uova isolate (libere e fisse) e uova endofitiche, strategie di alimentazione di tipo perforatorie e *shredders* e locomozione tramite volo ed organismi fissati permanentemente.

Al contrario, le caratteristiche funzionali posizionate lungo valori negativi del primo asse, ed interpretabili come tipiche dei siti di scarsa qualità (Fig. 20c), sono: riproduzione tramite gruppi di uova libere, numero di generazione/anno >1 , strategie di alimentazione di tipo predatorie, filtratorie e detritivore, locomozione endobentonica e fissati temporaneamente.

Lungo il 2° asse la maggior parte delle modalità sono posizionate in prossimità dell'origine degli assi ed anche i valori di *c.r.* risultano troppo bassi (0-0,12) per essere in qualche modo determinanti nel separare siti con comunità diverse sotto il profilo funzionale.

Guardando i valori dei Coefficienti di correlazione di Spearman (Tab. 23) tra gli assi della FCA ed i parametri abiotici misurati a diversa scala, si può osservare che il primo asse delle FCA presenta correlazioni significative ($r^2 \geq 0,40$) con i parametri di qualità chimico-fisica dell'acqua (fosforo totale, concentrazione di ossigeno, *E. coli*, ammonio, LIM, COD e BOD5) e pertanto è possibile interpretarlo come rappresentativo del gradiente di qualità dell'acqua. Tale supposizione viene confermata dall'analisi dell'ordinamento dei campioni lungo il primo asse (Fig. 20c) che raggruppa la maggior parte dei siti di cattiva qualità ad un estremo (per valori negativi del primo asse) ed i siti di buona qualità all'estremo opposto.

Tabella 22. Valori di *correlation-ratio* per ciascun *trait* ottenuti dalla FCA.

<i>Trait</i>	Asse 1	Asse 2
Taglia massima (mm)	0,09	0,07
Durata del ciclo vitale	0,25	0,00
Numero di generazioni/anno	0,52	0,02
Stadio acquatico	0,25	0,01
Modalità riproduttiva	0,72	0,12
Modalità di dispersione	0,22	0,00
Forme di resistenza	0,08	0,02
Fonte di alimentazione	0,16	0,03
Strategia di alimentazione	0,52	0,08
Respirazione	0,30	0,08
Temperatura	0,13	0,04
Grado trofico	0,24	0,01
Valore saprobio	0,18	0,03
Distribuzione trasversale	0,27	0,05
Preferenze di microhabitat	0,07	0,05
Modalità di locomozione	0,40	0,07
Preferenze di corrente	0,14	0,07

Lungo il secondo asse le uniche correlazioni significative che si osservano sono con la granulometria del substrato e con il tipo di flusso, portando a supporre che l'ordinamento dei campioni avvenga in modo da separare le aree di *pool* da quelle di *riffle*. Tale supposizione viene confermata dall'analisi dell'ordinamento dei campioni lungo il secondo asse (Fig. 20d) che raggruppa la maggior parte dei campioni di *riffle* ad un estremo (per valori negativi del secondo asse) e i campioni di *pool* all'estremo opposto (per valori positivi del secondo asse).

E' stato inoltre condotto il test di Wilcoxon sugli *scores* attribuiti, lungo il primo asse a gruppi di siti appartenenti alle diverse classi di qualità, e sugli *scores* del secondo asse a coppie di siti appartenenti ai differenti campioni, dell'area di *pool* e dell'area di *riffle* (Tab. 24). I risultati hanno evidenziato come la struttura funzionale della comunità macrobentonica risulti essere statisticamente diversa ($p < 0.05$) sia per gruppi di siti caratterizzati da un diverso grado di alterazione antropica, sia per campioni provenienti dalle aree di *pool* o da quelle di *riffle*.

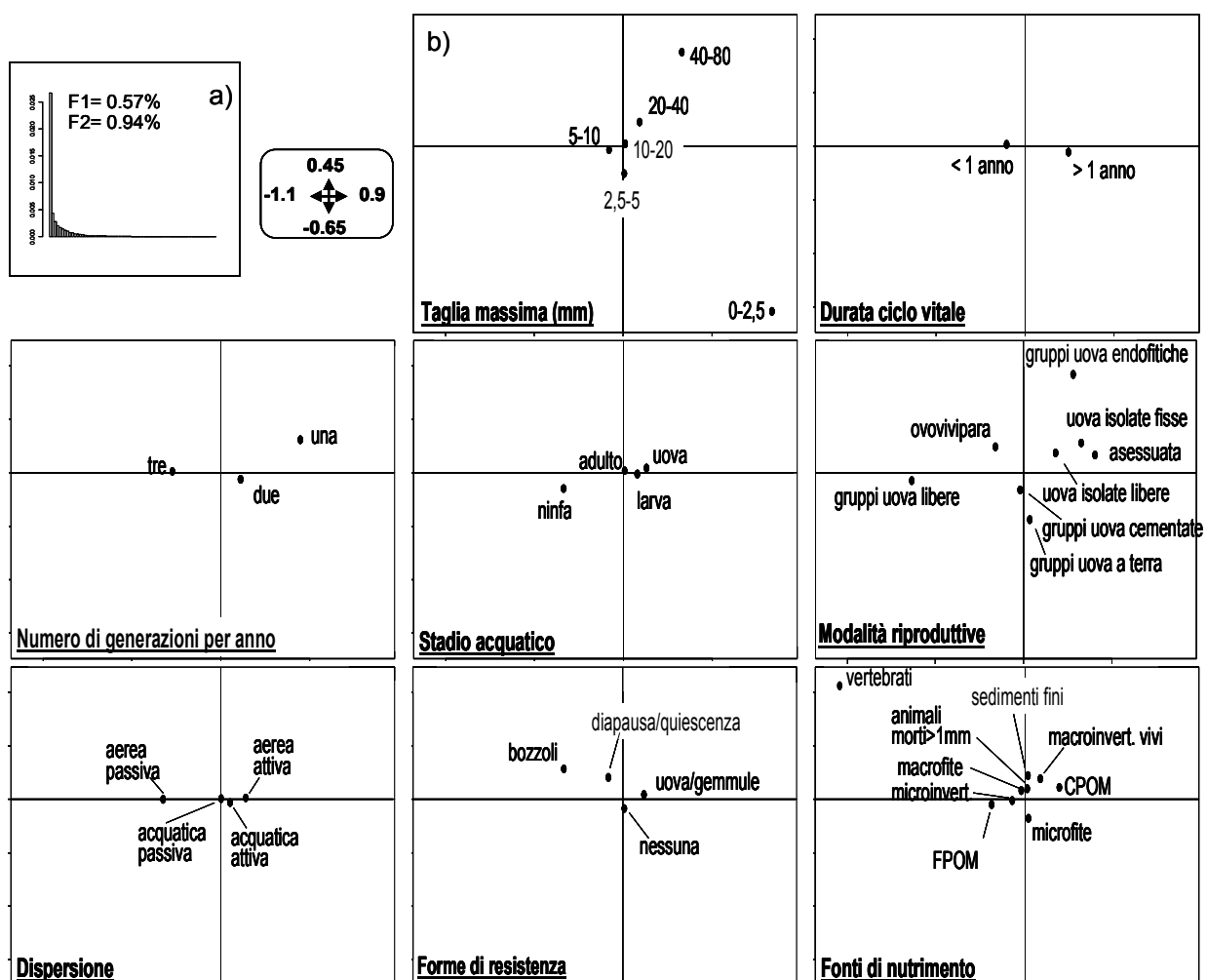


Figura 20. Ordinamento dei campioni sulla base della loro struttura funzionale ottenuto mediante *Fuzzy Correspondence Analysis* (FCA). a) Istogramma degli *eigenvalue*. b) Distribuzione delle modalità dei diciassette *trait* (puntini) lungo i primi due assi (vedi Tab. 10 per la descrizione completa dei *trait*). c & d) Distribuzione dei siti (puntini) lungo i primi due assi, aggregati sulla base della classe di qualità (c) e del mesohabitat di appartenenza (d). Ciascuna classe di qualità (c) o mesohabitat (d) (etichette quadrate) è posizionata nel punto della media ponderata dei corrispettivi campioni. Le linee uniscono il sito al punto centrale dell'area individuata da tutti i siti appartenenti alla medesima classe di qualità/mesohabitat.

Figura 20. Continua.

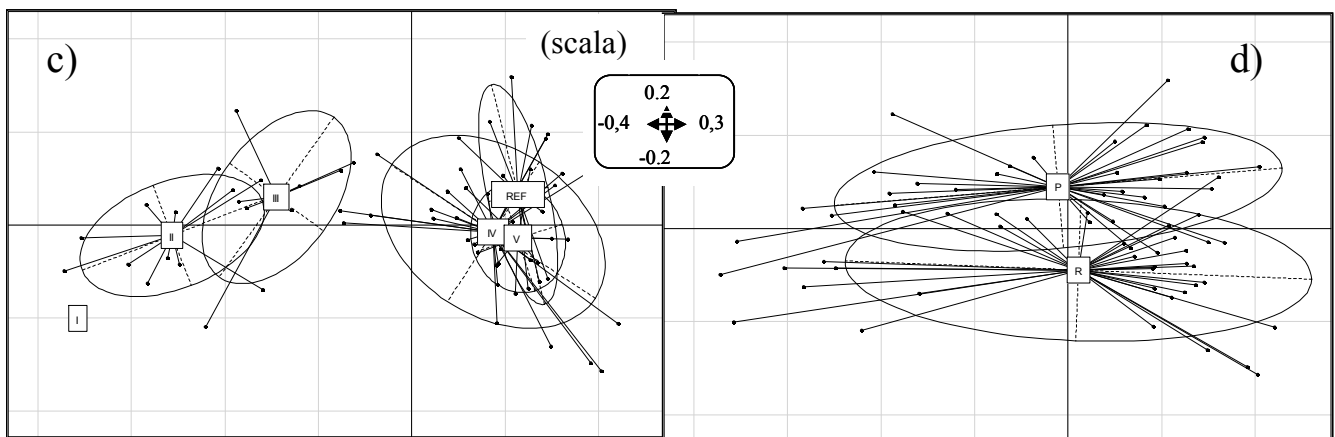
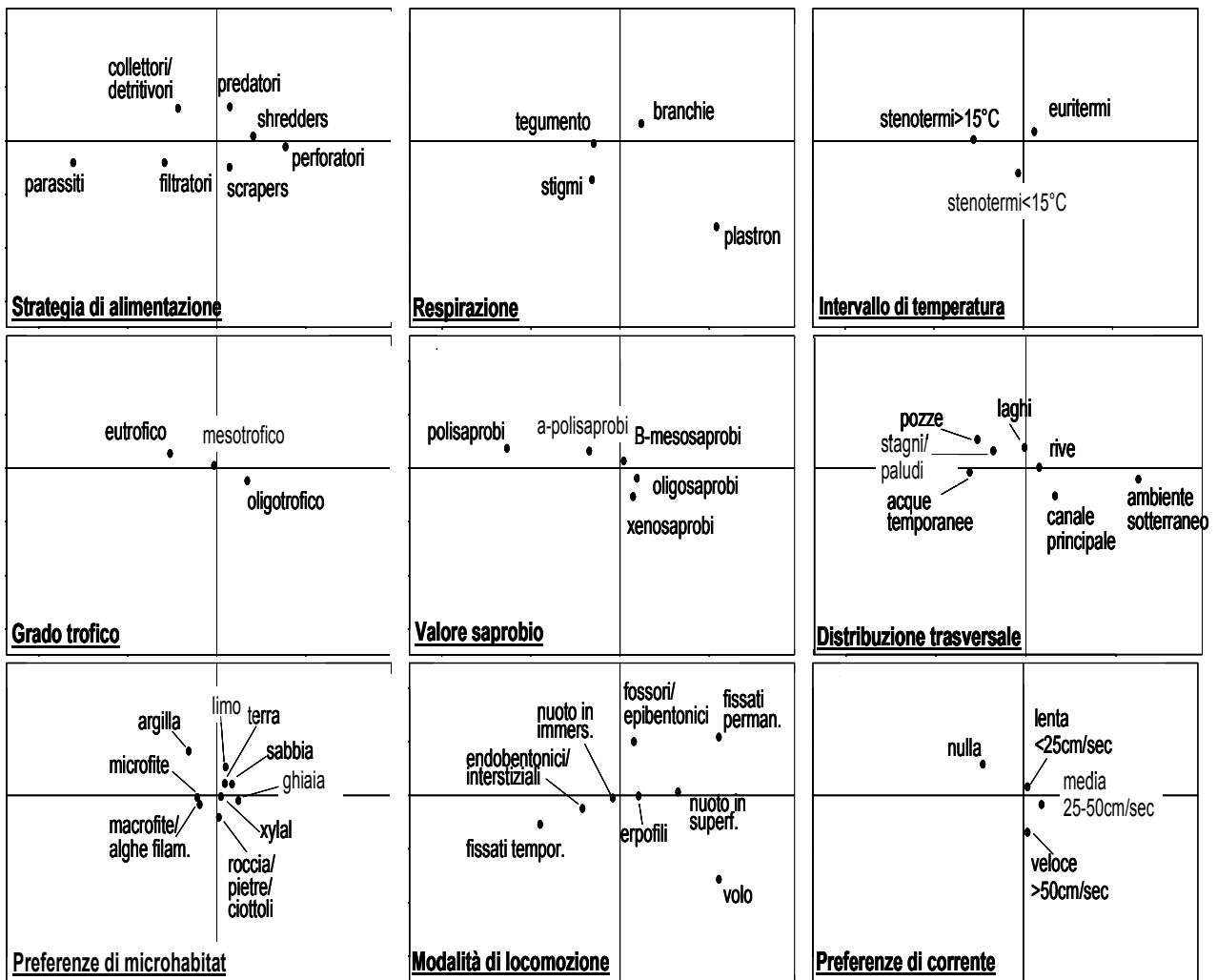


Tabella 23. Coefficienti di correlazione di Spearman tra gli assi della FCA ed i parametri abiotici misurati a diversa scala. I valori in grassetto indicano una correlazione significativa ($p < 0,05$), quelli in grassetto e corsivo sono sul livello di significatività ($p \approx 0,05$).

Scala	Parametri ambientali	Asse 1	Asse 2
Bacino	LUI	-0,18	0
Tratto (500 m)	HMS	-0,02	0,01
	HQA	0,06	0,06
Sito	LIM	0,45	0,08
	D.O.	0,55	0,14
	BOD 5	-0,43	-0,02
	NH4	-0,46	-0,18
	NO3	-0,37	0,02
	Ptot	-0,7	-0,03
	COD	-0,46	-0,04
	<i>E. coli</i>	-0,5	0,05
	Cond.	-0,31	-0,06
	Granulometria	0,05	-0,59
Microhabitat	Tipo di flusso	0,07	-0,63
	Profondità	-0,14	0,26

Tabella 24. Differenze ottenute dalla FCA nell'ordinamento dei siti raggruppati per classi di qualità (Fig. 20c) e per mesohabitat (Fig. 20d) comparate con il *Kruskal-Wallis test*, utilizzando le coordinate del 1° e 2° asse dell'ordinamento. NS= differenze non statisticamente significative.

<i>eigenvalue</i>		Classi di Qualità			Mesohabitat		
FCA		K-W	<i>p-value</i>	<i>df</i>	K-W	<i>p-value</i>	<i>df</i>
F1	57,5 %	43.9365	6.614e-09***	4	0.7584	NS	1
F2	9,4 %	4.9549	NS	4	33.8011	6.104e-09***	1

4.3.3 Relazione tra caratteristiche autoecologiche e caratteristiche del sito

I risultati dell'analisi effettuata nel precedente paragrafo mostrano come i cambiamenti in termini di percentuale di ossigeno disciolto, la concentrazione dei nutrienti, la carica microbiologica ed altri parametri chimico-fisici dell'acqua, siano determinanti nell'influenzare l'ordinamento delle caratteristiche autoecologiche della comunità macrobentonica.

Per indagare se ed in quale misura le caratteristiche del sito a livello sia di microhabitat (granulometria del substrato, tipo di flusso, profondità), che di tratto (alterazioni idromorfologiche e grado di diversificazione degli habitat acquatici) che di bacino (percentuale di uso del suolo naturale *versus* agricolo e artificiale) influenzano i *trait profile*, è stato effettuato il test di correlazione di Spearman tra le frequenze relative delle modalità di ciascun *trait* ed i parametri misurati a diversa scala. Inoltre, per verificare l'impatto di tali caratteristiche anche su altri aspetti della comunità, sono state effettuate correlazioni anche con metriche che forniscono individualmente informazioni in merito ad abbondanza (Log10 (sel_EPTD+1)), diversità (N° taxa e Indice diversità di Shannon-Wiener), presenza di taxa sensibili (ASPT), e con l'indice multimetrico STAR_ICMi che fornisce una sintesi della qualità ecologica dei corsi d'acqua esaminati.

I risultati del test di correlazione di Spearman (Tab. 25) indicano che, per quanto riguarda le metriche quella maggiormente sensibile ad alcune delle caratteristiche indagate (LUI, HMS, HQA e profondità) è il Log10 (sel_EPTD+1)). Gli unici altri due parametri che sembrano influenzati sono la ricchezza tassonomica e lo STAR_ICMi, entrambi correlati negativamente al Lui ovvero al parametro relativo alla scala d'indagine più vasta (bacino), fortemente correlato a sua volta con i parametri di qualità chimico-fisica dell'acqua (§ Tab. 13).

Al contrario, la struttura funzionale della comunità risulta strettamente associata a tutte le variabili dell'habitat a diversa scala spaziale (bacino, tratto e microhabitat), indicazione questa che conferma la forte influenza delle caratteristiche di habitat sulla distribuzione delle caratteristiche autoecologiche degli organismi (Lamouroux *et al.*, 2004).

Gli indici Lui, HMS e HQA e la granulometria del substrato, il tipo di flusso e la profondità sono significativamente correlati, rispettivamente a 34, 8, 8, 11, 23 e 13 delle 95 modalità di *trait* indagate.

Il numero più alto di correlazioni riguardano il Lui e il tipo di flusso che mostrano associazione con almeno una modalità di ciascun *trait* in esame (con esclusione per il Lui del numero di generazioni/anno e respirazione e per il Tipo di flusso della durata del ciclo vitale, del numero di generazioni/anno, delle forme di resistenza e del grado trofico).

Relazioni *trait*-habitat a scala di bacino

La struttura funzionale della comunità è correlata soprattutto con il LUI: questo indice tuttavia mostra forti correlazioni (Tab. 13) con molti parametri chimico-fisici descrittivi della qualità ambientale; inoltre le associazioni che mostra con i diversi *trait* ricalcano i risultati già descritti dall'ordinamento del primo asse della FCA (§ Fig. 20, ordinamento, si ricorda, significativamente correlato con il gradiente di qualità: Tab. 23) e non saranno quindi riprese in considerazione in questa sezione. Questo risultato conferma la forte pressione della mera qualità chimico-fisica dell'acqua (e della tipologia di uso del suolo ad essa correlata) nel determinare la struttura funzionale della comunità.

Relazioni *trait*-habitat a scala di tratto (500 metri)

A scala di tratto si osservano un esiguo numero di associazioni (minore rispetto a quanto osservato per caratteristiche del sito misurate alle altre scale) tra le caratteristiche dell'habitat e la struttura funzionale della comunità. L'HMS (indice che quantifica il grado di alterazione idromorfologica) e l'HQA (indice per la caratterizzazione e diversificazione degli habitat acquatici) sono entrambi significativamente correlati solamente ad 8 delle 95 modalità esaminate.

Nei siti più impattati dal punto di vista idromorfologico sono risultate esserci le correlazioni più forti con la presenza di organismi a riproduzione asessuata e con forme di resistenza tramite bozzoli. Al contrario tale indice è correlato negativamente con la presenza di organismi fissati permanentemente e fossori, che prediligono substrati di argilla, limo e microfite, che si riproducono con uova isolate fisse e di taglia quasi microscopica (<2,5 mm).

I siti con presenza di maggiore diversificazione dell'habitat e caratterizzati da elevata naturalità (corrispondenti cioè a quelli con alti valori di HQA) mostrano associazioni significative con la presenza di organismi di taglia grande o quasi microscopica (<2,5 mm), che si riproducono mediante gruppi di uova su terra, che prediligono substrati di argilla, limo e microfite, fissati permanentemente e fossori.

Relazioni *trait*-habitat a scala di microhabitat

I parametri misurati a scala di microhabitat influenzano tutti i *trait* eccetto la durata del ciclo vitale ed il numero di generazioni/anno, per un totale di 33 modalità su 95 analizzate.

Per quanto riguarda la granulometria del substrato emerge una preferenza per substrati a granulometria medio-grande di organismi filtratori, fissati temporaneamente, a riproduzione tramite gruppi di uova cementate, stenotermi, xenosaprobi, a respirazione tramite spiracoli e con preferenze per alte velocità di corrente. Gli organismi che prediligono i substrati a granulometria fine sono

invece quelli caratterizzati da preferenza per ambienti quali pozze, torbiere, stagni e paludi, e per substrati di tipo argilloso e a che si riproducono tramite gruppi di uova endofitiche.

Per quanto riguarda il tipo di flusso, all'aumentare della velocità e della turbolenza la comunità macrobentonica risulta caratterizzata in modo significativo preferibilmente da organismi stenotermi ($<15^{\circ}\text{C}$), che abitano il canale principale, che prediligono microhabitat grossolani (roccia, massi e ciottoli) e acque a corrente veloce, xenosaprobi, filtratori, fissati temporaneamente al substrato, che si riproducono tramite gruppi di uova cementate, a respirazione tramite plastron e spiracoli, con modalità di locomozione tramite volo o nuoto in superficie, a dispersione di tipo acquatica passiva, di taglia intermedia e di stadio acquatico ninfale o adulto. Per tipi di flusso lenti e laminari, aumentano invece significativamente gli organismi con preferenza per substrati argillosi, collettori-detritivori, fossori, tipici di ambienti quali pozze e torbiere e di grande taglia (>4 cm).

Per finire, gli habitat caratterizzati da basse profondità sono associati significativamente alla presenza di organismi che si riproducono tramite gruppi di uova su terra, xenosaprobi, di piccola taglia (0-0,5 cm), che si nutrono di detrito fine, sedimenti e microrganismi, con forme di resistenza tipo uova, gemmule o statoblasti, con preferenza per elevate velocità di corrente, a respirazione tramite spiracoli, a nuoto in immersione, stenotermi, *scrapers* e a dispersione aerea attiva.

Tabella 25. Coefficienti di correlazione di Spearman tra le modalità dei *trait* e parametri ambientali a diversa scala. I valori in grassetto indicano una correlazione significativa ($p < 0,05$), quelli in grassetto e corsivo si posizionano sul livello di significatività ($p \approx 0,05$). La presenza degli asterischi indica che una relazione simile è stata osservata in uno o più studi precedenti effettuati su solamente 5 dei *trait* analizzati nel presente lavoro (Lamourux *et al.*, 2004; Tomanova & Polatera, 2007).

		Bacino Tratto (500 m			Microhabitat		
		LUI	HMS	HQA	Granul. Tipo flusso	Profond.	
Taxa_S		-0,26	-0,14	0,19	0,11	0,09	-0,22
Shannon_H		-0,17	0	0,06	0	0,2	-0,13
ASPT		-0,04	0,02	0	-0,07	-0,03	0,02
Log ₁₀ (sel_EPTD+1)		-0,35	-0,41	0,4	0,05	-0,05	-0,31
STAR_ICM_i		-0,27	-0,13	0,19	0,07	0,05	-0,2
Trait	Modalità						
1) Taglia massima (mm)	<2,5	-0,4	-0,3	0,33	0,17	0	-0,33
	2.5 - 5	-0,23	-0,12	0,14	0,16	0,28	-0,26
	5 - 10	-0,34	-0,16	0,23	0,09	0,11	-0,18
	10 - 20	0,03	-0,04	-0,05	0,05	0,28*	-0,1
	20 - 40	-0,29	-0,1	0,17	0	-0,08	-0,03
	40-80	-0,29	-0,21	0,28	-0,11	-0,23	0,02
2) Durata del ciclo vitale	< 1 anno	-0,24	-0,16	0,15	0,06	0,12	-0,17
	> 1 anno	-0,18	-0,03	0,13	0,13	0,2	-0,12
3) N.° generaz./anno	<1	-0,21	-0,07	0,2	0,04	0	-0,11
	1	-0,2	-0,1	0,09	0,11	0,21	-0,21
	>1	-0,17	0,01	0,1	-0,01	0,12	-0,05
4) Stadio acquatico	uova	-0,2	-0,09	0,11	0,08	0,16	-0,16
	larve	-0,24	-0,06	0,1	0,1	0,13	-0,18
	pupe	-0,08	0	0,01	0,21	0,27	-0,04
	adulti	-0,06	-0,06	0,14	0,04	0,25	0
5) Modalità riproduttiva	ovovivipara	0,08	-0,03	0,06	-0,13	0,03	0,18
	uova isolate libere	-0,19	-0,06	0,09	0,02	0,03	-0,23
	uova isolate fisse	-0,3	-0,18	0,17	-0,06	-0,08	-0,23
	gr. uova cement.	-0,23	-0,05	0,07	0,25	0,31	-0,17
	gr. uova libere	0	-0,05	-0,02	0,12	0,02	0,02
	gr. uova endofitiche	0,2	0,17	-0,18	-0,25	-0,08	0,23
	gruppi uova su terra	-0,39	-0,19	0,36	0,21	0,21	-0,32
	asessuata	-0,01	0,24	-0,08	0,09	0,21	0,17
6) Modalità di dispersione	acquatica passiva	-0,13	-0,13	0,07	0,1	0,26	-0,19
	acquatica attiva	-0,23	-0,11	0,1	0,12	0,22	-0,17
	aerea passiva	-0,15	-0,08	0,09	0,22	0,14	-0,06
	aerea attiva	-0,26	-0,11	0,1	0,09	0,12	-0,24

Tabella 25. Continua.

Trait	Modalità	Bacino Tratto (500 m)				Microhabitat	
		LUI	HMS	HQA	Granul.	Tipo flusso	Profond.
7) Forme di resistenza	uova/gemm./statobl.	-0,25	-0,06	0,04	0,02	0,08	-0,28
	bozzoli	-0,08	0,34	0,02	0,06	0,15	0,17
	diapausa/quiescenza	-0,07	-0,21	0,14	-0,14	-0,05	-0,06
	nessuna	-0,31	-0,21	0,21	0,12	0,12	-0,21
8) Fonte di alimentazione	sedim. fini, microorg.	-0,1	-0,06	-0,04	-0,08	-0,02	-0,23
	FPOM(detrito < 1 mm)	-0,35	-0,13	0,2	0,09	-0,02	-0,31
	CPOM(detrito > 1 mm)	-0,07	-0,11	0,03	-0,03	0,09	-0,05
	microfite (vive)	-0,27	-0,17	0,16	0,12	0,19	-0,23
	macrofite (vive)	-0,2	-0,18	0,12	-0,1	-0,03	-0,05
	animali morti > 1 mm	-0,18	-0,04	0,09	-0,13	0,05	-0,21
	microinvert. vivi	-0,15	-0,16	0,21	0,01	0,14	-0,1
	macroinvert. vivi	-0,13	-0,01	0,12	0,05	0,13	0
	vertebrati	-0,24	0,23	0,03	-0,16	-0,19	-0,04
9) Strategia di alimentazione	collettori-detritivori	-0,25	-0,07	0,09	-0,2	-0,28	-0,13
	<i>shredders</i>	-0,2	-0,15	0,1	-0,04	0	-0,12
	<i>scrapers</i>	-0,27	-0,14	0,1	0,18	0,22	-0,24
	filtratori	-0,15	-0,1	0,13	0,43	0,38*	-0,2
	perforatori	-0,33	-0,01	0,14	0,02	-0,07	-0,06
	predatori	-0,12	0,01	0,18	-0,03	0,08	-0,01
	parassiti	-0,06	-0,07	0,02	0,01	-0,14	0,05
10) Respirazione	tegumento	-0,2	-0,08	0,1	0,17	0,26	-0,11
	branchie	-0,19	-0,14	0,14	0,04	0,08	-0,14
	plastron	-0,15	-0,01	0,09	0,22	0,32*	-0,21
	spiracoli	-0,19	-0,01	0,04	0,27	0,35	-0,27
11) Temperatura	stenotermi (< 15°C)	-0,22	-0,09	0,08	0,34	0,42	-0,25
	stenotermi (> 15°C)	0,06	-0,02	0,06	0,19	0,3	-0,02
	euritermi	-0,26	-0,14	0,15	0,09	0,1	-0,18
12) Grado trofico	ambiente oligotrofico	-0,25	-0,06	0,11	0,14	0,18	-0,21
	ambiente mesotrofico	-0,17	-0,05	0,07	0,09	0,17	-0,14
	ambiente eutrofico	-0,23	-0,06	0,18	-0,15	-0,04	-0,08
13) Valore saprobio	xenosaprobi	-0,29	-0,18	0,14	0,24	0,31	-0,29
	oligosaprobi	-0,27	-0,1	0,11	0,16	0,19	-0,2
	β-mesosaprobi	-0,22	-0,06	0,11	0,08	0,1	-0,14
	α-mesosaprobi	-0,27	-0,08	0,26	-0,11	-0,06	-0,1
	polisaprobi	-0,08	-0,19	0,22	-0,16	-0,18	0,04

Tabella 25. Continua.

Trait	Modalità	Bacino Tratto (500 m)				Microhabitat	
		LUI	HMS	HQA	Granul.	Tipo flusso	Profond.
14) Distribuzione trasversale	canale principale	-0,22	-0,1	0,1	0,23	0,31	-0,22
	rive, canale second.	-0,2	-0,05	0,09	0,03	0,08	-0,12
	stagni, paludi	-0,27	-0,19	0,21	-0,28	-0,18	-0,14
	pozze, torbiere	-0,26	-0,14	0,14	-0,34	-0,24	-0,1
	acque temporanee	-0,22	-0,07	0,15	0,03	0,09	-0,15
	laghi	-0,24	-0,06	0,13	-0,1	-0,11	0
	ambiente sotterraneo	-0,31	-0,06	0,12	-0,02	-0,03	-0,2
15) Preferenze di microhabitat	roccia, massi, ciottoli	-0,17	-0,07	0,04	0,18	0,33	-0,17
	ghiaia	-0,28	-0,08	0,12	0,08	0,06	-0,17
	sabbia	-0,25	-0,15	0,14	-0,05	-0,07	-0,15
	limo	-0,26	-0,31	0,28	-0,15	-0,18	-0,13
	macrofite, alghe filam.	-0,26	-0,09	0,16	0,09	0,18	-0,17
	microfite	-0,25	-0,26	0,27	-0,12	0,03	-0,16
	rami, radici	-0,08	0,04	-0,04	0,05	0,17	-0,09
	terra	-0,19	-0,1	0,08	-0,06	-0,02	-0,08
	argilla	-0,33	-0,29	0,34	-0,32	-0,34	-0,17
16) Modalità di locomozione	volo	-0,14	-0,03	0,05	0,19	0,3*	-0,19
	nuoto in superficie	0,11	0,04	-0,06	-0,06	0,25	0,07
	nuoto in immersione	-0,29	-0,11	0,08	0,05	0,13	-0,26
	erpofoili	-0,2	-0,09	0,07	0,08	0,19	-0,19
	fossori	-0,32	-0,26	0,31	-0,13	-0,24*	-0,14
	endobentonici	-0,24	0,18	-0,05	0,22	0,23	-0,13
	fissati temporaneamente	-0,12	0,04	0,13	0,41*	0,33**	-0,09
	fissati permanentemente	-0,23	-0,3	0,3	0,08	-0,11	-0,07
17) Preferenze di corrente	nulla	-0,23	-0,13	0,23	-0,21	-0,14	-0,06
	lenta (<25 cm/sec)	-0,29	-0,13	0,19	0,07	0,06	-0,14
	media (25-50 cm/sec)	-0,2	-0,05	0,06	0,15	0,23	-0,18
	veloce (>50 cm/sec)	-0,15	-0,07	-0,03	0,25	0,43	-0,27

4.3.4 Distribuzione dei macroinvertebrati e delle caratteristiche funzionali tra gli habitat campionati

Per valutare la significatività statistica dell'influenza dei microhabitat sulla distribuzione della diversità sia strutturale che ecologico-funzionale è stato utilizzato il test dell'ANOVA (Tab. 26). Nelle analisi sono stati inclusi solamente i siti *Reference* e quelli di ottima e buona qualità, in modo da poter evidenziare le variazioni a livello di struttura di comunità e nei *trait profile* legate esclusivamente alla presenza di diversi tipi di habitat (in questo caso rappresentati dai diversi tipi di

substrato) eliminando le fonti di variazione determinate da consistenti alterazioni dell'ecosistema fluviale. Inoltre per poter valutare l'influenza della eterogeneità e diversità in habitat, le analisi sono state condotte mantenendo separate le repliche provenienti da quei siti di buona qualità ma caratterizzati da un impatto di tipo idromorfologico (*habitat altered*) da quelli che presentano una buona qualità ecologica e assenza di impatto idromorfologico (*habitat reference*). Per operare questa separazione si sono utilizzati i gruppi di siti ottenuti con gli ordinamenti delle COIA (Fig. 16d-17d): negli *habitat altered* è stato incluso quel gruppo di siti di colore azzurro e verde (indicante un buono stato ecologico) posizionati nel quadrante in basso a destra e caratterizzati da un uso agricolo del territorio e da risezionamenti delle sponde e conseguente impoverimento di habitat (infatti in questo quadrante, Fig. 16e-17e, non sono presenti quei parametri che contribuiscono al valore dell'indice HQA); il gruppo di siti *habitat reference* comprende invece i siti di medesimo colore ordinati nel resto dei quadranti in cui non sono presenti le forme di impatto agenti su questa tipologia fluviale.

Per quanto riguarda la struttura di comunità, l'analisi della varianza non ha evidenziato differenze tra i siti *habitat reference* ed *habitat altered*. In entrambi i gruppi di siti sono emerse differenze significative (Tab. 26) in tre dei quattro indici biotici analizzati (indice di diversità di Shannon, $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$ e nell'indice multimetrico STAR_ICM_i). I test di Bonferroni *post hoc* mostrano che gli habitat caratterizzati da substrato fine (AKPS: sabbia e ghiaia) ospitano in generale una diversità tassonomica, un numero di famiglie EPTD e una qualità ecologica complessiva inferiori rispetto alle altre tipologie di substrato.

Per quanto riguarda la diversità di Shannon l'AKPS ospita una comunità meno diversificata rispetto al substrato a granulometria grande-medio-piccola (MGMC e MSMC) e al materiale organico e legnoso grossolani (XYCP) nei siti *habitat reference*, e solamente rispetto alle macrofite (MCFT) nei siti *habitat altered*.

L'AKPS è risultato ospitare un minor numero di famiglie EPTD rispetto al MSMC e allo XLCP e alle radici sommerse (TPL) nei siti *habitat reference*, e rispetto a XLCP, MCFT, MGMC e TPL (radici sommerse di piante riparie) nei siti *habitat altered*. Inoltre, lo XLCP ospita un maggior numero di famiglie EPTD, nei siti *habitat reference*, rispetto al MGMC.

Infine, per entrambe le tipologie di sito lo XYCP, il TPL ed il MSMC risultano ospitare una comunità di complessiva qualità ecologica superiore rispetto all'AKPS, mentre, solo per i siti *habitat altered*, ciò vale anche per le macrofite (MCFT).

Per quanto riguarda le variazioni evidenziate nella struttura funzionale, dai risultati ottenuti si può affermare che nei siti *habitat reference* la migliore situazione di naturalità e diversità idromorfologica determina una maggiore diversificazione dei *trait* (8 *trait* significativamente

diversi vs 5 dei siti *habitat altered*) e delle modalità (26 vs 5 dei siti *habitat altered*) tra i microhabitat.

Per quanto riguarda le caratteristiche biologiche significativamente diverse in entrambi i gruppi di siti, la modalità riproduttiva mediante gruppi di uova endofitiche è risultata maggiormente presente nell'habitat TPL (radici sommerse di piante riparie) ed anche, solamente riferito ai siti *habitat altered*, nello XLCP (detrito organico e materiale legnoso grossolani) e sulle MCFT (macrofite), rispetto a substrati inorganici di diversa granulometria, dalla sabbia-ghiaia alle pietre di grandi dimensioni (AKPS, MSMC e MGMC).

Le TPL (radici sommerse) ospitano un maggior numero di individui con diapausa e quiescenza quale forme di resistenza, al contrario dei substrati di grandi e medie dimensioni (MGMC, MSMC).

Gli organismi brucatori-raschiatori (*scrapers*) risultano ospitati prevalentemente su pietre di grandi-medie-piccole dimensioni (MGMC e MSMC) rispetto alle radici sommerse (TPL) e alla sabbia-ghiaia (AKPS).

Per quanto riguarda i *trait* ecologici, organismi che prediligono una distribuzione nel canale principale sono stati maggiormente rinvenuti sulle pietre di grandi, medie e piccole dimensioni (MGMC, MSMC) piuttosto che nella sabbia-ghiaia (AKPS), nelle radici sommerse e nel detrito organico e legnoso (TPL e XLCP).

Per quanto riguarda le preferenze per i microhabitat l'AKPS (per i siti *habitat reference*) e le TPL (per i siti *habitat altered*) ospitano un minor numero di organismi che prediligono substrati quali roccia, massi e ciottoli, rispetto a substrati inorganici di maggiore granulometria (MGMC, MSMC).

Le differenze elencate fin qui sono relative ad entrambi i gruppi di siti indagati, mentre di seguito verranno riportate quelle modalità che hanno evidenziato differenze significative nei microhabitat solamente in quei siti caratterizzati da un buono stato ecologico generale ed anche da un'elevata diversità e naturalità degli habitat fluviali (siti *habitat reference*).

Per quanto riguarda le modalità riproduttive, nelle TPL si è registrato un maggior numero di individui con riproduzione ovovivipara che nel MSMC. Inoltre, substrati a granulometria grande e media (MGMC, MSMC) e le macrofite (MCFT) ospitano un maggior numero di individui che depongono gruppi di uova cementandole, rispetto a substrati fini (AKPS). Infine, un maggior numero di individui che depongono gruppi di uova libere è stato rinvenuto nello XLCP (detrito grossolano organico e legnoso) rispetto al MSMC (meso-micro).

La forma di resistenza mediante uova e gemmule è risultata più frequente negli individui ospitati nel MSMC rispetto al TPL.

Per quanto riguarda la fonte di alimentazione, è stato osservato che i substrati a granulometria medio-grande (MSMC, MGMC) ospitano un maggior numero di organismi con preferenze per le microfite vive piuttosto che le radici sommerse (TPL).

Per quanto riguarda la strategia di alimentazione, nella ghiaia-sabbia sono stati rinvenuti più collettori detritivori che nel meso-micro; i predatori, invece, sono risultati più abbondanti nelle radici sommerse (TPL) che nel detrito (XLCP).

Organismi che prediligono acque calme di stagni e paludi sono stati maggiormente rinvenuti su substrato a granulometria fine (AKPS) e sul detrito (XLCP) piuttosto che su substrati a granulometria di maggiori dimensioni (MGMC e MSMC). Situazione simile è stata ricontata per gli organismi che prediligono ambienti quali pozze e torbiere, ospitati maggiormente su substrato a granulometria fine (AKPS), su radici sommerse (TPL) e su detrito (XLCP) piuttosto che sulle pietre di grandi, medie e piccole dimensioni (MGMC, MSMC). Quest'ultimo ambiente è risultato anche quello con un minor numero di organismi tipici di laghi, ospitati maggiormente sulle radici sommerse (TPL).

Per quanto riguarda le preferenze di microhabitat, i risultati osservati sono in linea con quelli attesi, con organismi che prediligono ambienti quali sabbia e limo ospitati in prevalenza nell'AKPS (sabbia-ghiaia) che negli altri microhabitat. Le radici sommerse (TPL) ospitano un maggior numero di organismi che prediligono microhabitat quali rami e radici rispetto all'AKPS, mentre in quest'ultimo sono stati rinvenuti più organismi con preferenze per l'argilla che sulle pietre di grandi-medie-piccole dimensioni (MGMC, MSMC) e sulle macrofite (MCFT). Per finire, le TPL (radici sommerse), rispetto al MSMC (meso-micro), ospitano più organismi con predilezione per microhabitat terrosi.

Per quanto riguarda le modalità locomotorie, organismi erpofili sembrano prediligere pietre di medie-piccole dimensioni (MSMC) rispetto alla sabbia-ghiaia (AKPS). Ugualmente organismi fissati temporaneamente sono più abbondanti sul MGMC (mega-macro) e nel XLCP (detrito) che nell'AKPS. Al contrario, quest'ultimo microhabitat ospita un maggior numero di organismi fossori rispetto agli altri.

Per finire, per quanto riguarda le preferenze di velocità di corrente, organismi che prediligono corrente nulla o debole sono più abbondanti nei substrati fini (AKPS) che in quelli grossolani (MGMC, MSMC); al contrario questi microhabitat e le macrofite ospitano un maggior numero di organismi con preferenze per corrente elevata, mentre quelli di corrente media sono più abbondanti nel MSMC e nel XLCP (detrito).

Tabella 26. Risultati significativi dell'analisi della varianza (ANOVA) e valori medi delle metriche e delle percentuali delle diverse categorie funzionali nei sei microhabitat (AKPS= sabbia/ghiaia; MCFT= macrofite sommerse ed emergenti; MGMC= pietre di grosse e grossolane dimensioni; MSMC= pietre di medie e piccole dimensioni; TPL= radici sommerse di piante riparie; XLCP= detrito organico e materiale legnoso grossolani) campionati in siti di buono stato ecologico rispettivamente intatti (*habitat reference*) e non (*habitat altered*) dal punto di vista idromorfologico.

INDICE		F	p	Df	AKPS	MCFT	MGMC	MSMC	TPL	XLCP	
HABITAT REFERENCE	Shannon	8,62	0,00	5,00	1,37	1,57	1,92	1,79	1,65	1,90	
	Log ₁₀ (sel_EPTD+1)	7,22	0,00	5,00	1,14	1,31	1,31	1,57	1,73	1,77	
	STAR_ICM_i	9,23	0,00	5,00	0,93	1,09	1,13	1,18	1,25	1,27	
	TRAIT	Modalità	F	p	Df	AKPS	MCFT	MGMC	MSMC	TPL	XLCP
	Modalità riproduttiva	ovovivipara	2,95	0,02	5,00	11,11	11,07	6,80	8,21	13,97	9,09
		gruppi uova cementate	6,92	0,00	5,00	28,54	40,11	41,70	40,67	32,97	36,25
		gruppi uova libere	2,90	0,02	5,00	6,03	6,76	4,00	3,94	5,37	6,81
		gruppi uova endofitiche	8,80	0,00	5,00	2,96	2,17	1,14	1,45	6,34	2,22
	Forme di resistenza	uova,gemmule,statoblasti	2,98	0,02	5,00	21,97	21,47	21,55	22,31	17,64	19,59
		diapausa,quiescenza	2,88	0,02	5,00	17,24	15,16	14,02	13,53	18,46	14,77
	Fonte di alimentazione	microfite vive	4,01	0,00	5,00	25,56	27,29	29,18	28,92	24,19	27,45
	Strategia di alimentazione	collettori,detritivori	2,93	0,02	5,00	16,89	13,31	11,43	11,83	13,42	14,52
		scrapers	5,44	0,00	5,00	24,92	29,29	31,26	31,53	24,07	27,25
		predatori	2,82	0,02	5,00	14,03	10,15	10,90	12,18	14,21	10,82
	Distribuzione trasversale	canale principale	6,97	0,00	5,00	23,92	31,30	33,62	31,13	26,63	27,94
		stagni, paludi	6,91	0,00	5,00	12,22	9,03	7,93	9,08	10,39	10,66
		pozze, torbiere	8,05	0,00	5,00	5,39	3,11	2,35	2,90	4,17	3,95
		laghi	4,15	0,00	5,00	17,75	15,85	15,13	15,90	18,45	16,80
	Preferenze di microhabitat	roccia, massi, ciottoli	6,92	0,00	5,00	16,32	21,90	22,60	21,32	19,02	20,22
		sabbia	3,76	0,00	5,00	11,91	9,41	9,97	10,70	9,95	10,35
		limo	5,17	0,00	5,00	6,58	4,91	4,74	5,37	5,20	5,31
		rami, radici	3,69	0,00	5,00	10,87	12,62	12,11	11,56	12,45	12,03
		terra	2,93	0,02	5,00	11,51	10,64	10,04	10,07	11,85	11,08
		argilla	4,21	0,00	5,00	8,71	5,32	5,21	5,81	6,91	6,49
	Modalità di locomozione	erpofigli	3,28	0,00	5,00	53,64	57,53	57,51	58,34	58,63	56,42
		fossori	7,32	0,00	5,00	18,79	8,04	9,91	11,23	10,75	11,71
		fissati temporaneamente	3,39	0,00	5,00	4,46	9,09	9,00	6,56	6,95	7,71
	Preferenze di corrente	nulla	5,05	0,00	5,00	18,85	14,60	13,43	14,26	17,43	17,51
		lenta (<25 cm/sec)	3,67	0,00	5,00	35,55	31,68	32,31	33,25	35,23	34,02
		media (25-50 cm/sec)	3,98	0,00	5,00	32,08	35,18	35,66	35,04	32,95	32,44

INDICE		F	p	Df	AKPS	MCFT	MGMC	MSMC	TPL	XLCP	
HABITAT ALTERED	Shannon	4,87	0,00	5,00	1,29	1,99	1,78	1,72	1,83	1,57	
	Log ₁₀ (sel_EPTD+1)	8,85	0,00	5,00	0,39	1,04	0,89	0,74	1,22	1,13	
	STAR_ICM_i	11,03	0,00	5,00	0,64	1,01	0,86	0,84	1,04	0,97	
	TRAIT	Modalità	F	p	Df	AKPS	MCFT	MGMC	MSMC	TPL	XLCP
	Modalità riproduttiva	gruppi uova endofitiche	8,96	0,00	6,00	0,68	3,09	0,34	0,50	5,05	2,72
	Forme di resistenza	diapausa,quiescenza	3,34	0,01	6,00	11,97	15,96	13,87	13,94	17,71	15,76
	Strategia di alimentazione	scrapers	2,45	0,03	6,00	27,26	28,61	29,62	29,56	23,64	26,33
	Distribuzione trasversale	canale principale	3,32	0,01	6,00	26,10	29,49	27,01	31,82	25,38	27,16
	Preferenze di microhabitat	roccia,massi,ciottoli	2,95	0,01	6,00	20,75	21,82	22,99	22,79	19,84	21,99

5 DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

Nonostante diversi studi abbiano approfondito lo studio della caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche nelle zone temperate (Statzner *et al.*, 2001; Usseglio-Polatera *et al.*, 2001; Lamoroux *et al.*, 2004; Archaimbault *et al.*, 2005), l'approccio funzionale allo studio della comunità macrobentonica nel territorio italiano risulta ancora poco sviluppato e limitato finora ai biotopi lagunari (Marchini & Occhipinti, 2004) ed alle piccole raccolte di acque lentiche (Bazzanti & Della Bella, 2004). Il presente lavoro di ricerca costituisce quindi uno dei primi esempi condotti in Italia di analisi, mediante l'utilizzo dei *trait* (Tachet *et al.*, 1991), della struttura funzionale della comunità macrobentonica degli ambienti lotici, in particolare di quella dei piccoli fiumi vulcanici della Toscana. Al fine di indagare l'adattamento delle caratteristiche autoecologiche della comunità macrobentonica al gradiente di variabilità spazio-temporale, in questa tesi è stata rivolta particolare attenzione all'analisi della distribuzione dei differenti aspetti ecologico-funzionali della comunità (strategia riproduttiva, organizzazione trofica, modalità di locomozione, etc.) tenendo in considerazione l'influenza della scala di osservazione, da quella di bacino a quella di microhabitat. Parallelamente all'analisi funzionale è stata inoltre condotta un'analisi tassonomica e strutturale, indagata mediante l'utilizzo di alcuni indici "storici" (indice di diversità di Shannon-Wiener, ASPT, $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$) e di un nuovo indice di natura multimetrica, lo STAR_ICM_i, messo a punto in funzione dell'implementazione della Direttiva Europea sulle Acque (WFD 2000/60/EC, CEC, 2000) e della valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua.

Lo svolgimento della presente ricerca ha reso possibile ampliare la comprensione di alcuni aspetti ecologico-funzionali scarsamente indagati in questa tipologia fluviale, oltre che una prima comparazione dei risultati ottenibili dai diversi approcci anche dal punto di vista della loro differente capacità di discernere gli impatti di origine antropica alle differenti scale spaziali indagate.

5.1 Pressioni agenti sulla tipologia indagata e loro influenza sui microhabitat fluviali

La tipologia fluviale indagata presenta quale più diffusa forma di impatto l'utilizzo del suolo per attività agricole, a cui sono spesso associati l'inquinamento chimico-fisico delle acque e l'alterazione idromorfologica, con conseguenze più o meno gravi sugli habitat fluviali.

Per quanto riguarda l'uso del suolo, in queste aree buona parte delle superfici produttive è destinata alla coltivazione di alberi da frutto (i.e. nocciuleti) che ricadono nella categoria di "agricoltura intensiva" corrispondenti cioè ad un elevato impatto potenziale per via dell'uso intensivo dei trattamenti ad esse associato. Dalla nostra ricerca emerge che la qualità chimico-fisica delle acque sicuramente risente dell'impatto proveniente da queste pratiche agricole, come dimostrato dal gradiente qualitativo osservato e dall'assenza di siti fluviali caratterizzati da parametri chimico-fisici corrispondenti ad un'ottima qualità delle acque, probabilmente imputabile alle concentrazioni relativamente alte di azoto nitrico in tutti i siti.

La *Coinertia-Analysis* (COIA) mostra in maniera chiara come l'uso agricolo del territorio, che agisce a scala di bacino, ha ripercussioni a tutte le scale indagate, da quella di tratto di 500m a quella locale, sulle caratteristiche idromorfologiche e sulla diversità, naturalità e composizione degli habitat fluviali.

Per quanto riguarda le alterazioni idromorfologiche, costituite essenzialmente da modifiche a carico delle sponde (risezionamenti), queste sono associate all'uso agricolo: ciò è probabilmente imputabile all'adiacenza dei siti indagati con campi coltivati e alla conseguente richiesta di terreno disponibile alle colture a scapito delle sponde fluviali e degli habitat acquatici. A conferma di ciò è l'associazione, risultata dalla COIA, tra naturalità di uso del suolo e diversi parametri che contribuiscono alla diversificazione dell'habitat fluviale quali diversità di tipo di flusso, diversità di substrato, vegetazione della sponda e copertura arborea. Per quanto riguarda la vegetazione spondale e la copertura arborea, è opportuno ricordare l'influenza che esse hanno, direttamente, sulla produzione primaria fluviale e sulla temperatura dell'acqua, ed indirettamente, sulle comunità macrobentoniche (Quinn *et al.*, 1994; Sponseller *et al.*, 2001).

Per quanto riguarda l'impatto derivante dall'uso agricolo e dall'alterazione idromorfologica sulla distribuzione e diversità dei microhabitat locali, la cui influenza sulla struttura e ricchezza delle comunità macrobentoniche è stata dimostrata in numerosi lavori (Beisel *et al.*, 1998; Kemp *et al.*, 1999; Sponseller *et al.*, 2001), in entrambi i mesohabitat è stato osservato che gli habitat presenti in ambienti integri, sono i substrati inorganici a granulometria medio-piccola e il detrito organico grossolano e legnoso. In queste condizioni i flussi dominanti sono quelli ad onde non frangenti e laminari nel *riffle*, e quelli laminari e non percettibili nella *pool*. Al contrario, e in accordo con i risultati di altri lavori (Kemp *et al.*, 1999; Lorenz *et al.*, 2004; Townsend *et al.*, 2004), l'utilizzo a scopi agricoli del territorio, e le conseguenti alterazioni idromorfologiche, sono associate sia alla diminuzione della diversificazione dei tipi di flusso e di substrati sia al cambiamento nella loro composizione: infatti in siti soggetti a questi impatti i substrati maggiormente presenti sono quelli a granulometria fine e molto fine, le macrofite emergenti radicate in alveo e le radici

sommerse di piante riparie. Per quanto riguarda i tipi di flusso maggiormente presenti nei siti con questo tipo di impatto, dominano quello ad onde rotte nel *riffle*, e quello ad onde non frangenti nella *pool*, ad indicare un aumento di velocità e turbolenza in questi siti. Precedenti studi hanno mostrato un effetto indiretto dell'aumento di velocità sulla comunità macrobentonica, con conseguente diminuzione di deposito di materiale organico grossolano che, costituendo una importante fonte alimentare per la comunità macrobentonica, ha a sua volta ripercussioni negative sulle abbondanze (Peckarsky & Penton, 1990). Per quanto riguarda le radici sommerse di piante riparie esse costituiscono un importante habitat per le biocenosi acquatiche (Harper *et al.*, 1999), e il loro aumento in zone ad uso agricolo piuttosto che in aree naturali (la presenza di radici sommerse di piante riparie è naturalmente rinvenibile in aree con sponde vegetate di ambienti integri), è probabilmente imputabile alla maggiore erosione ed alla conseguente maggiore disponibilità secondaria di radici sommerse in queste aree. Allo stesso modo, l'aumento di vegetazione macrofitica in alveo riscontrato in terreni di tipo agricolo può essere spiegata dal fatto che, in un tipo fluviale quale quello vulcanico naturalmente povero di vegetazione acquatica (§ Fig. 11), essa viene aumentata dall'apporto di nutrienti e dalla presenza di sponde disboscate (e dalla conseguente maggiore insolazione) presenti in tali ambienti.

5.2 Effetti delle pressioni di origine antropica sulla struttura tassonomica e funzionale della comunità macrobentonica

Mentre ancora si discute su cosa si intende per integrità ecologica (Norris R.H. & C.P. Hawkins, 2000; Boulton A.J., 2006) è generalmente accettata l'idea che la valutazione dello stato di salute dell'ecosistema fluviale necessita di studi comparativi volti ad indagare gli aspetti strutturali ed ecologico-funzionali delle biocenosi acquatiche e gli effetti che parametri abiotici di diversa natura esercitano su di esse.

Dalla nostra ricerca emergono chiare differenze circa la diversa abilità dell'approccio tassonomico e funzionale nel discriminare le differenti forme di impatto analizzate nel corso di questa tesi. Infatti nonostante la risposta simile di entrambi gli approcci nei confronti dei parametri indicatori della qualità chimico-fisica dell'acqua, si sono potute osservare differenze per quanto riguarda gli effetti delle altre pressioni agenti a macro-, meso- e micro-scala (uso del suolo, alterazione idromorfologica e composizione in microhabitat).

I coefficienti di correlazione di Spearman tra gli assi della CA e della FCA ed i parametri abiotici, mostrano come solamente l'approccio tassonomico sia in grado di discernere gli effetti

provenienti dall'uso del suolo e dalla struttura idromorfologica, mentre l'analisi funzionale sia maggiormente influenzata da parametri registrati a scala di microhabitat, come per es. la granulometria del substrato, la velocità di corrente e la profondità.

I risultati della CA eseguita sulle abbondanze dei taxa possono essere interpretati prendendo in considerazione entrambi gli assi perché essi mostrano un chiaro effetto ad arco e perché il secondo asse spiega più della metà della varianza spiegata dal primo (Fig. 19b). In questo caso infatti, il secondo asse sembra molto più importante nello spiegare l'ordinamento generale della struttura tassonomica piuttosto che l'ordinamento della struttura ecologico-funzionale. La distribuzione dei taxa riflette infatti il gradiente da siti di cattiva a siti di buona ed ottima qualità lungo il primo asse, e da siti caratterizzati da impatto da uso agricolo del suolo e da alterazione idromorfologica a siti caratterizzati da naturalità e diversità degli habitat fluviali lungo il secondo asse (Fig. 19).

Lungo il secondo asse della CA è infatti possibile distinguere i taxa sensibili alle alterazioni idromorfologiche da quelli tolleranti e che modificano le loro abbondanze in risposta alla naturalità e diversificazione degli habitat fluviali registrati a scala di tratto (500 m). Probabilmente la diminuzione di questi taxa (*Sialidae*, *Centroptilum*, *Paraleptophlebia*, *Cordulegaster*, Altri *Limnephilinae*, *Metalype*, *Nemoura*, *Habroleptoides*, *Habrophlebia*, *PTYCHOPTERIDAE*, *Hydroporus*, *Oulimnius*, *Silo*, *Ephemera*, *Polycentropus*, *Esolus*, *Tabanidae*, *Hydrocyphon*, *Wormaldia*, *Oecetis* ed *Ecdyonurus*) in siti privi di inquinamento dell'acqua, è legata alla diminuzione/scomparsa di habitat idonei conseguente all'alterazione idromorfologica. Infatti, la maggior parte dei taxa qui elencati risultano essere associati ad habitat particolari, la cui occorrenza viene influenzata dalle modificazioni nella struttura del canale e delle rive (e.g. aree di sabbia, presenza di particolato organico, presenza di radici sommerse) (Erba, 2005). Inoltre, precedenti studi hanno dimostrato che una diminuzione della diversificazione degli habitat deprime la ricchezza della comunità (Beisel *et al.*, 2000).

Dai risultati della FCA effettuati sui *trait-profile* è possibile osservare come il primo asse spieghi almeno 5 volte in più del secondo la varianza della struttura ecologico-funzionale osservata. In questo caso, quindi, la separazione lungo il secondo asse dei campioni di *riffle* da quelli di *pool* (Fig. 20d) è meno importante di quella operata dal gradiente di qualità chimico-fisico. Da ciò è possibile dedurre l'omogeneità funzionale dei siti caratterizzati da un certo stato di qualità ecologica, simili per quanto riguarda il profilo auto-ecologico in grado di garantire la sopravvivenza degli organismi soggetti a simili condizioni di qualità chimico-fisiche dell'acqua.

Per quanto riguarda l'ordinamento ottenuto lungo il primo asse, esso è coerente con i risultati ottenuti in diverse zone geografiche da precedenti lavori (Statzner *et al.*, 2001; Usseglio-Polatera *et al.*, 2001; Lamoroux *et al.*, 2004; Archaimbault *et al.*, 2005), confermando anche per la tipologia

fluviale indagata il possibile utilizzo dei *trait* nella definizione della qualità dello stato ecologico degli ambienti lotici. I parametri di qualità chimico-fisica dell'acqua determinano cambiamenti legati soprattutto al numero di generazioni per anno, alla modalità riproduttiva, alla strategia di alimentazione ed alla tipologia di locomozione. Dai coefficienti di correlazione di Spearman è possibile dedurre che siti con una scarsa qualità chimico-fisica dell'acqua siano caratterizzati da taxa che adottano una strategia riproduttiva di tipo "r" (ovvero basata sul potenziale riproduttivo: più di una generazione all'anno), che depongono gruppi di uova libere, con strategie alimentari di tipo detritivoro, filtratorio e parassita e fissati temporaneamente al substrato. Queste caratteristiche sono tipiche di organismi generalisti, adattati al maggiore apporto di particolato organico fine di origine antropica e che mostrano una maggiore attitudine nel difendersi dalle perturbazioni e nel recuperare le densità di popolazione precedenti il disturbo (popolazioni resilienti). Al contrario, in siti di buona qualità chimico-fisica dominano adattamenti quali strategia riproduttiva di tipo "K" (basata sull'adattamento e la sopravvivenza: una generazione all'anno), con deposizione di gruppi di uova endofitiche e di uova isolate fisse oppure con riproduzione asessuata, trituratori e perforatori, fissati permanentemente al substrato o che nuotano in superficie o che hanno capacità di volo. La maggior parte di queste caratteristiche sono tipiche di popolazioni di organismi specialisti, sensibili ai cambiamenti ed alle perturbazioni abiotiche e per questo caratterizzati da una bassa resilienza, tipiche, quindi, di ambienti più stabili.

Alcune caratteristiche emerse dalla ricerca effettuata non seguono lo schema e le previsioni del River Habitat Templet (RHT: Resh *et al.*, 1994; Townsend *et al.*, 1997): queste riguardano la presenza di riproduzione asessuata e le modalità locomotorie tramite nuoto in superficie e volo in siti di buono stato ecologico, caratteristiche tipiche di taxa adattati ad ambienti meno stabili e che per questo devono poter contare su questo tipo di strategie per la sopravvivenza. La presenza di caratteristiche ecologico-funzionali non sempre riconducibili a quanto previsto dallo schema del RHT è già stata osservata in precedenti studi (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000°; Lamoroux *et al.*, 2004) e conferma la contemporanea presenza in un singolo corso d'acqua, data dalla variabilità della risposta biologica individuale, di una miscela di strategie adattative e di stili di vita che, se da una parte aumentano la varietà intrinseca della comunità naturale, dall'altra rendono più difficoltosa l'interpretazione degli effetti dei disturbi di diversa natura.

I risultati degli ordinamenti sono confermati dai valori di coefficienti di Spearman calcolati tra le modalità dei *trait* e le pressioni ed i parametri ambientali registrati a diversa scala. Anche in questo caso è stato verificato che:

- rispetto alla struttura tassonomica, le caratteristiche autoecologiche della comunità macrobentonica osservate sono determinate in massima parte dal gradiente di qualità chimico-

fisico (e dal valore di LUI ad esso altamente correlato § Tab. 13) piuttosto che da quello idromorfologico;

- la struttura funzionale, piuttosto che la struttura tassonomica, è influenzata da caratteristiche registrate a scala di microhabitat quali la granulometria di substrato, la velocità di corrente e la profondità.

5.3 Effetti della qualità idromorfologica sulla distribuzione dei macroinvertebrati e delle caratteristiche funzionali a scala di microhabitat

I nostri risultati supportano l'evidenza, già messa in luce da diversi autori (Rabeni, 2000; Boyero, 2003), degli effetti gerarchici che la scala spaziale opera nello strutturare le caratteristiche biotiche e abiotiche dei sistemi ecologici. Le analisi svolte per esaminare l'impatto della struttura idromorfologica e dell'integrità degli habitat acquatici in relazione al potenziale biologico costituito dalla comunità macrobentonica, hanno indicato che le modalità riproduttive, le categorie trofiche e tutti i *trait* ecologici esaminati (e.g. distribuzione longitudinale, preferenza per microhabitat e di corrente e locomozione), sono risultati dei buoni indicatori di alterazione idromorfologica e della struttura degli habitat fluviali a scala di microhabitat. Il loro utilizzo, più che il solo approccio tassonomico, rende infatti possibile evidenziare il ruolo che la naturalità e la diversità degli habitat fluviali, in siti caratterizzati da un buono stato ecologico, hanno sugli "habitat funzionali" (Harper & Everard, 1998; Newson & Newson, 2000), su substrati diversi cioè dal punto di vista fisico ed in grado di supportare comunità differenti. Inoltre, il fatto che siti differenti dal punto di vista dell'integrità idromorfologica mostrino diverse relazioni habitat-*trait* riflette la complessità degli effetti della naturalità e diversità degli habitat sul macrobenthos e la molteplicità delle strategie sviluppate dagli organismi per l'adattamento alle condizioni locali.

Le ricerche fin qui effettuate per la definizione e la conferma del Functional Habitat Concept (Vannote *et al.*, 1980) hanno focalizzato l'attenzione solamente sull'influenza che gli habitat (definiti in termini fisici da caratteristiche quali granulometria del substrato, tipologia, etc.) hanno sulla distribuzione ed abbondanza della comunità macrobentonica che in essi vive (Kempton *et al.*, 1995; Buffagni *et al.*, 2000; Tickner *et al.*, 2000). Le conclusioni a cui giungono questi lavori sono in linea con quanto ottenuto dalle analisi qui effettuate sulla base della struttura di comunità, e cioè che alcuni habitat, i.e. sabbia e ghiaia, ospitano in generale una diversità tassonomica, un numero di

famiglie EPTD e una qualità ecologica complessivamente inferiori rispetto ad altre tipologie di substrato (macrofite, substrati inorganici di granulometria grande, media e piccola). L'importanza delle macrofite e del substrato inorganico a granulometria mista per la composizione e la struttura tassonomica dei macroinvertebrati nei sistemi acquatici lotici è stata già evidenziata da diversi autori (Barbour *et al.*, 1999; Storey & Lynas, 2007). Per quanto riguarda le macrofite, le differenze osservate in termini di composizione e struttura del macrobenthos possono essere spiegate dalla maggiore eterogeneità dell'habitat da esse costituito, che tende da un lato ad abbassare il tasso di predazione (O'Connell & Campbell, 1953; Gregg & Rose, 1985; Lombardo, 1997), e dall'altro ad aumentare la superficie colonizzabile a disposizione degli organismi (Gregg & Rose, 1985; Lombardo, 1997; Linhart *et al.*, 2002). Le macrofite infine creano delle condizioni favorevoli per la maggior parte dei macroinvertebrati anche attraverso la riduzione dei movimenti dell'acqua (Schramm & Jirka, 1989) e il rilascio di ossigeno dalle radici e dalle foglie (Carpenter *et al.*, 1983).

La differenza osservata nella composizione e struttura dei macroinvertebrati nei substrati a granulometria mista (massi, pietre e ciottoli) piuttosto che nella sabbia e ghiaia è spiegabile dal fatto che quegli habitat costituiscono un substrato per il periphyton e gli organismi che prediligono questa come fonte alimentare sono stati infatti reperiti in questo studio con abbondanze maggiori in essi, come ad esempio gli *scrapers* (Efemerotteri, Gasteropodi). Per quanto riguarda questi substrati, nel *riffle* è stato osservato che essi forniscono stabilità all'habitat, stabilità assicurata dalle condizioni idrologiche in grado di rifornire l'habitat anche di cibo ed ossigeno (Barbour *et al.*, 1999).

L'approccio funzionale più che quello tassonomico ha reso possibile la comprensione dei processi ecosistemici: in questa ricerca infatti entrambi gli approcci hanno evidenziato come la sabbia-ghiaia sia un substrato relativamente più povero di altri, mentre solamente con quello funzionale siamo stati in grado di conoscere quali caratteristiche autoecologiche contraddistinguono gli organismi che abitano questo substrato: questi sono caratterizzati da taglie del corpo grandi (> 4 cm) e che, grazie alla locomozione di tipo fossorio, possono muoversi agilmente tra i sedimenti fini in habitat caratterizzati da corrente debole o nulla. Simili adattamenti alle condizioni locali di habitat sono stati osservati per gli ambienti fluviali anche da Lamoroux *et al.* (2004).

Una possibile spiegazione della differente distribuzione delle caratteristiche funzionali tra microhabitat in funzione della qualità idromorfologica potrebbe essere dovuta al fatto che in condizioni peggiori sotto questo punto di vista, gli organismi hanno una maggiore difficoltà nel raggiungere particolari habitat, perché non in grado di controllare appieno i loro spostamenti e per la maggiore probabilità di incontrare *patch* di habitat sfavorevoli durante il tragitto.

Inoltre, la minore naturalità della struttura idromorfologica potrebbe comportare difficoltà maggiori per es. nella competizione tra taxa adattati ad uno stesso habitat (Hemphill, 1988), nella fuga dai predatori (Teague *et al.*, 1985), durante i cambiamenti cruciali che avvengono in particolari momenti della crescita (Statzner, 1981), tutti aspetti che a loro volta possono interferire sulla distribuzione degli organismi tra i microhabitat.

Nei siti caratterizzati da una maggiore naturalità idromorfologica è stata osservata l'influenza del tipo di habitat su caratteristiche quali la strategia di alimentazione ed il tipo di locomozione (che per il macrobenthos in alcuni casi corrisponde al mantenimento della posizione in opposizione alla direzione della corrente), entrambe caratteristiche correlate al procacciamento del cibo. Infatti, gli organismi di grande taglia che preferiscono la roccia ed i massi, adattati ad elevate velocità di corrente e che si alimentano del periphyton presente sul substrato sono spesso dotati di strutture adesive o di astucci per attaccarsi a queste superfici. Infatti, il maggior numero di organismi trovati su macro- e meso-lithal in grado di aderire, seppur temporaneamente, ai substrati è il frutto di un adattamento indispensabile per sopravvivere in questo habitat perchè riduce le probabilità di *drift* per esempio durante il pasto (raschiamento del periphyton). Al contrario l'habitus fossorio degli organismi che prediligono i substrati fini, è il risultato dell'adattamento ad un ambiente in cui lo sviluppo di caratteristiche per resistere alla corrente equivarrebbe ad uno spreco di energie e risorse.

La distribuzione spaziale di organismi con determinate strategie alimentari è influenzata anche dalla distribuzione della risorsa trofica: la ghiaia-sabbia ospita un maggior numero di organismi che si alimentano tramite assorbimento attraverso il tegumento, nicchia alimentare realizzata grazie alla maggiore disponibilità di una risorsa trofica quale la materia organica fine che si accumula facilmente in tali ambienti, caratterizzati generalmente da acque ferme e profonde (Vannote *et al.*, 1980). Allo stesso modo, la presenza di un maggior numero di predatori nelle radici sommerse (TPL) può essere spiegato dal fatto che, essendo le TPL un habitat rifugio adatto ad ospitare specie particolari (Harper *et al.*, 1999), esso venga colonizzato anche dai predatori che hanno qui una sicura fonte di cibo. Inoltre un'altra risorsa disponibile per i predatori nelle TPL è data anche dal grande numero di organismi che prediligono questo habitat per deporre le loro uova all'interno di tessuti vegetali.

In questa ricerca, in quei siti caratterizzati da elevata naturalità idromorfologica, sono state osservate associazioni anche tra alcune modalità di deposizione delle uova ed alcuni habitat: tuttavia si è deciso di non approfondire l'interpretazione di queste associazioni perché esse coinvolgono gli stadi adulti che posseggono caratteristiche ecologico-funzionali diverse da quelle degli stadi larvali analizzate in questa tesi.

5.4 Considerazioni conclusive

I risultati più rilevanti che emergono dai dati raccolti e dalle analisi effettuate possono essere così sintetizzati:

le ripercussioni delle diffuse pratiche agricole che caratterizzano il territorio analizzato sono rinvenibili a tutte le scale analizzate, da quella di tratto di 500m a quella locale, sulle caratteristiche idromorfologiche e sulla diversità, naturalità e composizione degli habitat fluviali, nonché sulla qualità chimico-fisica delle acque;

- le ripercussioni a carico della struttura idromorfologica fluviale sono essenzialmente riconducibili a risezionamenti a carico delle sponde e sono associate alla perdita ed alterazione degli habitat fluviali (substrati e tipi di flusso) naturalmente rinvenibili nella tipologia fluviale indagata;
- gli approcci di analisi allo studio della comunità macrobentonica, di tipo strutturale ed ecologico-funzionale, discriminano diverse forme di impatto antropico: infatti nonostante la risposta simile di entrambi gli approcci nei confronti dei parametri indicatori della qualità chimico-fisica dell'acqua, si sono potute osservare differenze per quanto riguarda gli effetti delle altre pressioni agenti a macro-, meso- e micro-scala (uso del suolo, alterazione idromorfologica e composizione in microhabitat);
- i risultati che riguardano la risposta della struttura funzionale della comunità macrobentonica della Tuscia al gradiente di qualità chimico-fisico dell'acqua sono coerenti con quelli ottenuti in diverse zone geografiche da precedenti lavori, confermando anche per la tipologia fluviale indagata il possibile utilizzo dei *trait* nella definizione della qualità dello stato ecologico degli ambienti lotici;
- i *trait* ecologici (e.g. distribuzione longitudinale, preferenza per microhabitat e di corrente e locomozione), le strategie riproduttive e le categorie trofiche sono risultati dei buoni indicatori di alterazione idromorfologica e della struttura degli habitat fluviali a scala di microhabitat. Il loro utilizzo, più che il solo approccio tassonomico, ha reso infatti possibile evidenziare il ruolo che la naturalità e la diversità degli habitat fluviali, in siti caratterizzati da un buono stato ecologico, hanno sugli “habitat funzionali”.

6 BIBLIOGRAFIA

- Allan J.D., 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, London.
- APAT & CNR-IRSA, 2003. Metodi analitici per le acque. *Manuali e linee guida* **29**, 1153 pp.
- Archaimbault V., Usseglio-Polatera P. & J. Vanden Bossche, 2005. Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia* **551**: 171-182.
- Armitage P.D. & I. Pardo, 1995. Impact assessment of regulation of the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitats. *Regulated Rivers: Research & Management* **10**: 147-158.
- Armitage D., Moss D., Wright J.F. & M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resources* **17**: 333-347.
- Bady P., Dolédec S., Dumont B. & J.F. Fruget, 2004. Multiple co-inertia analysis: a tool for assessing synchrony in the temporal variability of aquatic communities. *Comptes Rendus Biologies* **327(1)**: 29-36.
- Baiocchi A., 2007. Interazioni tra acque sotterranee e superficiali e problematiche connesse con la determinazione del deflusso minimo vitale: i casi dei fiumi Marta e Mignone (Lazio). Tesi di Dottorato in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche – XIX ciclo, Università degli Studi della Toscana.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & J.B. Stribling, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-b-99-002. U.S. *Environment Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.*
- Bazzanti M. & V. Della Bella, 2004. Functional feeding and habitat organization of macroinvertebrate communities in permanent and temporary ponds in central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* **19(3)**: 493-497.
- Bêche L.A., McElravy E.P. & V.H. Resh, 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology* **51**: 56-75.
- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. & J.C. Moreteau, 2000. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* **389**: 73-88.

- Belfiore C & A. Buffagni, 2009. MacrOper.ICM 1.1: un software per la classificazione dei fiumi italiani per la WFD sulla base dei macroinvertebrati bentonici. Breve guida per l'utente. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici* (in press.).
- Belfiore C., 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR Eds. 113 pp., Stamperia Valdonega, Verona.
- Benfield E.F., 2006. Decomposition of leaf material. In: *Methods in stream ecology*. F. R. Hauer & G. A. Lamberti (Eds.). Academic Press, Elsevier.
- Bonada N., Rieradevall M. & N. Prat, 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* **589**: 91-106.
- Bonada N., Prat N., Resh V. H. & B. Statzner, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* **51**: 495-523.
- Borri D., Concilio G. & E. Conte, 1998. A fuzzy approach for modelling knowledge environmental systems evaluation. *Computational Environmental And Urban Systems* **22(3)**: 299-313.
- Boulton A.J., 2006. River Ecosystem Health Down Under: Assessing Ecological Condition in Riverine Groundwater Zones in Australia. *Ecosystem Health* **6(2)**: 108-118.
- Boyero L., 2003. Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research* **18(4)**: 365-379.
- Bremner J., Rogers S.I. & C.L.J. Frid, 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* **6(3)**: 609-622.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I. & S. Williams, 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* **50**: 331-344.
- Brusca R.C. & G.J. Brusca, 1996. *Invertebrati*. Zanichelli Eds.: 1008 pp. - Bologna.
- Buffagni A. & C. Belfiore, 2007. ICMeasy 1.2: A Software for the Intercalibration Common Metrics and Index easy calculation. User guide. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici*, **1(Marzo)**: 101-114.
- Buffagni A. & S. Erba, 2007a. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/CE (WFD) – Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. *IRSA_CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Istituto di Ricerca sulle Acque* **1**: 2-27.
- Buffagni A. & S. Erba, 2007b. Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/CE (WFD): l'indice STAR_ICMi. *IRSA_CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Istituto di Ricerca sulle Acque* **1(Marzo)**: 94-100.

- Buffagni A., Erba S., Cazzola M. & J.L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* **516**: 313–329.
- Buffagni A. & S. Erba 2002. Guidance for the assessment of hydro-morphological features of river within the STAR project. <http://www.eu-star.at/pdf/HydromorphologyGuidance.pdf>. 20+18 pp.
- Buffagni A. & J.L. Kemp, 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of the River Habitat Survey (RHS) in South European Rivers. *Journal of Limnology* **61(2)**: 199-214.
- Buffagni A., Kemp J., Erba S., Belfiore C., Hering D. & O. Mogg, 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM Project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). *Journal of Limnology* **60(1)**: 39-48.
- Buffagni A., Crosa G.A., Harper D.M. & J.L. Kemp, 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia* **435**: 213–225.
- Buffagni A. & E.R. Comin, 2000. Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia* **422/423**: 183–195.
- Cajo J.F. & P.F.M. Verdonschot, 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science* **57(3)**: 255-289.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A. & S. Ruffo, 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. 1°*. Provincia Autonoma di Trento: 356 pp.
- Carchini G., 1983. Odonati (Odonata). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR Eds. 100 pp., Stamperia Valdonega, Verona.
- Carpenter S.R., Elser J.J. & K.M. Olson, 1983. Effects of roots of *Myriophyllum verticillatum* L. on sediment redox conditions. *Acquatic Botany* **17**: 243-249.
- Casentino D., Parotto, M. & A. Praturlon, 1993. *Guide geologiche regionali del Lazio*. BE-MA editrice, Roma: 50-64.
- CEC, 2000. Council of European Communities Directive 2000/60/CE of the 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* **L327 (22.12.2000)**: 1-72.
- Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P. & B. Dumont, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* **43**: 277-296.
- Chavas J.-P., 2000. Ecosystem valuation under uncertainty and irreversibility. *Ecosystems* **3**: 11-15.

- Chessel D., Dufour A.B. & J. Thioulouse, 2004. The Ade-4 package-I: One-table methods. *RNews* **4(1)**: 5-10.
- Charvet S., Roger M.C., Faessel B. & M. Lafont, 1998. Biomonitoring of freshwater ecosystems by the use of biological traits. *Annales de Limnologie–International Journal of Limnology* **34**: 455–464.
- Chevenet F., Dolédec S. & D. Chessel, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**: 295-309.
- Consiglio C., 1980. Plecotteri (Plecoptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR Eds. 155 pp., Stamperia Valdonega, Verona.
- Cummins K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* **18**: 183-207.
- Cummins K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* **24**: 631-641.
- Cummins K.W., 1994. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. In: *Biological monitoring of aquatic systems*. Ed. Loeb S. L. & A. Spacie. Pp.: 155-169.
- Cummins K.W. & M.J. Klug, 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecological Systematic* **10**: 147-172.
- Cummins K.W., Wilzbach M.A., Gares D.M., Perry J. B. & W.B. Taliaferro, 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* **39(1)**: 24-30.
- Díaz A.M., Alonso M.L.S. & M.R.V. Gutiérrez, 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchments: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology* **53(1)**: 1-21.
- Dolédec S. & D. Chessel, 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* **31**: 277-294.
- Dolédec S. & D. Chessel, 1991. Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences. *Advances in Ecology* **1**: 133-155.
- Dolédec S., Statzner B. & M. Bournard, 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* **42**: 737-758.
- Dolédec S., Olivier J.M. & B. Statzner, 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie* **148**: 25-43.
- Dolédec S., Phillips N., Scarsbrook M., Riley R.H. & C.R. Townsend, 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining land use effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* **25(1)**: 44-60.

- Dolédec S., Chessel D., ter Braak C.J.F. & S. Champely, 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* **2**: 143-166.
- Dray S., Chessel D. & J. Thioulouse, 2003. Co-inertia analysis and the linking of ecological tables. *Ecology* **84**(11): 3078–3089.
- Dray S., Dufour A.B. & D. Chessel, 2007. The Ade-4 package-II: two-table and K-table methods. *Rnews* **7**(2): 47-52.
- Franquet E., Dolédec S. & D. Chessel, 1995. Using multivariate analyses for separating spatial and temporal effects within species-environment relationships. *Hydrobiologia* **300/301**: 425-431.
- Enea M. & G. Salemi, 2001. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling* **135**: 131-147.
- Erba S., 2005. Fauna macrobentonica e habitat fluviali: aspetti autoecologici e integrazione tra metodologie di habitat *assessment* e di biomonitoraggio nella valutazione dell'integrità ecologica degli ecosistemi fluviali. Università degli Studi di Milano, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Dipartimento Di Biologia. Tesi di dottorato di ricerca in Biologia Animale ciclo XVII.
- Forni G. & M. Castellazzi, 2007. Diversità strutturale e tassonomica a confronto in comunità macrobentoniche di fondi incoerenti del Nord Adriatico. *Studi Trentini di Scienze Naturali – Acta Biologica* **83**: 65-70.
- Friday L.E., 1987. The diversity of macro invertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biology* **18**: 87-104.
- Ghetti P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia autonoma di Trento, pp. 222.
- Goodall D.W., 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* **2**: 304–324.
- Gregg, W.W. & F.L. Rose, 1985. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* **128**: 45–46.
- Haibach A., Scholl F., König B. & F. Köhmann, 2004. Use of biological traits for interpreting relationships in large rivers. *Limnologia* **34**: 451-459.
- Harper D. & M. Everard, 1998. Why should the habitat level approach underpin holistic river survey and management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**: 395–413.

- Harper D.M., Ebrahimnezhad M., Taylor E., Dickinson S., Decamp O., Verniers G. & T. Balbi, 1999. A catchmentscale approach to the physical restoration of lowland UK rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **9**: 141-157.
- Harper D.M., Kemp J.L., Vogel B. & M.D. Newson, 2000. Towards the assessment of 'ecological integrity' in running waters of the United Kingdom. *Hydrobiologia* **422/423**: 133-142.
- Heino J., Louhi P. & T. Muotka, 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology* **49**: 1230-1239.
- Hemphill N., 1988. Competition between two stream dwelling filter-feeders, *Hydropsyche oslari* and *Simulium virgatum*. *Oecologia* **77**: 73-80.
- Heo M. & K.R. Gabriel, 1997. A permutation test of association between configurations by means of the RV coefficient. *Statistics - Simulation and Computation* **27**: 843-856.
- Hering D., Moog O., Sandin L. & P.F.M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* **516(1-3)**: 1-20.
- Hering D., Buffagni A., Moog O., Sandin L., Sommerhäuser M., Stubauer I., Feld C., Johnson R. K., Pinto P., Skoulidakis N., Verdonschot P.F.M. & S. Zahradková, 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. *Hydrobiologia*. **88**: 345-361.
- Hill M. O., 1973. Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* **61**: 237-249.
- Holmes S., 2006. Multivariate Analysis: the French Way. In: Nolan D. & T. Speed (eds.), *Festschrift for David Freedman*, IMS, Beachwood, OH.
- IRSA-CNR, 2005. Il River Habitat Survey Sud Europeo: principi e schede di applicazione. *Notiziario dei Metodi Analitici, Istituto di Ricerca sulle Acque* **14(2)**: 32-46.
- IRSA-CNR, 2006. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della Direttiva 2000/60/EC. *Notiziario dei Metodi Analitici, Istituto di Ricerca sulle Acque* **1**: 2-19.
- Italia, 2008. *Decreto 16 giugno 2008, n. 131*: Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto. *Gazzetta Ufficiale* **187** del 11/08/2008 - Supplemento ordinario n° 189.
- Italia, 2006. *Decreto 3 aprile 2006, n°152*: Norme in materia ambientale.

- Italia, 1999. *Decreto 11 maggio 1999, n°152*. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- Italia, 1994. *Decreto 19 settembre 1994, n°626*. Attuazione delle direttive 89/391/CEE, 89/654/CEE, 89/655/CEE, 89/656/CEE, 90/269/CEE, 90/270/CEE, 90/394/CEE, 90/679/CEE, 93/88/CEE, 95/63/CE, 97/42/CE, 98/24/CE, 99/38/CE, 99/92/CE, 2001/45/CE, 2003/10/CE, 2003/18/CE e 2004/40/CE riguardanti il miglioramento della sicurezza e della salute dei lavoratori durante il lavoro. *Gazzetta Ufficiale* **265** del 12/11/94 - Supplemento ordinario n° 141.
- Karr J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* **41**: 221-234.
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R. & I.J. Schlosser, 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Special Publication* **5**.
- Kemp J.L., Harper D.M. & G.A. Crosa, 1999. Use of “functional habitats” to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **9(1)**: 159-178.
- Kruskal W.H. & W.A. Wallis, 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* **47(260)**: 583–621.
- Lamberti G. A., Femminella J. W. & C. M. Pringle, 2006. Primary producer – consumer interaction. In: *Methods in stream ecology*. F.R. Hauer & G.A. Lamberti (Eds.). Academic Press, Elsevier.
- Lamouroux N., Dolédec S. & S. Gayraud, 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of North American Benthological Society* **23(3)**: 449-466.
- Lancaster J. & A.G. Hildrew, 1993. Characterizing in stream flow refugia. *Canadian Journal of Aquatic Sciences* **50**: 1663-1675.
- Legendre P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier - Amsterdam, 1998.
- Lepš J., de Bello F., Lavorel S. & S. Berman, 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* **78**: 481–501.
- Linhart J., Vlc̣kova' S. & V. Uví'ra, 2002. Bryophytes as a special mesohabitat for meiofauna in a rip-rapped channel. *River Research and Applications* **18**: 321–330.
- Lombardo P., 1997. Predation by *Enallagma* nymphs (Odonata, Zygoptera) under different conditions of spatial heterogeneity. *Hydrobiologia* **356**: 1–9.

- Lorenz A., Hering D., Feld C. & P. Rolauffs, 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* **516(1)**: 107-127.
- Maddok I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* **41**: 373-391.
- Marchini A., Munari C. & M. Mistri, 2008. Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using Biological Traits Analysis (BTA). *Marine Pollution Bulletin* **56(6)**: 1076-1085.
- Marchini A. & Occhipinti-Ambrogi A., 2004. La comunità macrobentonica della Sacca di Goro (Adriatico Settentrionale) analizzata mediante un modello a logica fuzzy. *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia* **17**: 71-80
- Marchini A., 2004. Logica Fuzzy: prospettive di applicazione nella ricerca ecologica. In: Casagrandi R. & P. Melià (Eds.), *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Aracne, Roma
- Merritt R.W. & K.W. Cummins, 2006. Trophic relationships of macroinvertebrates. In: *Methods in stream ecology*. Hauer F.R. & G.A. Lamberti (Eds.). Academic Press, Elsevier.
- Metcalf-Smith J.L., 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In *The River Handbook*. Calow P. & Petts G.E. (Ed) Blackwell Scientific Publication. Oxford **2**: 144-170.
- Moretti G., 1983. Tricotteri (Trichoptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR Eds. 155 pp., Stamperia Valdonega, Verona.
- Muhar S. & M. Jungwirth, 1998. Habitat integrity of running waters-assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia* **386**: 195-202.
- Mykrä H., Heino J. & T. Muotka, 2004. Variability of Lotic Macroinvertebrate Assemblages and Stream Habitat Characteristics Across Hierarchical Landscape Classifications. *Environmental Management* **34(3)**: 341-352.
- Newson M.D. & C.L. Newson, 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: Mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography* **24**: 195-217.
- O'Connell T.R. & R.S. Campbell, 1953. The benthos of Black River and Clearwater Lake, Missouri. *The University of Missouri Studies* **26**: 25-41 & C.P. Hawkins, 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia* **435 (1-3)**: 5-17.
- Pace G., Barile M., Andreani P., Buffagni A., Erba S., Mancini L. & C. Belfiore, 2008. Valutazione della qualità ecologica dei piccoli fiumi vulcanici dell'Italia centrale in accordo con la WFD 2000/60/CE: dati preliminari sui macroinvertebrati. *Abstract Volume Convegno "Acque interne in Italia: uomo e natura"*, *Accademia dei Lincei*: 303-308..

- Paganelli D., Sconfietti R., Marchini A. & P. Casarini, 2007. Caratterizzazione dei principali corsi d'acqua pavesi sulla base del ruolo funzionale della comunità macrobentonica. *Studi Trentini di Scienze Naturali – Acta Biologica* **83**: 193-198.
- Pardo I. & P.D. Armitage, 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* **344**: 111–128.
- Peckarsky B.L. & M.A. Penton, 1990. Effects of enclosure on stream microhabitat and invertebrate community structure. *Journal of the North American Benthological Society* **9**: 249–261.
- Petchey O.L. & K.J. Gaston, 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* **5**: 402-411.
- Poff N.L., 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream. *Ecology Journal of the North American Benthological Society* **16(2)**: 391-409.
- Poff N.L., Olden J.D., Vieira N.K.M., Finn D.S., Simmons M.P. & B.C. Kondratieff, 2006. Functional trait niches of North American lotic insects—Trait-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* **25(4)**: 730-755.
- Power M.E., Stout R.J., Cushing C.E., Harper P.P., Hauer F.R., Matthews W.J., Moyle P.B., Statzner B. & I.R. Wais de Badgen, 1988. Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 456-479.
- Purvis A. & Hector A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* **405**: 212-219.
- Quinn J.M., Steele G.L., Hickey C.W. & M.L. Vickers, 1994. Upper thermal tolerances of twelve common New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **28**: 391-397.
- R Development Core Team, 2007. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rabeni C.F., 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. *Hydrobiologia* **422/423**: 245–256.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Naura M. & F.H. Dawson, 2000. Using river habitat survey for environmental assessment and catchment planning in the U.K. *Hydrobiologia* **422-423(0)**: 359-367.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H. & M. Everard, 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8(4)**: 477-499.

- Rawer-Jost, Zenker A. & J. Bohmer 2004. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnologica* **34**: 390-397.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & R. Wissmar, 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 433-455.
- Resh V.H., Hildrew A.G., Statzner B. & C.R. Townsend, 1994. Theoretical habitat templets, species traits and species richness: a synthesis of long-term research on the Upper Rhone River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology* **31**: 539-554.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.B. & G.E. Host, 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* **37**: 219-230.
- Rivosecchi L., 1978. Simuliidi (Diptera: Simuliidae). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR Eds. 155 pp., Stamperia Valdonega, Verona.
- Robert P. & Y. Escoufier, 1976. A unifying tool for linear multivariate statistical methods: the *RV* coefficient. *Journal of Applied Statistics* **25**: 257-265.
- Salski A., Franzle O. & P. Kandzia, 1996. Introduction to the spatial issue "Fuzzy Logic in Ecological Modelling". *Ecological Modelling* **85**: 1-2.
- Sansoni G., 1998. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, 191 pp.
- Santoul F., Cayrou J., Mastrorillo S. & R. Cereghino, 2005. Spatial patterns of the biological traits of freshwater fish communities in South-West France. *Journal Of Fish Biology* **66(2)**: 301-314.
- Sârbu C. & H.F. Pop, 2005. Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis. A case study: the quality of Danube water (1985–1996). *Talanta* **65(5)**: 1215-1220.
- Sedell J.R., Reeves G.H., Hauer F.R., Stanford J.A & C.P. Hawkins, 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* **14**: 711-724.
- Schramm H.L. & K.J. Jirka, 1989. Effects of aquatic macrophytes on benthic macroinvertebrates in two Florida lakes. *Journal Of Freshwater Ecol* **5**: 1-12.
- Shimatami K., 2001. On the measurement of species diversity incorporating specie differences. *Oikos* **93**: 135-147.
- Silvert W., 2000. Fuzzy indices of environmental conditions. *Ecological Modelling* **130**: 111-119.
- Southwood T.R.E., 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos* **52**: 3-18.
- Sponselle R. A., Benfield E. F. & H. M. Valett, 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**: 1409- 1424.

- Storey A.W. & J. Lynas, 2007. Application of the functional habitat concept to the regulated Lower Ord River, Western Australia, Part I, macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* **592**: 499-512.
- Statzner B., 1988. Growth and Reynolds number of lotic macroinvertebrates: a problem for adaptation of shape to drag. *Oikos* **51**:84–87.
- Statzner B., Hoppenhaus K., Arens M.F. & P. Richoux, 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology* **38**: 109-135.
- Statzner B., Hildrew A.G. & V.H. Resh, 2001a. Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology* **46**: 291-316.
- Statzner B., Bis B., Dolédec S. & P. Usseglio-Polatera, 2001b. Perspective for biomonitoring at large spatial scale: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic Applied Ecology* **2**(1): 73-85.
- Statzner B. & B. Moss, 2004. Linking ecological function, biodiversity and habitat : a mini-review focusing on older ecological literature. *Basic and Applied Ecology* **5**: 97-106.
- Statzner B., Bady P., Dolédec S. & F. Scholl, 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* **50**: 2136-2161.
- Storey A.W. & J. Lynas. Application of the functional habitat concept to the regulated Lower Ord River, Western Australia, Part I, macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* **592**: 499-512.
- Tachet H., Usseglio-Polatera P. & C. Roux, 1994. Theoretical habitat templates, species traits and species richness: Trichoptera in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**: 397-415.
- Tachet H., Bournaud M. & P. Richoux, 1991. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces: systématique élémentaire et aperçu écologique*. Université Lyon I & Association Française de Limnologie (eds.), CRDP; Lyon, 155 pp.
- Teague S.A., Knight A.W. & B.N. Teague, 1985. Stream microhabitat selectivity, resource partitioning, and niche shifts in grazing caddisfly larvae. *Hydrobiologia* **128**: 3–12.
- ter Braak C.J.F. & P.F.M. Verdonschot, 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* **57**: 255-289.
- ter Braak C.J.F., 1987. Ordination. In: *Data Analysis in Community Ecology*. Jongman R.H, Ter Braak C.J.F. and Van Tongeren (Ed). Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 91-103.

- ter Braak C.J.F. & I.C. Prentice, 1988. A theory of Gradient Analysis. *Advances in Ecological Research* **18**: 271-317.
- Thioulouse J., Chessel D. & S. Champely, 1995. Multivariate analysis of spatial patterns: a unified approach to local and global structures. *Environmental and Ecological Statistics* **2**: 1-14.
- Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. & J.M. Olivier, 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* **7**: 75-83.
- Thioulouse J. & S. Dray, 2007. Interactive multivariate data analysis in R with the Ade4 and Ade4TkGUI packages. *Journal of Statistical Software* **22(5)**: 1-14.
- Tomanova S. & P. Usseglio-Polatera, 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental And Applied Limnology*, **170(3)**: 243-255.
- Townsend C.R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 36-50.
- Townsend C.R. & A.G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* **31**: 265-275.
- Townsend C.R., Dolédec S. & M. Scarsbrook, 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* **37(2)**: 367-387.
- Townsend C., Downes B.J., Peacock K. & C.J. Arbuckle, 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams *Freshwater Biology* **49(4)**: 448-462.
- Usseglio-Polatera P., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**: 417-437.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. & H. Tachet, 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* **43(2)**: 175-205.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. & H. Tachet, 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait database? *Hydrobiologia* **422/423**: 153-162.
- Usseglio-Polatera P., Richoux P., Bournaud M. & H. Tachet, 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie*: **139(1)**: 53-83.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., & C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Fishing Aquatic Science* **32**: 130-137.

- Zadeh L. A., 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* **8**: 338-353.
- Whittaker R. H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews* **49**: 207-264.
- Williams D.D., 1980. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnol. Oceanogr.* **25**: 166–172.

Software e web

Microsoft Access

Microsoft Exel

R 2.2.0 (<http://www.R-project.org>) e libreria (per questa versione) “Ade4”

Grass 6.0 (<http://grass.itc.it/>)

Qgis 1.0 (<http://www.qgis.org/>)

APPENDICE 1. Affinità dei 75 *taxa* utilizzati nelle analisi per le modalità dei trait indagati. Per ID_ *taxon* si veda Tabella19.

TRAIT	Modalità	ID_ taxon																																								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	29	28	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	
1) Taglia massima (mm)	0 - 0.25																																								2	
	2.5 - 5	1		2	2	2						3						3									3				2	3			3	2						
	5 -10	3	3	3	3	3	1	1			3		1		1	3	3		3				1			3		2		2		3	1	3					1	3	3	
	10 - 20	1	1				3	3	3	2	1		2	1	3	1	1				3			3			3					1	3	3					3			
	20 - 40						1	2		2				3	3						3	3	2	3						3							3				3	
	40 - 80														1																							2				
>80																																										
2) Durata del ciclo vitale	< 1 anno	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	1		2	3	1	3	1	3	3	1	1	3	3	3	3	3	3		1	1	3	3	3	1	1	2	1	3		3	
	> 1 anno			1					1	3	1	3	3	2				3		1	3	3	2	1		1	1	1	3	3	3	1	1		3	3	3	3		3		
3) Numero di gener./anno	<1								1		1			1							1	3	1	1		1		2	3				1				1	2		3		
	1	1	2	2	3	1	2	1	3		3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	1	3	1	2	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		3
>1	3	3	3	3	3	2	3		3					2	1				1	3			1				3	1				1	2		1		1					
4) Stadio acquatico	uova	1	3	2		3	3		3	3	3	3	3	3	1	2	3	3	3	3	3	3	3	3		3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	2	3	2	3	3
	larve	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		3	2	3	3	3	3		
	ninfe	3		3	3		3	3						2									3					3				3	3				2		2	3	3	
	adulti									3		2	3						2		3	2					3				2	2			3	3						
5) Modalità riproduttiva	ovovivipara				1			1		3											3						3															
	uova isolate libere			1		1		2								1			1						1	1				1							3					
	uova isolate fisse		1			2				3				1		3		3							3	2			3									1				
	gruppi uova cementate	2	3	3	1		3	1	3		3	2		3	1		3				3	1				3			3			3	3	3				2	3	3	3	
	gruppi uova libere	1		1	3			3															1																1			
	gruppi uova endofitiche													3						1																						
	gruppi uova su terra	2		1																						3						3			3	3	1		1			
	asessuata												2																													
6) Modalità di dispersione	acquatica passiva	2	3	2	1	2	3	2	3	3	2	2		2	3	1	2	2	2	3	1	1	3		1	3	3	2	2	2		1	1	2	2	2		2	3	1	1	
	acquatica attiva	1	2	2	1	1	2	1	1	2	2	1	2	1	1	1	2	1	3		1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	
	aerea passiva	1	1	3	3	1	1	3	1										1		1	1		1	1	2	1					1	1	1					1	1		
	aerea attiva	1	3	1	1	1	3	1	3		1	2		2	2	1	1	2	3			3	2	1	1	3		1	3	3	3	2	2		3	3	1	2		1	3	
	uova, gemmale, statoblasti		2	1		2		2		1					1		1		2				2	1		2	1			3								2				
7) Forme di resistenza	bozzoli												2									3																2				
	diapausa o quiescenza			1	1	1		1	1					2				1		1	2		3	2		1	2	1	1					1				1	2		1	
	nessuna	3	2		3	2	3	3	2	3	3	3	1	2	3	2	3	3	1	2			3	3	1	2		3		3	3	3	3	2	3	3	2	1		3	3	
	sedimenti fini e microorgan.				1	1		1																			1															
	FPOM (detrito<1 mm)	2	2	3	4	4	2	5	2	1	1	1			1	1	1	1	1	1		3	1		1	2						1		1	1	2		3	3			
	CPOM (detrito>1 mm)		2		1	2	1		3	5	1					3	2		1	3		2	1		3	2	4	3			3	4	1	2		4				3		
	microfite (vive)	4	5	1	2	1	3	2	2	2	2	3			2	1	1	3	4	1		1	1		3	3	2	1			3	1	3	5	3	3	2	2	4	3		
	macrofite (vive)	1	1			1		2		1	2								3	1							1	3	2				1	2			2				3	
animali morti >1 mm		1			1				2	1					1						2						1	3	2								2					
microinvertebrati vivi	1		1			3	1		2						4				1		1	2	1					1		1		3				1	1	1		1		
macroinvertebrati vivi						1	1		1				3	5	2	5					3		5	5				1	5	3		4				2	4			2		
vertebrati																																										
9) Strategia di alimentaz.	assorbimento attrav. tegum.																																									
	collettori-detritivori	1	1		3	3		3			1				1				1			1				1	1											2				
	shredders				2	1		2	2	3	3	1			1	1	3	1	2	3		3			3	2	3	3		3	3	3	1		1	1	3	3	1		3	
	scrapers	3	3	1	2			1	3	1	1	3				1		3	2							3	2	1				3	1		3	3	3		1		2	
	filtratori	1		3	1		3	2															3										1						3	3		
	perforatori																																									
	predatori						1	1						3	3	3	3			1		3	1	3					3				3									
	parassiti	1						1																																		

APPENDICE 1: continua.

TRAIT	Modalità	ID_taxon																																								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	29	28	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	
10) Respirazione	tegumento	3	1	3	3	1	2	3	1		3	1	3	1			3	1	1		3	1	2		1	1	1	2	1	1	3	2	3	3		1	2	3		3	3	
	branchie	1	2	1	1	3	3	1	3	3		3		3	3		2	3	3	3		3	2	1	3	3	3	2	3	3		2				3	1			1	2	
	plastron											3						3													3			3								
	stigmi				3											3														3	2				2		3		3			
	vescicole idrostatiche																													3					2		3		3			
11) Temperatura	stenotermini (< 15°C)	3		2	1		1	1	1	1	2	1	1				2	1					1						1					1		1	2	3	3	1		
	stenotermini (> 15°C)			2	2	1	1	2	1				2						1				1				1															
12) Grado trofico	euritermi	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	2	1	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3	3	1		3	
	di ambiente oligotrofico	2	3	1	2	1	1		2	3	3	3	1	2	2	1	3	3	2	1		1	3	3	1			3	2	1	1	3	2	2	2	2	1	3	3	3	3	2
	di ambiente mesotrofico	2	3	3	3	3	3	2	3	3	1	2	2	3	2	1		2	3	3	3	2	2	2	3	3	2	2	3	3	3	2	2	1	3	3	2	2		1	1	
Valore saprobio	di ambiente eutrofico	1	3	1	1	2	2	3					2	1	2					2		1				1	3					1	1		1		1					
	xenosaprobi	2	1	1	1		1		1	1	2			1			3	1	1			1	2	1				1				1	1			2	2		2	1		
	oligosaprobi	3	2	2	3	1	2	1	3	2	3	3	2	1	2		3	3	2			1	3	2	2	1		2	2	1	3	1	3	2	1		3	3	3	1	3	
	β-mesosaprobi	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2			2	3	2	3	3	2	3	2	3	2	2	3	3	3	2	3	2	3		3	1			3	
	α-mesosaprobi	1	1	1	1	1	2	3	1	2			1	2	2				1	3	3	1	1	1	1	1	1	2		1			1	2	2		1					
Distribuzione trasversale	polisaprobi						2								1					1							1															
	canale principale		4	5		2	5	1	3	3	5	3	1	1			5	3	3	3		3	4	1	1	4	2	2		3	2	2	2	3	2	1		4	2	5	2	
	rive, canale secondario	2	3	2	3	4	3	4	2	4	3	3	4	3	3	2	2	3	4	5	1	2	2	2	3	2	3	3	2	3	2	1	4	3	2	2	4	2	3		2	
	stagni, paludi	2		1	1	2		4		1	1		2	1	4	2					3	1				1		1						1	1	3	1	1		2		
	pozze, torbiere	1			1	1		2						2	1	2					3													1		2				1		
Preferenze di microhabitat	acque temporanee	1	1	2	2	1		3		1					3		1		1		4	1	1					1					1	1			3	1				
	laghi	2	1		2	3	1	4	1	2	1		3	3	4	1	1		1	2	1	2	1	1	1	2	1	1	2			2	2	1			2	1	1	1	2	
	ambiente sotterraneo										1																															
	roccia,massi,ciottoli	5	4	4	3	2	5	4	4	5	4	2	4	2	2	1	4	3	3	1	1		5	4		5	3	3	2	2	1	2	4	5	3	2	2	3	4	3	4	
	ghiaia	3	2	1	1	2	2	2	1	3	3	3		3	3	2		3	2	1		4	1	2		2	2	2	2	2	3	1	1	4	1	3	2	2		1		
Modalità di locomozione	sabbia	2	1		2	3	1	3	1	2	2	3		1	4	3	1	1	1	1		5	1		1	1	1	2	3	1	1	1	1		1	1	1	2			1	
	limo	1			1	3		2	1	1	2	1		1	1	3			1			1			1		1	2							1					1		
	macrofite, alghe filamentose	4	5	5	4	4	3	5		3	4	3	2	4	3	1	4	3	5	5	3	1	1	4	2	1	3	2	1	2	1	3	3	2	2	3	4	3	3	3	1	
	microfite	2								2						3				3						3							2	1	1					1		
	rami, radici		3	2	2	2	4	3	1	4	4			4	3		1		4	2		1	2	1	2	1		4		1	3	2	2	1			2	1	1			
Preferenze di corrente	terra	2	1	1	2	3		1	4	2			2	4	1	3	2		2	3	2	1	1	1	3	1		5		1					4	2	3	2	4			
	argilla	1			2	5		4					1	1	4	3			1	1	2	3		1	1		4					1				2					1	
	volo											1							1											1	1			1								
	nuoto in superficie												1		1															3								3				
	nuoto in immersione	1	3		2			1	1	2				1	3					1			2		1	1			3			1		3				1				
Preferenze di corrente	erpofoili	3	4	2	3	5	2	3	5	3	4	4	5	4	1	1	5	4	5	3		4	1	3	5	3	5	3	4	2	3	3	5	1	3	3	5	1	4	1	2	5
	fossori	1				1	2				2				3	4					1	4					1	1	3		3					4						
	endobentonici	2	1	1	1	1		1		1	1							1		2					2			1									1					
	fissati temporan.	1		4	2		3	2														1		1									3	2				1	3			
	fissati permanent.																																									
Preferenze di corrente	nulla	2			2	3		3	1	1	1		3	1	3	1					3	3	1				2		1	3		1	2	1	1		3				1	
	lenta (<25 cm/sec)	3	2	1	2	3	1	1	2	2	2	3	3	2	1	2	2	3	3		3	1	2	1	2	3	2	3	3	2	2	1	3	3	1	2	1	2	1	1	3	3
	media (25-50 cm/sec)	2	3	2	2	1	3		3	3	2	3	1	2	1	1	2	3	3		1	3	3	3		3	3	2	2	2	2	1	2	3	3	2	1	3	3	2	2	
	veloce (>50 cm/sec)	2	2	2	1		1		2	1	2	2		1			2	3	1					2			2		1		1	1		2	2	1	124	2	1	2	2	

APPENDICE 1: continua.

TRAIT	Modalità	ID_taxon																																			
		40	41	42	43	44	45	46	47	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
1) Taglia massima (mm)	0 - 0.25																																				
	2.5 - 5				3			3			3					3						3	3	3	3		3	3			3		3	3		1	
	5 -10						2		1	3	3				3			3				3	3	3	3		3	3					1	1	3	3	
	10 - 20					3	2		3			3	3	1	1		3		1	3	3	3		1	1	1	3	1			3		3				
	20 - 40		3	2								1		3	3						2	1								3	2						
	40 - 80			3										2																1							
	>80																																				
2) Durata del ciclo vitale	< 1 anno		3		1	3	3	1	3	3	1	3	3	3	3	3	3	1		1	3	1	3	3	3	3		3	3	3		3		1	3	3	2
	> 1 anno			3	3			3	1		3	2					3		1		3		1				2	3			3		3	3		2	
3) Numero di generazioni/anno	<1			3								2															2				3					2	
	1		3		3	3	3	3	3	1	3	3	3	3	3		3	3	3	3	3	3	3		3	3	3	3	3	1	2	3	1	2	2		
	>1									3	1			1		3						3	1	1	3	1		2	2		1		3	3	3		
4) Stadio acquatico	uova		3	2	3	3	3	3	3	2	1	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		3		3	3	3	3	3	
	larve		3	3	3	3	3	3		2	1	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3		2	3	3	3	3	3	3	3	
	ninfe		3			3				2		3			3			3		3		3		3	3	3		3	3		2			3	3		
	adulti							2	3		2						2		1		3		3				3				2	2					
5) Modalità riproduttiva	ovovivipara									1											3		2														
	uova isolate libere			3										1			3													2							
	uova isolate fisse						3			1						3	1													3					3		
	gruppi uova cementate		3			3		3	3	3		3		1			3	3	3	3		3		3	3		3			3	3		3	3	3	1	
	gruppi uova libere																						1														
	gruppi uova endofitiche																									3						3					
	gruppi uova su terra			1	3						3	3								1																	
	asessuata																												1		3						
6) Modalità di dispersione	acquatica passiva		1	2	1	1	2	2	2	3	1	3	2	2		2	3	2	1	2		2	1	1	1	1	1	2	1	2				1	1	2	
	acquatica attiva		2		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2		1	1	1	2
	aerea passiva					1	1					1	1			1	1		1	1		1	1		1	1							2	1			
	aerea attiva		3	3	3	1	3	2		1	3	2	1	1	3	2	2	2	2		2		1		1	3	3		1	1	1	2	3	3	1	1	2
	7) Forme di resistenza	uova, gemmale, statoblasti															1	3				2															
bozzoli																								2	3												
diapausa o quiescenza			1						1														1	2				2	1		3					1	
nessuna			3	3	3		3	3	1	3	3	3	3	2	3	3		3	3	3	2					3	3	2	1			3	3	3	3	3	
8) Fonte di alimentazione	sedimenti fini e microorgan.												1				1													1							
	FPOM (detrito<1 mm)				1		3	1		2	1		3			2	2	1	1		1	3	1		2	1		1	2	1				2	1	1	
	CPOM (detrito >1 mm)		3			5	2		3	4		1	1	3					1		5				3	1		2		4	1	1			2		
	microfite (vive)				3		2	3	5	2	3	1	3		2	3	3	3	4			5	5		1	2		5	1	2		3			1	3	1
	macrofite (vive)		3					1	1		3			1							2	1				3		1		2				4			
	animali morti >1 mm							1	2												1							1			1						
	microinvertebrati vivi		1									3										2			1	2	3	2			1		1	2			
	macroinvertebrati vivi		2	5					1			2		3	2					5					3			3	1	5		5		3	3		
	vertebrati																									1						1					
	9) Strategia di alimentazione	assorbimento attrav. tegum.																																			
collettori-detritivori							2			2						2	2					1				1				3					1		
shredders			3		1	3	2	1	1	3	1	3	2		3			1	1		3					3				2		1	3	3	1		3
scrapers					3		1	3	3	1	3		3		1	3	2	3	3				3		3		3	1		1				1	3		
filtratori																	3						3			1			2						2		
perforatori																																					
predatori				3								3		3	1										3							3	3	3			
parassiti																																					125

APPENDICE 1: continua.

TRAIT	Modalità	ID_taxon																																			
		40	41	42	43	44	45	46	47	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
10) Respirazione	tegumento	3	1	1	2	1	1	3			2	1		3	1	1	1	2	3	2	1	3	3	3	2	1	1	1	1			1	1	3	3	3	
	branchie	2	3	3	2	3	3	1			3	3		2	2	3	3	3		2	3				3	3	3		1	3	3			1			
	plastron						3			1							3																				
	stigmi								3	3			3															1	3	1		3	3				
	vescicole idrostatiche																																				
11) Temperatura	stenotermi (< 15°C)	1	1				1				2		1	1					1			1								1				1		2	
	stenotermi (> 15°C)							2								1			1										1		1						
	euritermi	3	3	3	1	3	3	3	3	3		3	1	2	3	3	3	3	1	2	3	3	3	3	3	3	3	3	2		2	3	3		3	1	
12) Grado trofico	di ambiente oligotrofico	2	3	1	3	2	3	1	1	1	3	3	1	2	2		3	3	1		1	3			2	1		1		2	1		1	2		2	
	di ambiente mesotrofico	1		3	1	2	2	2	3	1		1	1	1	3	3	2	2	1	1	3	1	2	2	2	2	3	3		3	2	1	3	3	1	3	
	di ambiente eutrofico					1		2	3	3								1	1	1	1		3	2	1		2	1	3	1	1	3	3	1	1	1	
Valore saprobio	xenosaprobi	1	1				1					1	2					1	2	2								1					1			1	
	oligosaprobi	3	3		1	3	3	1	1	1	3	3		3	1	1	1	2		2	1	3		1		1		1					3	1		2	
	β-mesosaprobi	3	3		2	2	3	3	2	3	1	2		2	3	3	3	3		3	3	3	1	3	3	3	3	3		3		3	2	3	1	1	
	α-mesosaprobi					1		2	3	3					1	1					1	2		2	1	2	2	2	1		3		3	1	2	1	
	polisaprobi								2																												
Distribuzione trasversale	canale principale	2	5			3	3				3			2		2	3	2	1			3	1		1			2		2				2	1	5	
	rive, canale secondario	2	1	2	3	3	3	2	4	1		3	3	1	3	2	3	2	3	3	1	2	1	3	2	3	3	3	2	4	2			4	2	3	
	stagni, paludi	2		2				5	2	2			2		1					3	2		2	1	3	2	3		4	2	1	3	2	1		1	
	pozze, torbiere	1		1				1	1	2			2							2	1				1		1	2	5	1	1	3	2				
	acque temporanee							1	2	2										1	1	1	1		1		1							1	2		
	laghi	2				1				1	1		1		2					2	1	1	2	1	3	2	1		2	2		1	2	5	2	2	
	ambiente sotterraneo																																				
Preferenze di microhabitat	roccia,massi,ciottoli	4	1	2	1	2	1	3	4		2	3	2	3	1	3	1	5	2	1	2	5	2	1	2		4	3		1				2	3	2	
	ghiaia	1	3	3	1	2	3	1	2		1	2	3	2	2		3	2		1		2					1	1		3	1		1	2			
	sabbia	1	3		3	1	3		2		3	1	3		1		3	1		2	4	1			3		1	1	1	3	2		1	1			
	limo	1	2				1	1	1		4		2				1				2						1	2	1	1	3	1		1		1	
	macrofite, alghe filamentose	1		2		2	2	5	5	1	2		1		5	3	2	2	3	2	2	1	5		4	2	5	4	1	1	2	3	3	5		5	
	microfite	1		1				1		3										1	1					1		3				1		2			
	rami, radici				2	2				3			2	1		1	2				3			3	1	2		3			3			1	2	1	
	terra	4	2	1	1	2		1	4	3	2	1	3	3	2				1		3		1	3		1	1		1	5	2		3	3	1		3
	argilla	1	3					2	3	3		1	2	1						2	1	4				2	5	3	2	4	2	2	3	3	1		
	Modalità di locomozione	volo						1			1							1																1	1		
nuoto in superficie								2	1																							1					
nuoto in immersione						1				3					3	1			1						1				1	1		3	3				
erpofigli		5	1	5	5	4	4	4	2	3	3	3	2	5	1	4	4	4	2	5	1	1	4	2	4	5	3	2	2	4	3	3	3	4	2	5	
fossori			4			1					2	1	2		1						4		1				1	1	4	3	1						
endobentonici							1										1											1									
fissati temporan.																		2	2		2	3	1	3									1	3			
fissati permanent.																		1						1													
Preferenze di corrente	nulla	1		1	1			3	2	3		1	1		1				1	3	3		2	1	2	2	3		3	3	3	3	3	1	1	1	
	lenta (<25 cm/sec)	3	2	1	1	1	3	1	3	1		2	2	3	2		3	1	1	3	2	2	3	3	3	3	3	2	1	3	3	1		1	3	1	
	media (25-50 cm/sec)	2	2	2	3	3	2		1		3	2	1	2	1	2	2	3	1	1	1	2	1	1	2	1		1		2			2	1	2		
	veloce (>50 cm/sec)	2	1	1			1		1		1		1	2		3	1	2				1						2								2	