



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE ECOLOGICHE E BIOLOGICHE

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN
ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE - XXVI CICLO

**Comunità Macrobentonica nei fiumi della Sardegna: habitat e
risposta alle alterazioni morfologiche
(s.s.d. BIO/05)**

Tesi di dottorato di:
Dott. ssa Roberta Tenchini

Coordinatore del corso
Prof. Daniele Canestrelli

Tutor
Prof. Carlo Belfiore (DEB)

Co-tutor
Dott. Andrea Buffagni
(CNR-IRSA)

Anno 2015



Una parte dell'attività di ricerca è stata svolta all'interno del progetto *LIFE+ INHABIT*:
“Idromorfologia locale, habitat e Piani di Gestione: nuove misure per migliorare la qualità
ecologica in fiumi e laghi sud europei” (LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT)

INDICE

1. INTRODUZIONE	5
2. NOTE INTRODUTTIVE SUGLI INVERTEBRATI BENTONICI	13
3. AREA DI STUDIO	17
3.1 Caratteristiche generali della Regione Sardegna	17
3.2 Siti di campionamento	18
4. MATERIALI E METODI	21
4.1 Analisi dei dati biologici	21
4.1.1 Tecnica di campionamento dei macroinvertebrati bentonici	21
4.1.2 Identificazione dei macroinvertebrati bentonici	25
4.1.3 Le metriche biologiche	25
4.2 Analisi chimico-fisiche	27
4.3 Caratterizzazione idromorfologica e di habitat	30
4.3.1 Indici e descrittori	32
4.4 Analisi statistica dei dati	37
4.4.1 MRT: <i>Multivariate regression tree</i>	37
4.4.2 <i>Indicator Species Analysis</i>	38
4.4.3 Test di Kruskal-Wallis	39
4.4.4 Test Statistico G^2	40
4.4.5 Coefficiente di correlazione di Spearman	40
4.5 Gruppi di variabili ambientali per le analisi	41
4.6 Derivazione dei dati per l'analisi autoecologica	46
5. RISULTATI	48
5.1 La comunità macrobentonica	48
5.2 Risultati della prima fase d'indagine	49
5.2.1 Parametri chimico-fisici	49
5.2.2 Quadro generale delle caratteristiche ambientali	51
5.2.3 Analisi dei siti: raggruppamento sulla base delle variabili Test e delle comunità macrobentoniche	53
5.2.4 La significatività delle variabili investigate	59
5.3 Autoecologia delle specie endemiche selezionate	66
6. DISCUSSIONE	74
6.1 Risposte delle comunità macrobentoniche alle caratteristiche artificiali e di habitat	74
6.1.1 La risposta dei taxa alle modifiche dell'alveo	75

6.1.2 La comunità macrobentonica e i risezionamenti delle sponde	76
6.1.3 L'azione dei rinforzi di sponda	78
6.1.4 Copertura arborea e risposta della componente macrobentonica	79
6.1.5 I descrittori del CARAVAGGIO	80
6.1.6 Classificazione dello Stato Ecologico	81
6.2 Aspetti autoecologici	83
6.2.1 Le specie studiate	83
6.2.2 Limiti metodologici	84
6.2.3 Requisiti ecologici delle specie studiate	85
7. CONCLUSIONI	89
8. BIBLIOGRAFIA	92
APPENDICE 1. Scheda di campo per la raccolta dei macroinvertebrati	120
APPENDICE 2. Scheda di campo per l'applicazione del metodo CARAVAGGIO	121
APPENDICE 3. Chiave applicativa per il metodo CARAVAGGIO	125
APPENDICE 4. Range delle variabili considerate nelle analisi	129
APPENDICE 5. Lista dei taxa inclusi ed esclusi nell'analisi MRT	132
<i>Ringraziamenti</i>	133

1. INTRODUZIONE

Gli ecosistemi acquatici superficiali sono riconosciuti essere *hot-spots* di biodiversità (Allan & Castillo, 2007). Dagli anni '70 il mondo scientifico si occupa di sviluppare metodologie per la loro salvaguardia dagli effetti delle pressioni di origine antropica, suggerendo da allora politiche gestionali specifiche per migliorarne lo stato di qualità (Feld *et al.*, 2011).

Questi ambienti così dinamici sono definiti da una vasta gamma di habitat che ospitano una moltitudine di organismi tra cui una grande diversità di pesci, anfibi, piante, alghe ed un'elevata varietà di invertebrati organizzati in complesse comunità biologiche. Queste, in assenza di impatti di natura antropica, sono generalmente influenzate da molteplici fattori naturali quali ad esempio la disponibilità di cibo (Allan, 1995), i parametri chimico-fisici dell'acqua, la diversificazione e disponibilità degli habitat fluviali e dalle caratteristiche morfologiche ed idrauliche locali (Buffagni *et al.*, 2009a; 2010a).

In riferimento alle caratteristiche idrauliche molti autori hanno dimostrato la loro influenza a diverse scale spaziali, osservando i rapporti ad esempio tra la velocità di corrente (Chutter, 1969; Extence *et al.*, 1999), la turbolenza (Hynes, 1970) e le comunità stesse. Questi, insieme alle caratteristiche idrologiche di un corso d'acqua, rientrano tra i fattori naturali di rilevante importanza. L'idrologia può mostrare evidente variabilità stagionale e spaziale, causando cambiamenti nelle condizioni idrauliche dei fiumi (Monk *et al.*, 2006). In particolare, per i sistemi fluviali distribuiti in area Mediterranea le caratteristiche idrologiche assumono un ruolo centrale nello strutturare le comunità. I fiumi sotto l'influenza del clima mediterraneo alternano periodi di piene in autunno-inverno e periodi siccitosi durante l'estate (Resh *et al.*, 1990; Gasith & Resh, 1999). Gli organismi di acqua dolce hanno quindi sviluppato adattamenti per sopravvivere in questi ambienti quali la breve durata dei cicli vitali, tassi di colonizzazione più elevati e meccanismi per resistere o evitare l'essiccamento (Lytle & Poff, 2004; Bonada *et al.*, 2007a; Stromberg *et al.*, 2008; Santos, 2010).

La naturale variabilità dei flussi, sia intra-annuale sia inter-annuale, risulta quindi importante per la biodiversità della vita acquatica e degli ecosistemi ripari (Poff & Zimmerman, 2010). Questo fenomeno si osserva in particolare nelle regioni del sud Italia ed in Sardegna dove i fiumi sono per lo più a carattere temporaneo (De Girolamo *et al.*, 2014), ossia soggetti a periodi di magra o di assenza completa del flusso che si può prolungare anche per tempi lunghi (Gallart *et al.*, 2012).

Oltre alla variabilità naturale della portata legata alla forte stagionalità climatica o alle caratteristiche geologiche specifiche, anche fattori di natura antropica possono alterare la stabilità idrologica dei corsi d'acqua. Ad esempio, il flusso nei fiumi può esser ridotto in seguito ad estrazione diretta di acqua aumentando la temporaneità del corso, oppure al contrario, un corso naturale temporaneo può mostrare un flusso permanente dovuto ad immissioni continue di acque reflue o rilasci d'acqua dalle dighe (Prat *et al.*, 2014). Questo tipo di cambiamenti idrologici soprattutto nei fiumi temporanei provoca cambiamenti nel tempo dello stato acquatico (AS), importanti nel determinare le comunità biologiche dei corsi d'acqua (Boulton, 1989; 2003; Arscott *et al.*, 2010; García-Roger *et al.*, 2011). Hering *et al.*, (2003) hanno elencato diverse alterazioni a carico dei fiumi europei e tra queste incidono fortemente sul regime idrologico l'ampia diffusione delle centrali idroelettriche, degli scarichi e le pratiche legate all'estrazione delle acque sotterranee e alla gestione del suolo.

Per quanto i corsi d'acqua superficiali siano caratterizzati da un'elevata variabilità biologica rientrano comunque tra gli ecosistemi maggiormente a rischio (Hering *et al.*, 2006). In particolare la biodiversità che si osserva nei fiumi Mediterranei è fortemente minacciata e non può prescindere dai frequenti disturbi antropici avvenuti nel tempo (Zeder, 2008).

L'idromorfologia, definita dall'insieme delle caratteristiche idrauliche e morfologiche di un corso (Verdonschot, 2008), viene costantemente alterata. In Europa, infatti, rientra tra le pressioni che si registrano a carico dei fiumi insieme all'inquinamento della qualità delle acque e all'eccessivo sfruttamento della risorse idriche per scopi ricreativi, di tipo domestico ed industriale (Stanner & Bordeau, 1995; Malmqvist & Rundle, 2002).

A causa della consistente distribuzione dei centri abitati e delle infrastrutture, sia in ambiente montano e collinare che in pianura, l'idromorfologia dei corpi idrici viene modificata dalla presenza ricorrente di interventi di protezione spondale, rizezionamento, consolidamento degli alvei e dalla presenza di opere trasversali. Tali interventi rientrano tra le opere di difesa idraulica con finalità volte alla protezione delle sponde dall'erosione, per controllare le piene fluviali, per correggere il profilo longitudinale del corso d'acqua, per trattenere il materiale solido o ridurre il volume di sedimenti trasportato dai fiumi (Betta *et al.*, 2008). Questi nel complesso provocano alterazioni nella continuità fluviale e nei processi ecologici ad essa associati. Nei fiumi l'esistenza di una fascia di pertinenza fluviale è determinante per la continuità laterale, consentendo la mobilità laterale dell'acqua o i processi di esondazione periodica, mentre gli scambi continui di acqua tra il corso e la falda all'interno della zona iporreica consentono la continuità verticale (Rinaldi *et al.*, 2011). Le opere idrauliche, distinte in longitudinali (ad

esempio opere di difesa spondale quali rinforzi o risezionamenti) e trasversali (come briglie, traverse, ponti, *culverts*), modificano la morfologia degli alvei limitando queste connessioni, con ripercussioni più o meno profonde sugli habitat e sulla funzionalità fluviale. L'introduzione di briglie (ovvero sbarramenti trasversali) è considerata una delle maggiori minacce per la biodiversità acquatica (Bunn & Arthington, 2002) poiché, variando le componenti idrauliche, modifica la disponibilità degli habitat, la loro qualità e la struttura delle comunità (Brunke *et al.*, 2001; Almeida *et al.*, 2009). Come altre strutture artificiali, ad esempio i *culverts* (attraversamento in strutture a sezione chiusa, tubi o tunnel), esse possono portare alla formazione di aree più stagnanti con la conseguente riduzione della corrente a monte dell'opera, alimentando il carattere deposizionale della zona interessata (Petts, 1984; Ogbeibu & Oribhabor, 2002).

I ponti, ovvero opere di attraversamento, creano impatti sull'ecosistema fluviale ma di diversa entità in base alle tipologie costruttive (Betta *et al.*, 2008). Questi possono agire a livello locale, a monte o a valle della loro collocazione per la presenza di piloni e spalle in alveo, provocando il restringimento del canale con conseguente aumento del rischio idraulico per effetto del sovrizzo causato dal rigurgito. Gli effetti diretti si possono osservare sulle sponde con un aumento dei fenomeni erosivi (Biswas, 2010) che giustifica la presenza di interventi di difesa spondale e del fondo.

Molti studiosi hanno da tempo riconosciuto che i fiumi sono influenzati anche dai paesaggi attraverso i quali scorrono (Hynes, 1975; Vannote *et al.*, 1980) e che le azioni antropiche svolte nei terreni limitrofi sono una minaccia per la loro integrità ecologica impattando gli habitat, la qualità dell'acqua ed il biota attraverso numerosi e complessi percorsi (Allan *et al.*, 1997, Strayer *et al.*, 2003; Townsend *et al.*, 2003). Ad esempio, è stato ampiamente documentato il deterioramento di questi elementi in relazione all'aumento delle pratiche agricole nei bacini (Richards *et al.*, 1996; Roth *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 1997; Sponseller *et al.*, 2001). In pianura si osservano effetti diretti di questa attività sulla qualità dell'acqua per l'introduzione di sostanze inquinanti ma anche alterazioni idromorfologiche legate alle modificazioni indotte sul corso (ad esempio risezionamento o raddrizzamento del canale), con conseguente perdita di alcuni habitat o riduzione della loro complessità (Kondolf *et al.*, 2001; Eloegi *et al.*, 2010).

In prossimità dei centri urbani molti fiumi presentano il letto consolidato con materiale artificiale (cemento o rip-rap) e lungo le sponde rinforzi per ridurre i fenomeni erosivi o per proteggere i centri abitati dagli eventi di piena. Questi nel tempo alimentano il restringimento del canale, riducendo la connettività laterale tra gli ambienti acquatici e terrestri, alterando i flussi e

modificando sia la ricchezza delle comunità che la loro persistenza in alveo, soprattutto durante gli eventi di piena (Negishi *et al.*, 2002; Hiramatsu *et al.*, 2014).

L'insieme di questi fattori naturali e artificiali collaborano sinergicamente nel definire gli habitat e le comunità biologiche che popolano i corpi idrici superficiali.

Secondo alcuni autori lo studio dell'habitat fisico ha assunto un ruolo considerevole a livello internazionale per la valutazione dell'integrità ecologica e della funzionalità degli ecosistemi fluviali (Muhar & Jungwirth, 1998; Rabeni, 2000). L'habitat, secondo la definizione proposta da Hall *et al.* (1997), è definito da un insieme di risorse (cibo, acqua, rifugi) e condizioni fisiche che facilitano la sopravvivenza ed il successo riproduttivo di una data specie. A livello locale (tratto fluviale) è costituito da molteplici elementi quali ad esempio la tipologia di substrato sul fondo, i tipi di flusso, la profondità dell'acqua, la velocità di corrente, ma anche dalla vegetazione nel canale e lungo le sponde, dalla presenza di detrito organico e dalla struttura delle sponde. Nel complesso l'habitat deriva dall'interazione tra le diverse componenti idromorfologiche che definiscono un corso d'acqua (Kamp *et al.*, 2007) e la diversificazione degli habitat stessi può essere considerata utile come elemento per la valutazione della funzionalità dei fiumi (Buffagni & Erba, 2010). Secondo Davies *et al.* (2000), gli elementi che definiscono gli habitat fisici, in assenza di pressioni umane che ne alterino la qualità dell'acqua, sono i fattori principali nel determinare le biocenosi acquatiche.

Studi volti alla comprensione delle cause perturbanti gli habitat fluviali e degli effetti della loro alterazione sul benthos stanno crescendo enormemente (Friberg *et al.*, 2009; Dunbar *et al.*, 2010) ed è ormai generalizzata la consapevolezza che la semplificazione degli habitat è la minaccia più significativa alla biodiversità nei fiumi (Allan & Castillo, 2007). L'affiancamento delle valutazioni di tipo idromorfologico ad un approccio di tipo biologico diventa fondamentale per la comprensione del loro stato di salute.

Il biomonitoraggio si basa sul presupposto che le comunità siano strettamente legate all'ambiente in cui vivono. Esse sono il risultato dell'interazione tra i molteplici fattori biotici ed abiotici che operano contemporaneamente e a diversa scala, da quella ampia di bacino fino a quella più dettagliata locale (Poff, 1997). La comprensione di come e perché le biocenosi possano cambiare considerando le diverse scale spaziali rimane uno dei compiti più impegnativi in ecologia fluviale (Parsons *et al.*, 2004; Lowe *et al.*, 2006; Johnson & Host 2010; Winemiller *et al.* 2010). Molti studi hanno tentato di comprendere l'importanza di ciascuna scala per diversi organismi acquatici, indagandone diverse a seconda delle finalità, da ecoregioni e bacini (Li *et al.*, 2001, Townsend *et al.*, 2003; Heino *et al.*, 2004; Mykrä *et al.*, 2004; Mykrä *et al.*, 2008), fiumi e tratti

fluviali (Boyero & Bailey, 2001; Boyero, 2003; Boyero, 2005), da mesohabitat a microhabitat (Wang *et al.*, 2003, Finn & Poff, 2005; Buffagni *et al.*, 2010a).

Il biomonitoraggio dei corpi idrici superficiali viene spesso effettuato mediante l'utilizzo dei macroinvertebrati bentonici (trattati in seguito) identificati a differenti livelli di risoluzione tassonomica (famiglia, genere, Unità Operazionali) (WFD: 2000/60/CE). Per le caratteristiche associate alla facile identificazione e raccolta, ma anche per quelle di residenza e varietà nelle risposte ai numerosi fattori di stress, essi rappresentano la componente biologica maggiormente utilizzata come misura dell'integrità ecologica degli ecosistemi fluviali (Metcalf-Smith, 1994). Tuttavia, pur riconoscendo l'utilità dei macroinvertebrati per la valutazione degli effetti indotti dalle molteplici forme di degrado nei corpi idrici, è stata notata la loro incapacità nel rispondere rapidamente ad impatti minori, essendosi adattati a sistemi altamente dinamici ed instabili (Metcalf, 1989). Alcuni autori, inoltre, hanno osservato una scarsa relazione tra gli elementi di stress idromorfologico e le metriche di uso comune basate sui macroinvertebrati (Friberg *et al.*, 2009; Vaughan *et al.*, 2009) evidenziando, in particolare, come tali bioindicatori possano non risultare ideali per rilevare i cambiamenti nelle caratteristiche morfologiche. Attualmente metriche che inequivocabilmente rilevino in modo soddisfacente il degrado idromorfologico sono ancora poche (ad esempio Lorenz *et al.*, 2004). Inoltre, indagini svolte a livello di famiglia consentono generalmente valutazioni degli effetti del degrado generale nei sistemi d'acqua dolce, mentre per valutazioni legate ad effetti del degrado di natura idromorfologica alcune metriche in Europa richiedono un maggiore livello di dettaglio (ad esempio specie) (Hering *et al.*, 2006).

Data la molteplicità delle pressioni antropiche e le differenti modalità con le quali queste interagiscono tra loro, risulta molto difficile comprendere le relazioni di causa-effetto tra gli elementi ambientali e le risposte biologiche (Palmer & Yan, 2013). Perciò, l'individuazione degli effetti delle singole pressioni sulle comunità diventa un presupposto indispensabile per la messa a punto di procedure gestionali idonee per il miglioramento dello stato di qualità dei fiumi (Omerod *et al.*, 2010). Gli effetti dell'inquinamento delle acque o di più fattori di stress sulle comunità possono ridurre drasticamente la capacità di distinguere unicamente quelli del degrado idromorfologico (Friberg, 2014). Ad esempio, le alterazioni degli habitat che si registrano a scala di tratto fluviale sono spesso legate ad impatti che si osservano a scale più ampie, dagli usi del suolo o da un inquinamento diffuso, tanto che gli effetti del degrado idromorfologico possono essere praticamente impossibili da rilevare (Friberg, 2014). Secondo Sundermann *et al.* (2011), se l'obiettivo è quello di valutare le potenziali conseguenze sul benthos di un'adeguata riqualificazione fluviale, in presenza di acque inquinate qualunque effetto positivo risulta

difficile da rilevare e le risposte biologiche diventano marginali e poco informative. Allo stato attuale, nonostante vi siano richieste normative, la capacità di valutare il rischio di tale pressione è limitata e pertanto emerge la necessità di sviluppare sistemi di valutazione biologica più raffinati (Friberg *et al.*, 2009).

L'idromorfologia dei corpi idrici ha assunto grande importanza nella comprensione dei processi che strutturano le biocenosi in seguito all'emanazione della Direttiva 2000/60/CE (WFD: Commissione Europea, 2000). Questa ha istituito a livello europeo un Quadro di Azione Comunitaria per la tutela della risorsa acqua, basandosi principalmente sugli elementi ecologici. Il suo obiettivo è quello di proteggere e prevenire da ulteriori deterioramenti gli ecosistemi acquatici, cercando di portare tutti i corpi idrici ad almeno un "buono stato di qualità ecologica". Per raggiungere tale livello i sistemi acquatici non devono discostarsi significativamente da uno stato naturale detto "condizione di riferimento". Secondo la Direttiva, le condizioni di riferimento per ogni tipo di corpo idrico corrispondono allo stato ecologico elevato, dove gli elementi fisico-chimici, idromorfologici e biologici mostrano un'influenza nulla o trascurabile delle attività antropiche. Con la Direttiva gli elementi di qualità biologica (EQB: macrofite, Diatomee, fauna ittica e macroinvertebrati bentonici) diventano centrali nella definizione dello stato ecologico, supportati oltre che dai parametri idromorfologici, anche da quelli chimico-fisici.

Per la classificazione dello stato ecologico la WFD richiede diversi passaggi. Tra questi il primo è la tipizzazione che, per i fiumi sud europei ed italiani, prevede tre livelli successivi (Buffagni *et al.*, 2006; D.M., 131/2008). Il primo livello riguarda la suddivisione del territorio europeo in aree (idro-ecoregioni: HER) definite sulla base di elementi fisici, biologici e chimici poco variabili al loro interno, determinati da caratteristiche orografiche, climatiche e geomorfologiche della zona. In Italia sono state definite 21 Idroecoregioni. Il secondo richiede, per ciascuna HER, l'attribuzione di ogni corpo idrico ad una tipologia di massima ("tipo fluviale") sulla base di alcuni descrittori idromorfologici (morfologia dell'alveo, distanza dalla sorgente, persistenza e perennità, possibile influenza di un bacino a monte). Nel caso specifico dei fiumi temporanei dell'area Mediterranea, date le loro particolari condizioni idrauliche, si riconoscono tre tipologie diverse sulla base del grado di perennità del corso d'acqua osservato durante l'anno. I fiumi intermittenti sono corsi d'acqua temporanei con acqua in alveo per più di 8 mesi l'anno. Questi possono presentare asciutte anche più volte durante l'anno o solo in alcune parti del loro corso. Quelli effimeri presentano acqua in alveo per meno di 8 mesi. A volte si possono osservare tratti con pozze isolate. I fiumi episodici, invece, presentano acqua in alveo solamente dopo forti

precipitazioni, anche meno di una volta ogni 5 anni. Infine, il terzo livello riguarda la definizione di una tipologia di dettaglio all'interno di ogni Regione per affinare la tipologia di massima sulla base di esigenze gestionali o peculiarità del territorio.

Il secondo passo importante è la definizione delle condizioni di riferimento per ogni tipo fluviale. La classificazione finale dello stato ecologico viene effettuata attraverso il calcolo dell'*Ecological Quality Ratio* (EQR), ovvero il rapporto, per ogni EQB, tra il valore biologico osservato nel sito investigato e quello registrato nella condizione di riferimento (D.M., 260/2010).

Per poter promuovere la conservazione degli ecosistemi e il loro recupero i responsabili delle risorse idriche devono quindi individuare specifiche e adeguate strategie ("misure" di tipo normativo, informativo, gestionale) da includere nel piano di gestione dei bacini idrografici. Per fare ciò, devono essere valutati tutti gli elementi idromorfologici, considerando gli aspetti morfologici, quelli idrologici e la continuità fluviale, nonché i possibili effetti delle loro alterazioni. Lo stato idromorfologico ed ecologico di ogni corpo idrico e lo scostamento dalle condizioni più naturali devono essere pertanto definiti in maniera accurata per evitare valutazioni errate sullo stato di salute dei fiumi.

Data la peculiarità delle caratteristiche naturali dei fiumi temporanei, Gallart *et al.*, (2012) sostengono che vi siano ancora lacune nella conoscenza di questi corsi d'acqua e che questo influenzi fortemente una buona gestione. In un quadro così complesso anche il cambiamento climatico gioca un ruolo importante. Infatti, l'incremento della temperatura media globale dell'aria dell'ultimo secolo sta aumentando il riscaldamento delle acque superficiali (IPCC, 2007a) e si osserva una maggiore instabilità nel regime delle precipitazioni con ripercussioni sul regime idrologico. Nonostante il cambiamento climatico non sia direttamente considerato dalla WFD come pressione, è comunque presa in considerazione la pericolosità dei suoi effetti sugli ecosistemi, come ad esempio la desertificazione o le inondazioni. Questo nel tempo ha ripercussioni importanti sui parametri naturali e sugli habitat, agendo fino alle scale locali (microhabitat) e potrebbe portare, inoltre, alla riduzione o perfino estinzione di alcune specie specialiste ed endemiche che popolano nicchie o aree geografiche ristrette. Al fine di attuare piani di conservazione per prevenirne l'estinzione, diventa importante basare tali piani non solo sulla distribuzione attuale delle specie potenzialmente minacciate, ma anche sulla conoscenza effettiva dei loro requisiti ecologici. A questo proposito, l'uso di dati autoecologici offre importanti vantaggi, ma solo se basato su un'approfondita accuratezza tassonomica e

un'adeguata conoscenza degli aspetti ecologici delle specie (Hortal & Lobo, 2006). Le informazioni autoecologiche costituiscono in effetti una chiave di lettura importante per comprendere le relazioni di causa-effetto tra il biota e le componenti ambientali.

Nel complesso, le attività antropiche, la variabilità idrologica stagionale e i cambiamenti climatici sono tutti parametri che possono influire sullo Stato Ecologico dei corpi idrici.

In questo quadro così articolato, in cui molteplici fattori concorrono nel definire la variabilità biologica e degli habitat dei sistemi fluviali, rientra la ricerca svolta durante gli anni del dottorato.

Il lavoro è stato condotto sui fiumi mediterranei della regione Sardegna ed indirizzato su due aspetti in particolare con l'obiettivo di apportare un contributo all'interno di un quadro normativo attualmente in vigore per la tutela degli ecosistemi acquatici (WFD).

Nella prima fase l'attenzione è stata rivolta su alcuni elementi idromorfologici considerando le principali strutture ed alterazioni introdotte dall'attività antropica insieme ad alcune caratteristiche naturali di habitat, indagandone gli effetti sulle biocenosi acquatiche alla scala di tratto fluviale nel mesohabitat di *pool*. Nel particolare ci si è proposti di investigare la connessione tra la variabilità delle comunità bentoniche e alcune caratteristiche morfologiche ben definite a livello di sponda e alveo, sulle quali siano possibili azioni di gestione nei fiumi mediterranei. Per lo scopo sono state selezionate alcune variabili di particolare interesse sulle quali condurre le analisi ("Variabili Test") ed altre per interpretare gli effetti sulle biocenosi. Le variabili Test comprendono elementi artificiali, strutturali e di habitat, mentre quelle Interpretative includono diverse caratteristiche di habitat e di uso del suolo, variabili geografiche, descrittori derivati dal CARAVAGGIO, le metriche biologiche e le variabili che definiscono la qualità dell'acqua. Per verificare la risposta della comunità sono stati selezionati tratti fluviali che non avessero lo stato qualitativo delle acque alterato.

La seconda fase della ricerca è stata orientata verso lo studio di alcuni aspetti autoecologici di rilevante importanza di cinque specie endemiche della Sardegna, con l'obiettivo di fornire informazioni utili e colmare alcune delle lacune esistenti. Nel particolare, ci si è proposti di osservare la loro distribuzione e valutare quali parametri ambientali o di habitat ne influenzino la presenza o l'assenza. Sono state considerate informazioni relative alle caratteristiche di habitat osservate alla scala locale di microhabitat e altre variabili ambientali e di qualità registrate alla scala più ampia di tratto fluviale. Per lo scopo sono state selezionate: *Baetis cyrneus* e *Habrophlebia consighioi* (Efemerotteri), *Isoperla insularis* e *Tyrrhenoleuctra zavattarii* (Plecotteri) e *Agapetus cyrnensis* (Tricottero).

2. NOTE INTRODUTTIVE SUGLI INVERTEBRATI BENTONICI

Il termine “macrobenthos” viene usato convenzionalmente per raggruppare l’insieme di organismi acquatici che vivono almeno una parte della loro vita sui substrati disponibili nei corpi idrici (Ghetti, 2001).

Secondo la definizione proposta da Cummins (1975), la categoria comprende tutti gli organismi che al massimo del loro sviluppo presentano dimensioni dai 3 ai 5 mm.

I taxa che definiscono la categoria nei sistemi lotici appartengono a diversi *Phyla*, quali: Platelminti, Anellidi (Irudinei e Oligocheti), Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi), Nematodi e Artropodi (Insetti e Crostacei). Le numerose specie che vi appartengono colonizzano differenti tipologie di habitat, distribuendosi sia sulla superficie dei substrati (invertebrati epibentonici) che all’interno di essi (invertebrati freaticoli).

I macroinvertebrati sono principalmente consumatori primari e secondari e all’interno dei sistemi trofici ricoprono un ruolo centrale nel legame tra la materia organica, sottoforma di CPOM (materia organica grossolana), FPOM (materia organica fine) e DOM (materia organica disciolta), e i consumatori di secondo livello (uccelli e pesci acquatici). Sono pertanto fondamentali per i processi di produzione primaria, di decomposizione e circolazione dei nutrienti (Wallace & Webster, 1996). Sulla base dei meccanismi adottati per assumere il cibo vengono raggruppati in quattro categorie definite “functional feeding group” (FFG: Cummins, 1973; 1975) che rappresentano un modo per descrivere dal punto di vista trofico le relazioni tra gli organismi di una comunità sulla base delle risorse alimentari disponibili. Si riconoscono i trituratori che si alimentano di foglie o CPOM e macrofite con modalità detritivore o erbivore. Seguono i Collettori che filtrano o raccolgono per lo più particelle di sostanza organica fine (< 1 mm) che si deposita in alveo o è sospesa in acqua (FPOM). I raschiatori, che si nutrono di periphyton ed infine i predatori, che si nutrono di altri animali.

Nelle acque correnti superficiali gli invertebrati bentonici rappresentano la componente principale e sono distribuiti in quasi tutti i corsi del mondo per la loro plasticità e le molte risposte adattative che hanno sviluppato per sopravvivere in ambienti così dinamici, definiti dalla corrente unidirezionale dell’acqua. I principali adattamenti morfologici e comportamentali riguardano le modalità di respirazione (tracheobranchie, pigmenti respiratori, riserve di ossigeno atmosferico), gli ancoraggi al substrato (ventose, cuscinetti adesivi, uncini), la forma corporea (idrodinamica, appiattita) e la ricerca di rifugi (sotto i sassi, tra la vegetazione) (Ghetti, 2001).

Lungo l'andamento naturale del fiume le comunità bentoniche cambiano nella struttura in relazione ai parametri chimico-fisici, ai processi idrologici, ai parametri morfologici dell'alveo e alla disponibilità di cibo (Vannote *et al.*, 1980; Allan, 1995). In particolare, elementi come la granulometria ed eterogeneità del substrato (Cummins & Lauff, 1969; Culp *et al.*, 1983), la velocità e il tipo di flusso (Gore *et al.*, 2001; Urbanic *et al.*, 2005), la profondità dell'acqua (Brooks *et al.*, 2005), la turbolenza (Hynes, 1970) e la temperatura dell'acqua (Haidekker & Hering, 2007) ne influenzano la distribuzione.

Anche i cicli biologici dei differenti taxa, in assenza di perturbazioni esterne, influiscono sulla presenza o meno di alcuni organismi nella comunità, che quindi non rimane costante durante l'anno (Sanson, 1988). Ad esempio, le biocenosi possono presentare specie univoltine (con una sola generazione l'anno), polivoltine (con più di una generazione l'anno), bivoltine (due cicli per anno), semivoltine (una generazione in due anni) e altre poliannuali (con cicli molto lunghi anche più di un anno), che di conseguenza si trovano in acqua solo in determinati periodi.

Gli ambienti dulciacquicoli sono caratterizzati da diversi gruppi che emergono come buoni bioindicatori quali pesci, periphyton, protozoi e macroinvertebrati (Hynes, 1970). Quest'ultimi sono quelli che hanno ricevuto una maggior considerazione nel monitoraggio biologico diventando quelli maggiormente adottati (Hellawell, 1986; Rosenberg & Resh, 1993; Bonada *et al.*, 2006). La loro sensibilità in qualità di bioindicatori risiede nella diversificazione in termini di risposta biologica alle differenti forme di stress e alla scarsa mobilità che li caratterizza, con la conseguente incapacità di sottrarsi velocemente alle perturbazioni, diventando così altamente vulnerabili. Attualmente vengono ampiamente usati per la valutazione della qualità ambientale in relazione agli effetti delle perturbazioni di origine antropica quali ad esempio l'inquinamento organico (Sandin & Hering, 2004) e le alterazioni di habitat e idromorfologiche (Lorenz *et al.*, 2004).

L'interesse per gli invertebrati acquatici da parte degli ecologi fluviali è maturato per le caratteristiche biologiche che li rendono dei buoni indicatori. Secondo Rosenberg & Resh (1993) esistono differenti vantaggi e svantaggi nell'utilizzo dei Macroinvertebrati bentonici nel monitoraggio biologico. I vantaggi sono principalmente legati alle seguenti caratteristiche:

- sono ubiquitari, soggetti così a differenti perturbazioni in tutti i corpi idrici e habitat;
- le comunità sono composte da un gran numero di specie, che offrono un ampio spettro di risposte alle alterazioni;
- sono sedentari, quindi permettono l'analisi spaziale degli effetti dei disturbi;

- i cicli vitali sono per lo più lunghi, permettendo un'analisi temporale degli effetti dei disturbi di tipo intermittente o continuo;
- i campionamenti sono facili da applicare e poco costosi;
- la tassonomia è generalmente ben conosciuta e sono disponibili chiavi dicotomiche per l'identificazione;

Gli stessi autori hanno evidenziato anche delle difficoltà ad essi associate:

- le analisi richiedono un gran numero di campioni, con costi anche elevati;
- oltre che dalla qualità dell'acqua, sono influenzati nella distribuzione e abbondanza anche da molteplici fattori che agiscono spesso sinergicamente;
- la variabilità stagionale può complicare l'interpretazione dei dati;
- la tendenza alla deriva (drift) di alcuni macroinvertebrati diminuisce gli effetti positivi della sedentarietà;
- la tassonomia di alcuni gruppi è ancora conosciuta in modo sommario;
- non sono sensibili ad alcune perturbazioni, come ad esempio l'inquinamento da patogeni.

Il monitoraggio ambientale dei corpi idrici fino agli anni '70 prendeva in considerazione solamente l'utilizzo di parametri chimico-fisici e microbiologici con il limite di fornire informazioni relative al solo istante del campionamento. Tuttavia l'idea di utilizzare organismi acquatici per la valutazione della qualità delle acque era già nata in Europa agli inizi del 1900 (Kolkowitz & Marsson, 1909). Rispetto ai metodi tradizionali il monitoraggio biologico fornisce un quadro generale sullo stato di salute dell'ecosistema integrando informazioni delle condizioni presenti e passate del corpo idrico indagato.

Per una comprensione dei dati provenienti dallo studio delle comunità biologiche come bioindicatori vennero proposti degli indici in grado di tradurre in valori numerici tutte le informazioni biologiche e facilitare confronti ed interpretazioni anche ai non specialisti.

I sistemi di traduzione sono attribuibili a tre approcci principali: sistemi saprobici, indici di diversità e indici biotici.

Il Sistema Saprofico (Kolkowitz & Marsson, 1909; Zelinka & Marvan, 1961) fu il primo metodo biologico sviluppato per la valutazione della qualità delle acque. Storicamente si basa sulla presenza di macroinvertebrati bentonici, organismi planctonici e altri caratterizzanti il periphyton come indicatori biologici. L'indice porta alla classificazione dei corsi d'acqua basandosi sull'osservazione degli effetti indotti dall'inquinamento di tipo organico sulla composizione delle comunità.

Gli indici di diversità considerano invece tre aspetti principali che definiscono la struttura di una comunità, quali la ricchezza specifica (numero di specie presenti all'interno della comunità), l'abbondanza (numero totale di individui presenti per specie) e "l'evenness" (uniformità, ossia il grado di omogeneità nella ripartizione delle abbondanze tra le specie). Essi si basano sul fatto che in ambienti non perturbati saranno presenti comunità più diversificate e senza specie particolarmente dominanti. Al contrario, in ambienti maggiormente disturbati si osserveranno comunità con meno specie sensibili e dominanza delle specie tolleranti. Sono metodi che consentono una descrizione della comunità in relazione al grado di salute dell'ambiente in cui gli organismi vivono. Tra gli indici di questo tipo più utilizzati si ricorda quello di Shannon (1948). Gli indici biotici integrano invece informazioni relative sia alla ricchezza totale dei taxa che compongono la comunità sia al grado di sensibilità di alcuni taxa all'inquinamento.

Il primo indice biotico fu il TBI (Trent Biotic Index; Woodwiss, 1964) sviluppato in Inghilterra. Seguirono poi molti altri quali ad esempio l'EBI (Extended Biotic Index; Woodwiss, 1978), il BMWP (Biological Monitoring Working Party; Armitage *et al.*, 1983) e l'indice IBE (Indice Biotico Esteso; Ghetti, 1997). Quest'ultimo fu incluso nella legislazione italiana con l'emanazione del D. Lgs. 152/99 (Italia, 1999). Da quel momento per la prima volta, nel nostro paese venne introdotto un parametro di tipo biologico per la valutazione dello stato della qualità delle acque.

In seguito, con l'emanazione della Direttiva Comunitaria WFD (2000/60/CE), recepita in Italia con il D. Lgs 152/06 (Italia, 2006) il quadro d'azione Comunitaria per la tutela della risorsa acqua cambia profondamente, dando maggiore attenzione ad una visione più ecosistemica. Gli elementi biologici dei diversi livelli trofici dell'ecosistema (dai produttori primari ai consumatori primari e secondari) diventano centrali per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici e per ciascuno vengono richieste valutazioni riguardo la composizione tassonomica, la diversità, l'abbondanza, il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti. In particolare in Italia per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua superficiali, definito sulla base delle informazioni derivate dalle comunità macrobentoniche, è stato adottato l'indice multimetrico STAR_ICMi (Buffagni *et al.*, 2007b) che si avvale di 6 metriche in seguito riportate (ASPT, $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$, 1-GOLD, Numero Famiglie di EPT, Numero totale di Famiglie e indice di diversità di Shannon-Weiner), le quali sintetizzano le informazioni richieste dalla normativa stessa.

3. AREA DI STUDIO

3.1 Caratteristiche generali della Regione Sardegna

Il lavoro di ricerca è stato condotto in sistemi fluviali della Regione Sardegna (HER 21), la seconda isola più estesa nel bacino del Mediterraneo (24.000 km²).

Il clima della Regione è di tipo Mediterraneo caratterizzato da estati calde e secche con forte irraggiamento solare ed inverni temperati particolarmente piovosi (Buffagni *et al.*, 2004a).

Sul territorio le precipitazioni sono distribuite in maniera variabile ed irregolare, fortemente influenzate dalla struttura orografica dell'isola. Si osservano periodi particolarmente piovosi tra ottobre ed aprile, mentre i mesi tra maggio e settembre evidenziano temperature più calde e la stagione è più secca. I corsi d'acqua presentano quindi caratteristiche tipiche delle regioni mediterranee, con regime idrologico irregolare definito da evidenti variazioni di portata di tipo stagionali. Spesso si osservano periodi di forte magra o asciutta che persistono per più mesi consecutivi e possono provocare ripercussioni evidenti sugli ecosistemi fluviali (Buffagni *et al.*, 2004a). Nei periodi che coincidono invece con le piogge dei mesi tardo autunnali e primaverili possono verificarsi evidenti alterazioni nelle portate con conseguenti fenomeni di piena particolarmente importanti.

Per le caratteristiche orografiche e climatiche del territorio la rete idrografica è caratterizzata principalmente da fiumi di tipo temporaneo e perenne. Quest'ultimi, per lo più di piccole e medie dimensioni, sono meno diffusi sul territorio ma svolgono un ruolo importante per il rifornimento delle acque.

In condizioni di elevata naturalità i fiumi mostrano una grande eterogeneità di habitat in termini di granulometria del substrato, i tipi di flusso e le caratteristiche ambientali generali, ma anche ampie aree boschive circostanti il corso. Altri tratti fluviali presentano invece aree adibite per lo più al pascolo e alla coltivazione, con la presenza di insediamenti urbani. Gli impatti prevalenti che alterano la qualità dell'acqua derivano dalle acque reflue non trattate, dalle pratiche agricole e dagli allevamenti (RAS, 2005).

Sul territorio si osservano differenti pratiche di gestione dei tratti fluviali, come ad esempio la presenza di opere per la captazione delle acque e opere di difesa dalle alluvioni. Sono ricorrenti modificazioni non naturali come risezionamenti e rinforzi delle sponde e la presenza di alvei consolidati con materiale artificiale. Nei fiumi sono diffuse opere di attraversamento fluviale o di stabilizzazione dell'alveo come ponti, *culverts*, guadi cementati e briglie. Sono presenti, inoltre,

opere di arginatura e rettifiche per proteggere le sponde dai fenomeni di erosione e i suoli circostanti dagli eventi di piena.

3.2 Siti di campionamento

Il lavoro di ricerca è stato effettuato considerando 71 tratti fluviali distribuiti nella parte orientale dell'isola, analizzando comunità macrobentoniche raccolte nel mesohabitat di *pool* e di *riffle*. Di questi, 34 siti sono stati campionati durante gli anni del dottorato in collaborazione con il CNR-IRSA di Brughiero (Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, MB) all'interno del Progetto LIFE + INHABIT (LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT; LIFE+ INHABIT, 2014), mentre 37 sono stati investigati in Sardegna nel 2004 dallo stesso ente nell'ambito del progetto MICARI (anno 2002-2004: *“strumenti e procedure per il Miglioramento della Capacità Ricettiva di corpi idrici superficiali e Proposta di standard fluviali specifici per corsi d'acqua a regime torrentizio”*).

I dati biotici ed abiotici sono stati raccolti durante le campagne sperimentali effettuate in tre anni diversi: Febbraio-Agosto 2004, Maggio 2011 e Marzo 2013.

La selezione dei siti di campionamento è stata eseguita in accordo con le indicazioni dei progetti europei AQEM (Hering *et al.*, 2004) e STAR (Furse *et al.*, 2006).

Nel progetto INHABIT i siti di campionamento sono stati selezionati inizialmente individuando i tipi fluviali rappresentativi della struttura idrografica dell'isola. Per la definizione del grado di temporaneità dei corsi d'acqua, estremamente variabili stagionalmente in termini di portata, la regione Sardegna ha sviluppato un sistema di modellizzazione che ha consentito la stima della persistenza dei corsi d'acqua calcolando le portate transitanti nei fiumi, avvalendosi di dati pluviometrici registrati nell'arco di 30 anni (RAS, 2009).

Stabiliti i tipi fluviali sono state scelte porzioni di tratti fluviali che ricoprissero un ampio gradiente di alterazione idromorfologica e di habitat, considerando siti di riferimento (sostanzialmente privi di alterazioni) e quelli sottoposti ad alto livello di impatto.

Dove possibile, sono stati selezionati tratti fluviali non distanti tra loro, lungo il medesimo corso d'acqua, che presentassero evidenti differenze di habitat ma qualità dell'acqua e parametri chimici invariati.

E' stato possibile aggiungere i siti provenienti dal Progetto MICARI poiché i protocolli adottati per il campionamento biologico e il rilevamento delle caratteristiche idromorfologiche sono i medesimi utilizzati nel progetto INHABIT e pertanto i dati sono facilmente confrontabili.

Per le indagini relative alla prima fase del lavoro di ricerca è stata effettuata una selezione dei siti da investigare tra quelli provenienti dai due progetti sulla base delle informazioni relative ai valori di alcune variabili chimico-fisiche e alle classi di qualità (LIMEco). Sono stati scartati quelli con valori elevati per alcune variabili in modo da escludere eventuali fonti di disturbo per la valutazione delle risposte biologiche (si veda il capitolo Materiali e metodi), ottenendo un *dataset* comprensivo di 59 siti.

Nel complesso la maggior parte dei tratti investigati sono stati collocati su corpi idrici a carattere temporaneo, di tipo intermittente ed effimero (RAS, 2009). I pochi corpi idrici classificati come perenni mantengono tuttavia un forte carattere mediterraneo e mostrano una maggior riduzione del flusso durante la stagione primavera-estate.

In Figura 3.1 si riporta la distribuzione dei siti, mentre in Tabella 3.1 l'elenco dei 59 siti selezionati.

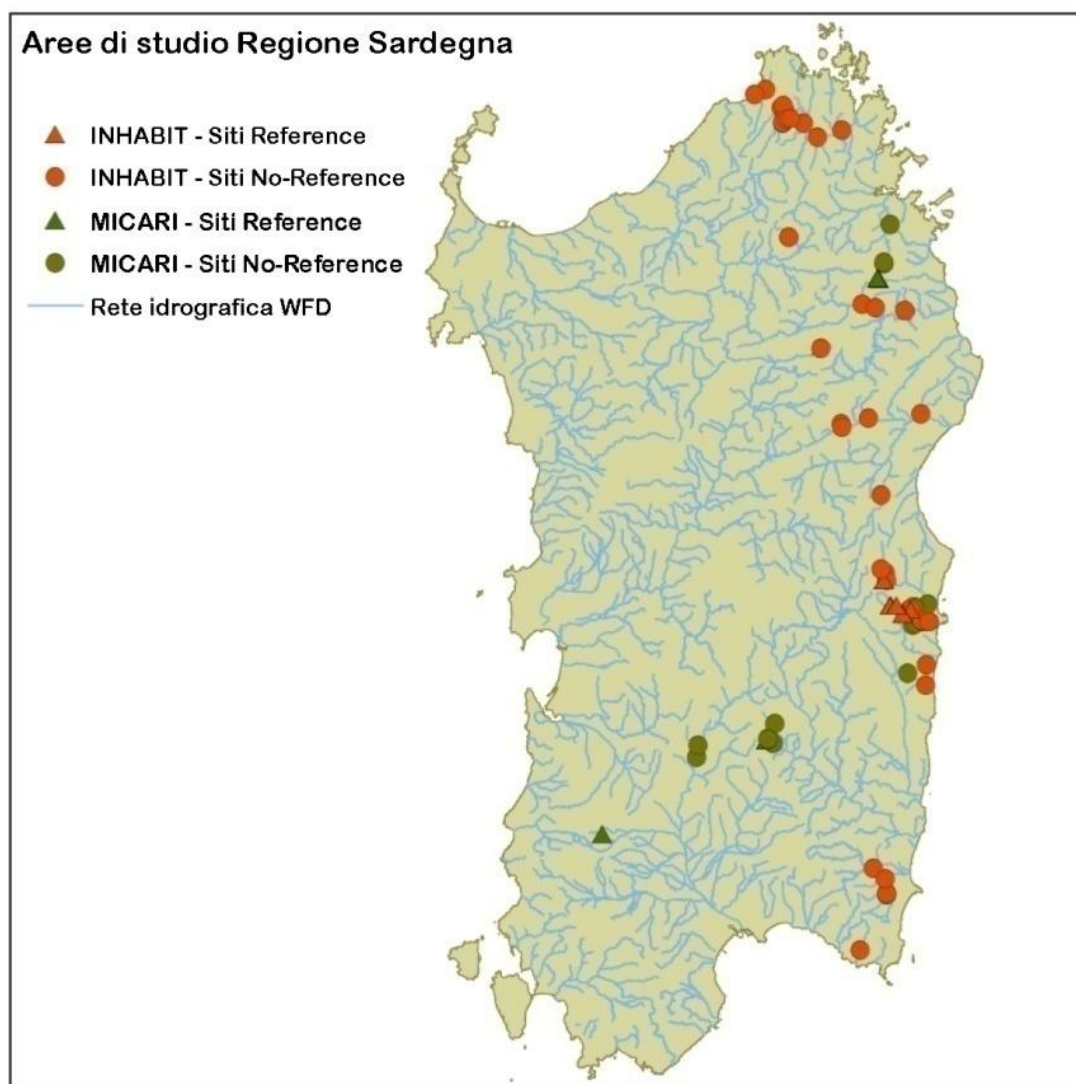


Figura 3.1. Mappa dei corpi idrici della regione Sardegna e localizzazione dei siti fluviali (modificato da LIFE+INHABIT Lyman's report, LIFE+INHABIT, 2014)

Tabella 3.1. Elenco dei siti investigati con l'attribuzione orientativa al tipo fluviale e la data del campionamento biologico

Fiume	Sito	Codice	Data	Ref/No Ref	Temporaneo/Perenne
Baldu	Baldu Monte Culvert	BalMon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Barrastoni	Barrastoni	BarBar5	05-2011	No Ref	Perenne
Baldu	Baldu Down Culvert	BalDow5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Canale	Monte Depuratore	CanMon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Cedrino Irgoli Affluente	Irgoli	CedIrg5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Cialdeniddu	Cialdeniddu	CiaCia5	05-2011	No Ref	Perenne
Corre Pruna	Corre Pruna Monte	CorMon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Corre Pruna	Ponte	CorPon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Corre Pruna	Valle Ponte	CorVal5	05-2011	No Ref	Temporaneo
E Gurue	Talana	EGuTal5	06-2011	No Ref	Temporaneo
Fluminiddu	Gorroppu	FluGor5	05-2011	Ref	Perenne
Fodeddu	Fodeddu Valle	FodFod5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Liscia	Liscia Valle Lago	LisVal5	05-2011	No Ref	Perenne
Lorana	Monte	LorMon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Lorana	Multiculvert	LorMul5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Museddu	Ponte	MusPon5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Picocca	Picocca Reference	PicRef5	05-2011	Ref	Temporaneo
Posada	Posada Affluente	PosAff5	05-2011	Ref	Temporaneo
Porceddu	Valle Ponte	PorVal5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Posada	Valle guado	PosVal5	05-2011	Ref	Perenne
Safaa	Aglientu	SafAgl5	05-2011	Ref	Temporaneo
Rio San Giuseppe	Solago/Sarossa - SP45 Km 18	RioSol5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Solanas	Sorveglianza	SolSor5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Sperandeu	Sperandeu	SpeSpe5	05-2011	Ref	Temporaneo
Saserra	Saserra Reference	SasRef5	05-2011	Ref	Temporaneo
Tirso	Tirso Reference	TirRef5	05-2011	Ref	Perenne
Sud Limbara	Terra Mala Valle Ponte	SudVal5	05-2011	No Ref	Temporaneo
Sud Limbara	Terra Mala Ref	SudRef5	05-2011	Ref	Temporaneo
Barrastoni	Monte	BarMon3	03-2013	No Ref	Temporaneo
Barrastoni	valle ponte	Barval3	03-2013	No Ref	Temporaneo
CampuE'Spina	valle culvert	Camval3	03-2013	No Ref	Temporaneo
Monte pecora	Reference	MonRef3	03-2013	Ref	Temporaneo
Tricarai	Reference	TriRef3	03-2013	Ref	Temporaneo
Tricarai	valle ponte	Trival3	03-2013	No Ref	Temporaneo
Su Lernu	Castagna	SuCas8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Girasole	Foce	GirFoc8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Oleandro	Reference	OleRef8	08-2004	Ref	Temporaneo
Mirenu	Condotta-briglia	MirCon8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Rio Pelau	Ponte	RioPon8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Su Lernu	Reference	SuLRef8	08-2004	Ref	Temporaneo
Su corongiu	Ponte	SuCPon8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Santa Lucia	Ponte	SanPon8	08-2004	No Ref	Temporaneo
Girasole	Foce	GirFoc2	02-2004	No Ref	Temporaneo
Oleandro	Reference	OleRef2	02-2004	Ref	Temporaneo
Mirenu	Condotta	MirCon2	02-2004	No Ref	Temporaneo
Mulargia	Reference	MulRef2	02-2004	Ref	Temporaneo
Su Lernu	Reference	SuLRef2	02-2004	Ref	Temporaneo
Su Lernu	Valle	SuLVal2	02-2004	No Ref	Temporaneo
Santa Lucia	Confluenza	SanCon2	02-2004	No Ref	Temporaneo
Girasole	Foce	GirFoc6	06-2004	No Ref	Temporaneo
Oleandro	Reference	OleRef6	06-2004	Ref	Temporaneo
Mirenu	Monte Condotta	MirMon6	06-2004	No Ref	Temporaneo
Mulargia	Reference	MulRef6	06-2004	Ref	Temporaneo
Rio Leni	Reference	RioRef6	06-2004	Ref	Temporaneo
Su Lernu	monte Padru	Sumon6	06-2004	No Ref	Temporaneo
Su Lernu	Ref monte	SuLRef6	06-2004	Ref	Temporaneo
Su corongiu	Monte	SuMon6	06-2004	No Ref	Temporaneo
Mulargia	Reference	MulRef8	08-2004	Ref	Temporaneo
Santa Lucia	Ponte FS	SanPon6	06-2004	No Ref	Temporaneo

4. MATERIALI E METODI

Tra gli elementi necessari per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali la Direttiva 2000/60/CE prevede l'utilizzo dei macroinvertebrati bentonici e a sostegno indagini riguardanti parametri idromorfologici e chimico-fisici.

Di seguito si riportano le metodologie utilizzate in questa ricerca.

4.1 Analisi dei dati biologici

4.1.1 Tecnica di campionamento dei macroinvertebrati bentonici

I macroinvertebrati sono stati raccolti con il metodo di campionamento quantitativo “multihabitat proporzionale” in linea con le richieste della WFD. Tale metodologia messa a punto negli Stati Uniti nell'ambito del *Rapid Bio assessment Protocol* (Barbour *et al.*, 1999) è stata applicata nei progetti europei AQEM e STAR (Hering *et al.*, 2004; Furse *et al.*, 2006) ed attualmente adoperata come tecnica standard nei corsi d'acqua guadabili italiani (Buffagni & Erba, 2007a). La tecnica consiste nella raccolta del macrobenthos in diversi microhabitat in maniera proporzionale alla loro presenza in un tratto di 25-50 metri che sia il più possibile rappresentativo del corso fluviale che si vuole investigare. Complessivamente prevede la raccolta di 20 repliche in ciascun sito di campionamento (rispettivamente 10 nella zona di *riffle* e 10 nella *pool*) che siano rappresentative degli habitat presenti e con una percentuale di occorrenza almeno pari ad una soglia minima stabilita (10%) (Figura 4.1).

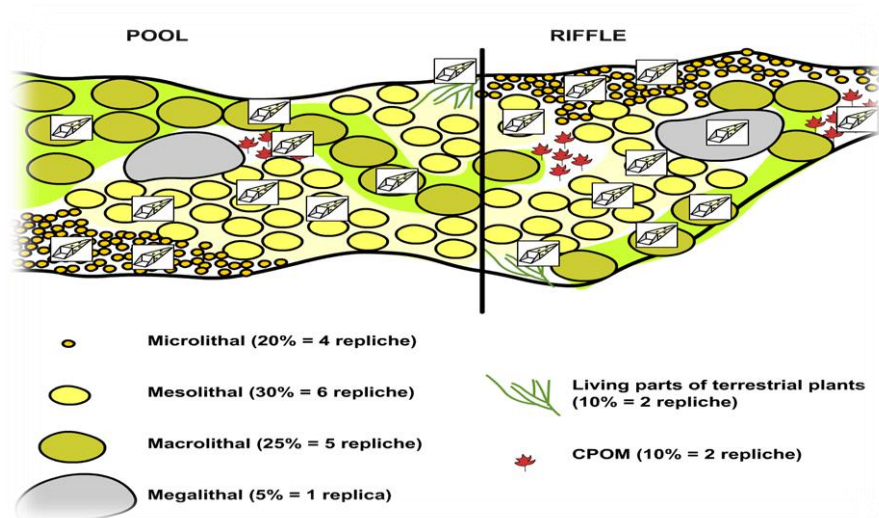


Figura 4.1. Posizionamento delle repliche nel tratto di campionamento

Una volta individuato il sito di campionamento si procede nell'applicazione di due successive fasi. La prima prevede l'individuazione dei mesohabitat, *riffle/pool* (raschio/pozza); la seconda l'identificazione e la stima dei microhabitat in ciascun mesohabitat.

La sequenza *riffle/pool* si riconosce nei fiumi in relazione ad una serie di parametri che definiscono le due aree, generalmente contigue, quali: la turbolenza, la profondità, la granulometria del substrato e il carattere deposizionale/erosionale (Buffagni *et al.*, 2004b; Buffagni & Erba, 2007a).

L'area che identifica il *riffle* è considerata lotica con carattere prevalentemente erosionale, definita da una minore profondità e da una turbolenza delle acque più elevata rispetto alla *pool*.

La *pool*, invece, è una zona lenticale a carattere prevalentemente deposizionale, con acque più profonde, meno turbolente e substrato a granulometria più fine.

Nella seconda fase i microhabitat vengono riconosciuti e stimati a vista in ciascuna delle due aree precedentemente descritte. La loro identificazione è fondamentale per procedere nell'attività di campo.

In alveo di distinguono due categorie di microhabitat: di tipo minerale e biotico (Tabella 4.1 e 4.2; Buffagni & Erba, 2007a). Quelli minerali vengono definiti sulla base delle dimensioni del substrato, osservando l'asse intermedio, mentre quelli biotici in base alla natura del substrato. Ciascuno è caratterizzato da un codice che viene riportato nelle provette insieme alla data del campionamento, il nome del sito, al tipo di mesohabitat indagato (ad esempio, *riffle*, *pool* o Generico) e numero di replica.

Tabella 4.1. Lista dei microhabitat minerali rinvenibili nei fiumi italiani

Microhabitat minerali	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)
Microthal (2 – 6 cm)	MIC	Pietre piccole
Mesolthal (6 – 20 cm)	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolthal (20 – 40 cm)	MAC	Pietre grossolane della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalthal (> 40 cm)	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale (e.g. cemento)	ART	Cemento e tutti i substrati solidi non granulari immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido, spesso ricoperto da muschi

Tabella 4.2. Lista dei microhabitat biotici rinvenibili nei fiumi italiani

Microhabitat biotici	codice	Descrizione
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>Leptomitius</i>), solfobatteri (<i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>)

In seguito, una volta individuati i diversi microhabitat si effettua il campionamento utilizzando una rete Surber che delimita un'area di 0.05 m² (quindi 0,5 m² per mesohabitat). Essa è costituita da un telaio in metallo di 25 cm per lato e una rete con maglie di 500 µm secondo quanto stabilito dalle norme standard internazionali (UNI EN 28265, 1995). Per la raccolta degli organismi la rete viene collocata sul microhabitat da campionare con l'apertura rivolta controcorrente. Una volta adagiata sul fondo si smuove con le mani all'interno dell'area definita dallo strumento, spostando leggermente il substrato per facilitare l'ingresso degli organismi che vengono convogliati dentro un barattolo in plastica (Figura 4.2, a-b).

Il campionamento viene effettuato partendo dal punto più a valle del tratto di fiume considerato.

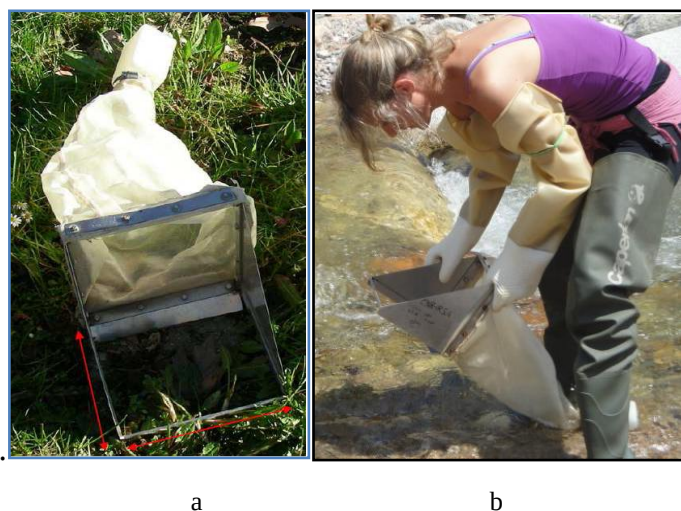


Figura 4.2 (a-b). a: rete Surber, in rosso sono evidenziati i lati dell'area campionabile; b: campionamento biologico

Ad ogni applicazione della rete corrisponde una replica che viene rigorosamente tenuta separata dalle altre. Per ciascuna sono state registrate su campo diverse informazioni relative alla profondità, alla velocità di corrente, al tipo di flusso e alla distanza dalle due sponde. In Appendice 1 si riporta la scheda di campo.

Tra gli elementi di habitat rinvenibili nel canale si riportano nella Tabella 4.3 i diversi tipi di flusso (*flow types*) che, insieme ai substrati precedentemente riportati, descrivono l'habitat acquatico in cui vivono gli invertebrati bentonici. I *flow type* (Padmore, 1998) rappresentano un'espressione sintetica delle condizioni idrauliche dei fiumi, quali la velocità di corrente e la turbolenza, noti nell'influenzare i processi di colonizzazione dei macroinvertebrati (Statzner, 1981; Jowett *et al.*, 1991; Buffagni & Erba, 2007a). I tipi di flusso vengono visivamente classificati in base al grado di turbolenza superficiale dell'acqua. Nella tabella sono ordinati dal flusso non percettibile, al flusso *Broken standing waves*, definito dalla superficie dell'acqua molto increspata. Gli ultimi due flussi 'cascata' e 'caotico' sono quelli più complessi in prossimità dei quali il campionamento biologico risulta di difficile applicazione. Il primo è definito da una cascata verticale visibilmente separata dal substrato sottostante, mentre il secondo è un misto di più flussi (ad es. FF, CH e BW).

Tabella 4.3. Lista dei principali tipi di flusso rinvenibili in un fiume (da: Buffagni & Erba, 2007a)

Tipo di flusso	Codice
Non percettibile	NP
Liscio/ <i>Smooth</i>	SM
Upwelling	UP
Increspato/ <i>Rippled</i>	RP
Unbroken standing waves	UW
Broken standing waves	BW
Chute	CH
Cascata/ <i>Free fall</i>	FF
Flusso caotico/ <i>Chaotic flow</i>	CF

Ogni singola replica viene svuotata in un secchio ed in seguito in una bacinella. Con l'ausilio di pinzette gli organismi vengono separati dal substrato (smistati) e fissati in provette con alcol etilico all'80%, direttamente su campo.

4.1.2 Identificazione dei macroinvertebrati bentonici

Una volta applicato il metodo i campioni biologici sono stati portati in laboratorio ed identificati al livello tassonomico di famiglia o specie in alcuni casi (ad esempio gli Efemerotteri) utilizzando uno stereoscopio Leica S8AP0 a 20, 40, 60 e 80 ingrandimenti e un microscopio ottico OLYMPUS CH a 100, 200 e 400 ingrandimenti.

Per l'identificazione sono state consultate guide e atlanti (Consiglio, 1980; Belfiore, 1983, Sansoni, 1988; Campaioli *et al.*, 1994; 1999; Tachet *et al.*, 2006).

Terminata l'identificazione gli individui sono stati contati ottenendo delle liste tassonomiche che in seguito sono state inserite nel database AQEMdip (AQEM data input program, AQEM-STAR, 2003).

4.1.3 Le metriche biologiche

Sulla base della componente macrobentonica per ciascun sito di campionamento sono state calcolate una serie di metriche biologiche.

Le metriche considerate sono: ASPT, Log10 (sel_EPTD+1), 1-GOLD, Numero di famiglie EPT, Numero totale di famiglie, Indice di diversità Shannon-Weiner.

Esse sintetizzano informazioni riguardanti la tolleranza, la ricchezza, l'abbondanza e la diversità degli organismi, rispondendo alle richieste dalla normativa Europea 2000/60/CE.

Il livello di identificazione tassonomica richiesto per il calcolo delle sei metriche è quello di Famiglia.

Di seguito si riporta la tabella con le metriche e il tipo di informazione che esse sintetizzano (Tabella 4.4).

Queste metriche combinate definiscono l'Indice Multimetrico STAR_ICMi (STAR *intercalibration Common Metric index*), sviluppato come strumento nell'ambito del progetto STAR per l'esercizio di intercalibrazione dei fiumi europei (Buffagni *et al.*, 2005a). Esso, concepito per valutare il degrado generale dei siti fluviali, è ufficialmente utilizzato per la classificazione dello stato ecologico (Buffagni *et al.* 2007; Buffagni & Erba, 2007b; Erba *et al.*, 2009; D.M., 260/2010).

Tabella 4.4. Le metriche biologiche (da: Buffagni & Erba, 2007b)

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	$\text{Log}_{10}(\text{Sel_EPTD} + 1)$	Log_{10} (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, 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.	0.083

L'indice consente di ottenere una classe di qualità per ogni sito indagato sulla base delle informazioni derivate dagli invertebrati acquatici e viene calcolato come rapporto *Ecological Quality Ratio* (EQR). Il suo valore finale deriva dalla combinazione dei valori grezzi ottenuti per ciascuna metrica, le quali sono state normalizzate (ciascuna divisa per il valore della metrica che rappresenta le condizioni di riferimento), moltiplicate per il proprio peso e successivamente sommate. Il risultato viene in seguito nuovamente normalizzato sul valore mediano di STAR_ICMi osservato nei siti *reference*. Può assumere valori tra 0 ed 1, dove 0 rappresenta la qualità peggiore, mentre 1 rappresenta la situazione di maggior naturalità (classe elevata) (Buffagni & Erba, 2007b). In Tabella 4.5. vengono riportati i limiti di classe dell'indice STAR_ICMi per il macrotipo fluviale dei fiumi mediterranei temporanei (M5).

Tabella 4.5. Limiti di classe dello STAR_ICMi per i fiumi mediterranei temporanei (M5)

Limite di classe	STAR_ICMi
Elevato/Buono	0.97
Buono/Moderato	0.73
Moderato/Scarso	0.49
Scarso/Pessimo	0.24

Per il calcolo delle metriche e dell'indice STAR_ICMi è stato utilizzato il software MacrOper.ICM (ver. 1.0.5, Buffagni & Belfiore, 2013).

In aggiunta sono state considerate altre metriche basate sugli Efemerotteri: MTS (*Mayfly Total Score*, ossia il punteggio totale degli Efemerotteri) e MAS (*Mayfly Average Score*) (Buffagni, 1997; 1999). Per il calcolo di tali metriche l'identificazione degli Efemerotteri è prevista a livello di Unità Operazionale (OU), ossia raggruppamenti di taxa (per lo più a livello di genere o gruppi di specie) basati su affinità tassonomiche, morfologiche o ecologiche tra le specie di Efemerotteri.

Attualmente la metrica MTS è richiesta per la definizione dello stato ecologico dei fiumi molto grandi e/o non accessibili (D.M., 260/2010).

4.2 Analisi chimico-fisiche

Durante il campionamento biologico sono stati prelevati dei campioni d'acqua per caratterizzare i siti studiati e quantificare l'eventuale presenza di inquinamento nelle acque. Sono state effettuate, inoltre, misure *in situ* di alcuni parametri chimico-fisici.

Direttamente su campo sono stati misurati i seguenti parametri chimico-fisici: pH, Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ed ossigeno disciolto (mg/l), utilizzando una sonda multiparametrica portatile (Hach Lange) sistemata in alveo e lasciata per circa 12 ore nella maggior parte dei siti.

Durante il campionamento biologico è stata misurata in ciascun sito la portata.

Sui campioni d'acqua prelevati sono stati invece determinati in laboratorio i seguenti parametri: N-NO_3 (mg/l), N-NH_4 (mg/l), Fosforo totale ($\mu\text{g}/\text{l}$), Cl (mg/l), P-PO_4 (mg/l) e per alcuni siti anche BOD_5 (domanda biologica di ossigeno a 5 giorni) e COD (domanda chimica di ossigeno).

Con alcune di queste variabili sono stati calcolati due descrittori: **OPD** (*Organic Pollution Descriptor*: Erba *et al.*, 2007) e **LIMeco** (Livello di Inquinamento dai Macrodescrittori per lo stato ecologico).

Il descrittore **OPD** è stato utilizzato per caratterizzare i siti in termini di inquinamento organico. Esso considera diverse variabili quali: Deficit di saturazione di Ossigeno ($100-\text{O}_2\%$) Cloruri (mg/l), BOD_5 (mg/l) Ammoniaca (mg/l) Nitriti (mg/l), Nitrati (mg/l) Orto-Fosfati ($\mu\text{g}/\text{l}$), Fosforo totale ($\mu\text{g}/\text{l}$), COD (mg/l) e *Escherichia coli* (UFC/100 ml).

Ad ognuna di queste variabili viene assegnato un valore tra 0 e 1 sulla base delle concentrazioni osservate in siti di riferimento. Il punteggio ottenuto per ogni parametro chimico viene quindi sommato e mediato per ottenere il valore finale del descrittore.

Un alto valore finale dell'OPD indica una situazione di elevata qualità delle acque.

Il descrittore **LIMeco** (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori per lo stato ecologico), ufficialmente utilizzato in Italia in accordo con il D.M., 260/2010, è stato utilizzato per avere un'indicazione sintetica delle condizioni di qualità dell'acqua dei tratti investigati. Viene utilizzato per individuare le classi di qualità delle acque correnti sintetizzando l'informazione derivata dalle concentrazioni delle variabili chimico-fisiche.

I parametri considerati con le soglie per la definizione del LIMeco sono riportati in Tabella 4.6.

Tabella 4.6. Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco.

(Tab 4.1.2/a. D.M., 260/10)

Parametro	Punteggio*	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
		1	0.5	0.25	0.125	0
100-OD (% sat.)	Soglie**	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)		< 0.03	≤ 0.06	≤ 0.12	≤ 0.24	> 0.24
N-NO ₃ (mg/l)		< 0.6	≤ 1.2	≤ 2.4	≤ 4.8	> 4.8
Fosforo totale (µg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

*Punteggio da attribuire al singolo parametro

** Le soglie di concentrazione corrispondenti al Livello 1 sono state definite sulla base delle concentrazioni osservate in campioni (115) prelevati in siti di riferimento (49), appartenenti a diversi tipi fluviali. In particolare, tali soglie, che permettono l'attribuzione di un punteggio pari a 1, corrispondono al 75° percentile (N-NH₄, N-NO₃, e Ossigeno disciolto) o al 90° (Fosforo totale) della distribuzione delle concentrazioni di ciascun parametro nei siti di riferimento. I siti di riferimento considerati fanno parte di un database disponibile presso CNR-IRSA.

Alla concentrazione misurata per ciascun macrodescrittore corrisponde un determinato punteggio come indicato nella tabella. Per ogni campionamento si ottiene il valore LIMeco facendo la media dei punteggi attribuiti ai singoli parametri.

Alla fine del periodo di indagine per ciascun sito del corpo idrico risultano una serie di valori LIMeco che corrispondono al numero dei prelievi effettuati. Il punteggio finale da assegnare al sito è dato così dalla media dei punteggi calcolati durante tutto il periodo di campionamento.

Il descrittore viene utilizzato per stabilire la classe di qualità di un corpo idrico espressa in cinque classi, da Elevato a Cattivo, secondo le soglie riportate in Tabella 4.7.

Tabella 4.7. Classificazione secondo l'indice LIMeco (Tab. 4.1.2/b D.M., 260/10)

Stato di qualità	LIMeco
Elevato*	≥ 0.66
Buono	≥ 0.50
Moderato	≥ 0.33
Scarso	≥ 0.17
Cattivo	< 0.17

* Il limite tra lo stato elevato e lo stato buono è stato fissato pari al 10° percentile dei campioni ottenuti da siti di riferimento

Questi parametri sono stati utilizzati nella prima fase del lavoro, per la quale è stata effettuata una selezione dei siti osservando la qualità dell'acqua.

In particolare sono stati scartati tutti i siti inquinati considerando i seguenti criteri:

- i. esclusione dei siti con classi LIMeco Scarso e Cattivo.
- ii. inclusione dei siti classificati con classi LIMeco Moderato, Buono ed Elevato se presentano almeno tre delle seguenti condizioni: $P-PO_4 < 300 \mu g/l$, $Conducibilità < 800 \mu S/cm$, $Cloruri < 150 mg/l$ e $N-NH_4 < 0.05 mg/l$.

Ci si è basati perciò su siti definiti dalla qualità dell'acqua simile tra loro in modo di annullare o diminuire il più possibile i disturbi legati all'alterazione chimica.

4.3 Caratterizzazione idromorfologica e di habitat

Per la caratterizzazione idromorfologica e di habitat dei tratti fluviali è stato applicato il Metodo CARAVAGGIO (*Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition*; Buffagni *et al.*, 2005b; Buffagni *et al.*, 2013) che viene effettuato simultaneamente alla raccolta dei macroinvertebrati. Si tratta di un protocollo di raccolta dati che è stato sviluppato a partire da quello inglese, il *River Habitat Survey* (RHS) con l'obiettivo di fornire uno strumento utile ai fini della gestione fluviale e della conservazione degli habitat (Raven *et al.*, 1997; Buffagni & Kemp, 2002).

Esso consente di ricavare differenti informazioni idonee per caratterizzare gli habitat fluviali secondo quanto richiesto dalla WFD, prestandosi quindi come strumento efficace per la classificazione dello stato idromorfologico dei corpi idrici (Buffagni & Erba, 2010).

Rispetto al metodo inglese, il CARAVAGGIO è comprensivo di alcuni adattamenti nella struttura del protocollo di rilevamento e di integrazioni riguardanti la descrizione delle caratteristiche di deposito/erosione, le dimensioni dell'alveo e delle sponde, l'estensione della vegetazione riparia, la pendenza delle sponde e la posizione dell'acqua nel canale (Buffagni *et al.*, 2013).

I dati ricavati dalla sua applicazione sono fondamentali per l'interpretazione dei dati biologici, poiché consentono confronti diretti tra le comunità biotiche e la diversità e qualità degli habitat osservati *in situ*.

Il metodo prevede la raccolta delle caratteristiche abiotiche (circa 1500 informazioni) lungo un tratto che si estende per 500 m sull'asse longitudinale del fiume indagato. Quest'ultimo viene considerato idealmente distinto in tre zone principali: alveo, sponde e area perifluviale.

Le informazioni relative alle tre zone fluviali vengono rilevate in una prima fase in corrispondenza di 10 transetti (*spot-checks*) situati a 50 metri di distanza l'uno dall'altro. In ogni *spot-check* si registrano caratteristiche relative al canale (substrati, tipi di flusso, tipi di vegetazione, larghezza del canale principale e/o secondario, modificazioni dell'alveo), agli attributi fisici delle sponde (estensione, modifiche della sponda, caratteristiche di erosione/deposito) e all'uso del territorio alla sommità della sponda (naturale, agricolo o urbano). Alcune di queste vengono osservate nel transetto come informazioni "puntuali" (su una superficie di 1 m di lato) mentre altre come informazioni "areali" (su una superficie di lato 10 m).

Il metodo prevede, in seconda fase, la rilevazione complessiva delle caratteristiche lungo l'intero tratto fluviale considerato (*sweep-up*). In questa sezione possono essere determinate ad esempio

l'uso del suolo in 50 m dalla sommità della sponda e sulla sponda, il profilo delle sponde, la copertura arborea e caratteristiche ad esse associate come l'ombreggiatura dell'alveo e la vegetazione arborea sulle sponde.

Nello *sweep-up* il metodo prevede che venga osservata l'estensione per le variabile sopra citate e registrata su scheda come "presente" (se è presente per meno del 33% dell'intera lunghezza del tratto), "estensivo" (se è presente per almeno il 33%) e "whole" (se presente per l'intera lunghezza del tratto).

Tutte le caratteristiche vengono registrate in una scheda di campo con l'ausilio di una chiave applicativa divisa in sezioni (dalla A alla R) e comprensiva di tutte le informazioni che devono essere osservate (Appendice 2 e 3).

Di seguito si riporta un esempio di applicazione del metodo (Figura 4.3).

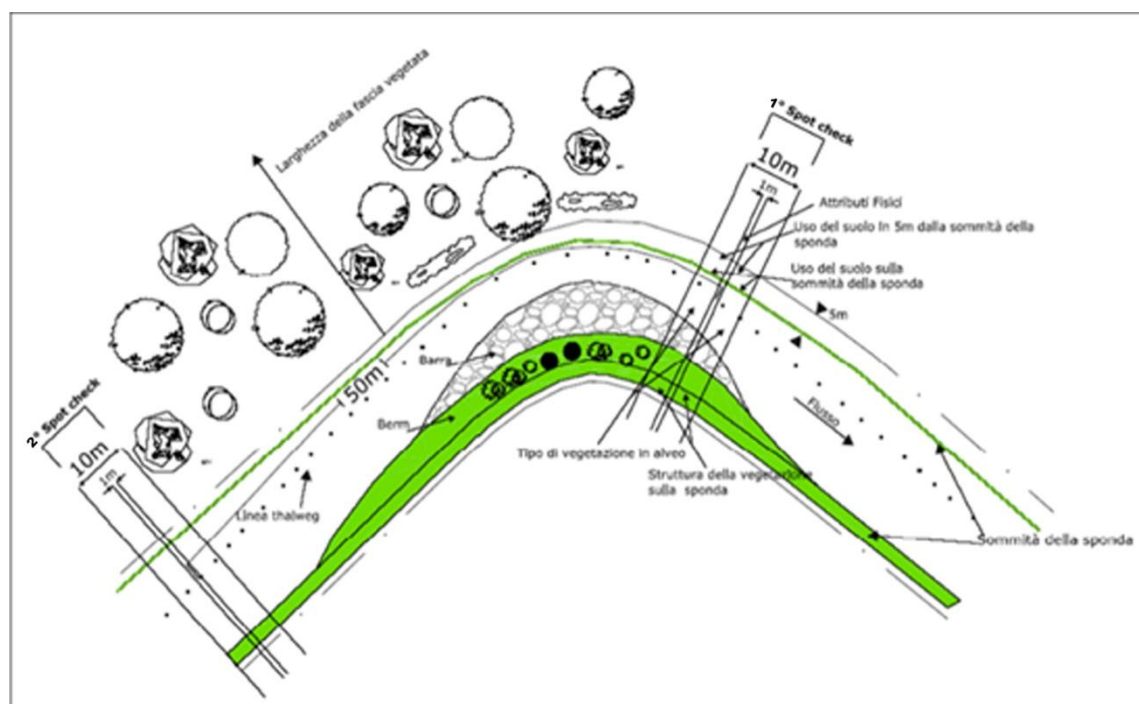


Figura 4.3. Posizionamento di due transetti, rispettivamente spot-check 1 e spot-check 2 distanziati tra loro 50 m. (modificato da: “Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali” Buffagni *et al.*, 2013)

Tutte le informazioni raccolte sono state in seguito archiviate nel software CARAVAGGIOsoft (Di Pasquale & Buffagni, 2006) il quale consente il calcolo di indicatori che sintetizzano le informazioni raccolte.

Per ogni sito sono state registrate anche informazioni geografiche come l'altitudine, la distanza dalla sorgente, la pendenza del *thalweg* e la temperatura istantanea dell'acqua.

4.3.1 Indici e descrittori

Dai dati ottenuti attraverso il CARAVAGGIO derivano alcuni indici e descrittori di qualità idromorfologica e di habitat. Questi sono rispettivamente: HQA (*Habitat Quality Assessment*), HMS (*Habitat Modification Score*), LUIcara (*Land Use Index CARAVAGGIO*), LRD (*Lentic-Lotic Descriptor*) e IQH (Indice di Qualità dell'Habitat).

HQA: Habitat Quality Assessment

L'*Habitat Quality Assessment* (Raven *et al.*, 1998; Erba *et al.*, 2010, Buffagni *et al.*, 2013) è un indice che permette di misurare la diversificazione e la naturalità di un sito fluviale in termini di habitat. E' ottenuto dalla somma dei punteggi dati alle singole caratteristiche rilevate nel canale e nelle sponde (ad esempio il numero dei tipi di flusso, la diversificazione dei substrati, la struttura della fascia riparia).

Elevati valori dell'indice corrispondono quindi ad una maggiore naturalità del fiume e diversificazione degli habitat, pur considerando che anche in condizioni naturali si possono registrare bassi valori dell'HQA (ad esempio in siti con portata limitata). Per informazioni dettagliate del calcolo si rimanda a Buffagni & Erba, 2010, *Deliverable Pd3*.

In Tabella 4.8 si riportano i livelli di diversificazione degli habitat fluviali.

Tabella 4.8. Livello di diversificazione degli habitat fluviali secondo il valore di HQA (da: Erba *et al.*, 2010)

Punteggio HQA	Livello di diversificazione dell'habitat
≥ 64	Estremamente diversificato
51-63	Molto diversificato
38-50	Mediamente diversificato
25-37	Scarsamente diversificato
≤ 24	Molto poco diversificato

La differenziazione di habitat di un determinato tratto fluviale è legata al tipo fluviale esaminato. Per questa ragione i valori di riferimento per il calcolo di quest'indice sono stati derivati per le diverse aree geografiche. Di seguito si riportano i limiti di classe per i fiumi temporanei (Tabella 4.9).

Tabella 4.9. Limiti di classe per i fiumi mediterranei temporanei (Erba *et al.*, 2010)

EQR_ HQA	Punteggio HQA-fiumi mediterranei temporanei	Stato di qualità
≥ 0.66	≥ 42	Stato Elevato
≥ 0.49	34-41	Stato Buono
≥ 0.32	26-33	Stato Moderato
≥ 0.15	18-25	Stato Scarso
< 0.15	≤ 17	Stato Cattivo

HMS: Habitat Modification Score

L'*Habitat Modification Score* (Raven *et al.*, 1998; Erba *et al.*, 2010, Buffagni *et al.*, 2013) è un indice che consente la quantificazione delle alterazioni morfologiche di un fiume dovute alla presenza di elementi artificiali (ad esempio rinforzi e risezionamenti del canale e delle sponde, opere trasversali).

Il suo valore deriva dalla somma dei punteggi (da 1 a 10) attribuiti alle diverse caratteristiche di alterazione in relazione al grado di impatto che si suppone possano determinare sugli habitat. Punteggi elevati corrispondono ad impatti maggiori. Siti che non presentano alcuna forma di alterazione avranno quindi punteggio uguale a 0. La somma dei punteggi restituisce un valore che corrisponde al valore di HMS per quel tratto fluviale.

A valori elevati di HMS corrispondono alterazioni morfologiche severe.

L'indice HMS è indipendente dal tipo fluviale, per cui può essere utilizzato per descrivere e confrontare l'artificializzazione della struttura fisica di corsi d'acqua di tipo diverso.

In Tabella 4.10 si riporta il gradiente dei valori di HMS diviso in 5 classi di qualità.

Tabella 4.10. Classi di qualità secondo l'indice HMS

EQR_ HMS	Range di punteggio HMS	Range in 100-HMS	Stato di qualità
≥ 0.94	0-6	94-100	Stato Elevato
≥ 0.82	7-18	82-93	Stato Buono
≥ 0.58	19-42	58-81	Stato Moderato
≥ 0.28	43-72	28-57	Stato Scarso
< 0.28	≥ 73	≤ 27	Stato Cattivo

LUIcara: Land Use Index

L'indice consente di quantificare gli usi del territorio a livello di tratto fluviale, presupposto fondamentale nell'implementazione della WFD che richiede vengano identificati gli impatti o le pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici, legate principalmente all'utilizzo del suolo di tipo urbano ed agricolo (Demartini *et al.*, 2010; Erba *et al.*, 2015).

Alcune delle caratteristiche registrate con il CARAVAGGIO riguardano informazioni legate all'uso del suolo. Per il calcolo l'indice considera caratteristiche registrate a livello di *spot-check* e *sweep-up*; nel primo caso si considerano le caratteristiche a 5 m dalla sommità della sponda e le caratteristiche della sponda stessa (estensione, altezza), mentre nel secondo caso si considera l'uso del suolo sulla sponda ed entro i 50 m dalla sua sommità e la presenza di linee di aratura dei campi trasversali al corpo idrico.

Gli usi del territorio sono di tipo Agricolo, Urbano o Naturale e ad ognuno viene attribuito un punteggio. Gli usi del territorio di tipo naturale hanno punteggio nullo, gli usi agricoli possono prendere punteggi 1 o 3 e gli urbani 0, 1, 3, 5.

L'indice originariamente messo a punto da Feld (2004) prevede un'attribuzione dei punti in funzione del grado di impatto che si presuppone gli usi abbiano sulle comunità biologiche. Quindi valori crescenti vengono assegnati ad usi più impattanti.

L'indice considera 4 componenti differenziate per sponda destra e sinistra:

- LUIsc: l'uso del suolo nei 5 m dalla sommità a livello di *spot-check*
- LUItop: è il risultato della somma delle caratteristiche rilevate, a livello di *sweep-up*, nei 50 m della sommità delle sponde
- LUIface: è relativo agli usi del territorio rilevati sulla sponda a livello di *sweep-up*
- LUIbank: questa componente è relativa ai profili della riva registrati a livello di *sweep-up*, considerando arginature (addossate o arretrate).

Il valore finale dell'indice LUIcara si ottiene dalla somma di queste componenti opportunamente ponderate. Si rimanda a Demartini *et al.* (2010) per informazioni di dettaglio sul calcolo.

L'indice può assumere valori da 0 a 39,2. Valori uguali allo zero indicano un uso del suolo totalmente naturale mentre quelli prossimi a 39,2 evidenziano una totale artificializzazione delle sponde e dell'alveo del sito, inserito in contesti urbano o industriale.

LRD: Lentic-Lotic Descriptor

Il descrittore LRD consente la quantificazione del carattere lentico-lotico degli habitat acquatici, caratteristica che in fiumi di tipo mediterraneo influenza le strutture delle comunità macrobentoniche (Buffagni *et al.* 2004c; 2009a; 2010a). Per il calcolo vengono considerate una serie di caratteristiche degli habitat fluviali registrate sia a livello di *spot-check* che a livello di *sweep-up*, nel canale primario e secondario del tratto di fiume investigato. Queste sono relative alla presenza e diversità dei tipi di flusso, di substrato, alla vegetazione presente in alveo, al detrito organico e alle strutture artificiali, tutte raccolte con il metodo CARAVAGGIO. Ad ognuna delle caratteristiche viene attribuito un punteggio negativo o positivo sulla base dell'informazione che racchiude, di tipo lotico nel primo caso e lentico nel secondo. Le caratteristiche di tipo naturale vengono calcolate separatamente dalle artificiali e distinte per il canale primario e secondario.

Il descrittore assume valori che possono variare da -75, identificando zone estremamente lotiche, a +100, zone estremamente lentiche. Di seguito si riportano le classi del descrittore (Tabella 4.11).

Tabella 4.11. Classi del descrittore LRD (da: Buffagni *et al.*, 2010b)

Classe	Nome	Valore
1+	Estremamente lotico	LRD <-50
1	Molto lotico	-50 ≤ LRD <-30
2	Lotico	-30 ≤ LRD <-10
3	Intermedio	-10 ≤ LRD <10
4	Lentico	10 ≤ LRD <30
5	Molto lentico	30 ≤ LRD <50
5+	Estremamente lentico	LRD ≥50

IQH: Indice di Qualità dell'Habitat

Gli indici HMS, HQA e LUIcara, opportunamente mediati, definiscono l'IQH. Tale indice consente la classificazione dello stato di qualità degli habitat assumendo valori tra 1 e 0, dove ad elevati valori corrispondono migliori condizioni di habitat. Esso è previsto obbligatoriamente dal D.M., 260/2010 per la validazione dei siti di riferimento, mediante il quale si richiede la discriminazione tra lo stato elevato e non elevato per due macrocategorie di tipi fluviali. Tuttavia i limiti di classe dell'indice IQH possono essere utilizzati anche per supportare l'interpretazione del dato biologico. Di seguito si riportano le Tabelle con i limiti per definire gli stati Buono, Moderato, Scarso e Cattivo (Tabelle 4.12 e 4.13).

Tabella 4.12. Stato di qualità dell'Habitat per i corsi d'acqua temporanei e per i corsi di pianura piccoli e molto piccoli (da: Cazzola *et al.*, 2012)

EQR_IQH	Stato di qualità
≥ 0.81	Elevato
≥ 0.61	Buono
≥ 0.41	Moderato
≥ 0.21	Scarso
< 0.21	Cattivo

Tabella 4.13. Stato di qualità dell'Habitat per tutti i rimanenti tipi fluviali (da: Cazzola *et al.*, 2012)

EQR_IQH	Stato di qualità
≥ 0.90	Elevato
≥ 0.67	Buono
≥ 0.44	Moderato
≥ 0.21	Scarso
< 0.21	Cattivo

4.4 Analisi statistica dei dati

4.4.1 MRT: *Multivariate regression tree*

Nella fase di elaborazione dei dati è stata utilizzata come analisi di regressione multivariata la *Multivariate Regression Tree* (MRT: De'ath, 2002). La MRT è una tecnica di *clustering* diretta per partizioni divisive vincolate che coinvolge due matrici: quella delle variabili di risposta e quella contenente un insieme di variabili esplicative (predittive) che fornisce un vincolo per dividere i dati della prima matrice.

Questa tecnica analizza i dati di comunità ma non fa ipotesi sul tipo di relazione tra le specie e il loro ambiente. In questo modo l'analisi può trattare dati ecologici complessi con relazioni non lineari tra le variabili e interazioni di ordine superiore (De'ath & Fabricus, 2000).

La MRT viene utilizzata come analisi predittiva e per esplorare o descrivere le relazioni tra dati multispecie e le caratteristiche ambientali (De'ath, 2002).

I risultati dell'analisi vengono rappresentati graficamente da un albero gerarchico con successive partizioni binarie (*split*) del *dataset* in sottogruppi e associazioni biologiche, formando dei *clusters* di siti. Ogni *split* viene definito da un valore soglia di una delle variabili esplicative, minimizzando la dissimilarità (calcolata come somma del quadrato delle distanze euclidee) dei taxa e dei siti all'interno dei *clusters* dai centroidi dei nodi ai quali appartengono. I dati di risposta sono quindi spiegati, e possono esser predetti, dalle variabili esplicative.

L'analisi restituisce differenti potenziali soluzioni in termini di divisioni e numero di gruppi di siti, ma la scelta del modello predittivo migliore (cioè la dimensione dell'albero di regressione) viene fatta attraverso la tecnica statistica *Cross-Validation* dei risultati e considerando l'errore relativo (*relative error*: RE o *error*) dell'albero.

L'errore relativo rappresenta la frazione di varianza non spiegata dall'albero ed è una misura dell'adattamento complessivo del modello, misurata come il rapporto tra la somma del quadrato delle distanze nei *clusters* e la somma del quadrato delle distanze di tutti i dati non suddivisi.

Senza *Cross-Validation* si dovrebbe scegliere il modello minimizzando l'errore relativo.

Nella *Cross-Validation* tutti i dati disponibili vengono usati, a gruppi di dimensione fissa, alternativamente come *test* e come *training dataset* e in modo casuale riassegnati nei *clusters*.

L'analisi viene ripetuta più volte per successive ed indipendenti divisioni dei dati nei gruppi *test*.

L'accuratezza predittiva del modello è valutata dal suo errore predittivo CVRE (*Cross Validated Relative Error* o *CVerror*) che misura la variabilità tra e all'interno dei rami dell'albero. Esso viene calcolato ad ogni dimensione dell'albero (partizione), definito dai *k* gruppi che escono

dall'analisi. Il CVRE può essere definito come il rapporto tra la dispersione non spiegata dall'albero e la dispersione complessiva dei dati di risposta, dove il numeratore cambia dopo ogni partizione.

In termini generali, i valori CVRE e RE più bassi sono quelli che identificano l'albero migliore. La scelta finale non è comunque restrittiva o ovvia, ma viene fatta selezionando il modello più appropriato all'obiettivo dello studio e all'indagine ecologica che si affronta.

L'analisi identifica, inoltre, "specie discriminanti" ad ogni nodo e la media delle abbondanze di ciascuna in ogni ramo, selezionando quelle che contribuiscono maggiormente nel definire la varianza spiegata dal modello.

Come metodo si differenzia dalle tecniche statistiche nelle quali la selezione delle variabili esplicative è fatta sulla base del "potere esplicativo", poiché la MRT si concentra sulla previsione, selezionando l'albero con miglior "potere predittivo", risultando così uno strumento molto interessante per le applicazioni pratiche, come nella gestione ambientale (Borcard *et al.*, 2011).

Nell'analisi sono stati esclusi i taxa presenti in meno del 5% e oltre il 75% dei campioni. Tale adeguamento è stato ritenuto il più appropriato per escludere famiglie rare e ubiquitarie ai fini della individuazione di taxa indicatori (Holt & Miller, 2011).

Alle abbondanze dei singoli taxa è stata applicata la trasformazione logaritmica $\text{Log}_{10}(x+1)$ ed in seguito la normalizzazione con la *Chord-transformation* (Borcard *et al.*, 2011).

In questo studio, il numero minimo di casi per ogni nodo terminale è stato fissato a quattro campioni ed è stato selezionato l'albero posizionato tra quello con CVRE più basso (soluzione a tre gruppi) e quelli con RE più bassi (fino alla soluzione di nove gruppi).

4.4.2 Indicator Species Analysis

Al fine di valutare quali siano gli organismi acquatici maggiormente caratterizzanti i gruppi di siti presenti ai nodi e ai rami dell'albero MRT, è stata effettuata l'analisi nota come *Indicator Species Analysis* (Dufrene & Legendre, 1997).

Questa consente di valutare il valore dei singoli taxa come indicatori di particolari condizioni ambientali o, comunque, di condizioni che caratterizzano un gruppo di osservazioni. L'analisi prende in considerazione informazioni relative alle abbondanze medie dei taxa e quelle relative alla costanza della loro presenza in un gruppo di osservazioni.

Combinando l'abbondanza relativa (specificità) e la frequenza media (fedeltà) si ottiene per ciascun taxon un valore indicatore (*Indicator Value* o IndVal) che può essere poi espresso come una percentuale:

$$\text{IndVal}_{kj} = \text{specificità}_{kj} \times \text{fedeltà}_{kj} \times 100$$

dove kj = specie j nel gruppo di campioni k .

L'indice assume valore massimo (cioè il suo valore è 1) quando gli individui di un determinato taxon sono osservati in tutti i siti appartenenti ad un unico *cluster*.

La significatività statistica (fissata a 0.05) dei valori indicatori è stata valutata con la procedura di Monte Carlo (9999 volte). In particolare, saranno considerati taxa caratteristici di un dato gruppo di campionamenti quelli con IndVal maggiore del 25%.

In questo studio, le analisi MRT ed IndVal sono state effettuate in R vers. 3.1.1 (R Development Core Team, 2014) utilizzando, rispettivamente, il pacchetto 'mvpart' (Therneau *et al.*, 2014) e il pacchetto 'MVPARTwrap' (Ouellette & Legendre, 2014).

4.4.3 Test di Kruskal-Wallis

Il Test di Kruskal-Wallis è stato utilizzato per testare le differenze tra i gruppi MRT per alcune variabili selezionate.

Il Kruskal-Wallis *One-Way ANOVA by Ranks* (Kruskal & Wallis, 1952) è l'analogo non parametrico dell'analisi della varianza ad un criterio di classificazione.

Questo tipo di test statistico viene utilizzato quando non si può assumere una distribuzione normale della popolazione.

Il test si basa sul confronto di k gruppi indipendenti verificando se questi provengano dalla stessa popolazione e/o da popolazioni con mediane diverse.

Secondo l'ipotesi nulla (H_0) i k gruppi indipendenti provengono dalla stessa popolazione e/o da popolazioni che abbiano la medesima mediana, mentre secondo l'ipotesi alternativa almeno uno dei campione è differente e non appartiene a tale popolazione.

Il test richiede la conversione delle osservazioni dei k gruppi in ranghi.

In seguito per valori significativi del test di Kruskal sono stati effettuati confronti multipli *post-hoc* a coppie dei ranghi medi dei gruppi (Siegel & Castellan, 1988).

I test sono stati effettuati con il software STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2004).

4.4.4 Test Statistico G^2

Al fine di confrontare le frequenze di cattura delle specie selezionate e quindi valutare se le variabili ambientali e di habitat scelte determinano cambiamenti nella probabilità di rinvenirle o meno (in termini generali di presenza/assenza), è stato applicato il test statistico G sulle presenze delle specie.

Il test G, noto anche come G^2 (Moore, 2004) o logaritmo del rapporto di verosimiglianza (*log-likelihood test*: McDonald, 2014) si usa quando, trattando con variabili categoriche che presentano due o più valori, si vuole verificare se il numero di osservazioni in ciascuna categoria fitta con l'ipotesi nulla e, quindi, se le frequenze dei valori osservati si adattano alle frequenze teoriche.

Il test basato sul logaritmo del rapporto di verosimiglianza è stato calcolato come segue (McDonald, 2014):

$$G=2\sum[O * \ln(O/E)]$$

dove O/E rappresenta il rapporto tra le frequenze osservate e quelle attese secondo una determinata ipotesi. Per ciascuna categoria/classe, la probabilità attesa è qui posta pari alla frequenza relativa di campionamento corrispondente.

4.4.5 Coefficiente di correlazione di Spearman

Il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (r_s) è stato utilizzato per osservare il grado e il tipo di associazione tra le variabili abiotiche.

E' un coefficiente di correlazione non parametrica generalmente usato se i dati di cui si vuole stimare il grado di associazione appartengono ad una popolazione con distribuzione non normale.

Per calcolare il coefficiente i dati devono essere trasformati in ranghi e calcolate le differenze (D_i) tra i ranghi assegnati ad ogni coppia di osservazioni.

L'ipotesi nulla evidenzia l'indipendenza tra due variabili, nel senso che gli N valori della variabile Y hanno le stesse probabilità di associarsi con ognuno degli N valori di X ($H_0: r_s=0$).

Secondo l'ipotesi alternativa il risultato può essere positivo oppure negativo. Nel primo caso l'associazione è diretta, ovvero le coppie di valori sono contemporaneamente alti o bassi sia per

X che per Y. Nel secondo caso l'associazione è indiretta: a valori alti di X corrispondono valori bassi di Y o viceversa.

Il coefficiente può assumere valori compresi tra +1 e -1. Per valori uguali a +1 oppure -1 la correlazione è massima (positiva o negativa).

Per valori prossimi allo zero la correlazione non esiste.

Il coefficiente di correlazione di Spearman corrisponde ad un coefficiente di Pearson calcolato sui ranghi dei dati anziché sui dati bruti. Esso può però essere ottenuto più direttamente come segue:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_i D_i^2}{N(N^2 - 1)}$$

dove D_i è la differenza dei ranghi (essendo r_i e s_i rispettivamente il rango della prima variabile e della seconda variabile della i -esima osservazione) e N il numero complessivo delle osservazioni.

Per verificare l'ipotesi che r_s è significativamente diverso da zero è necessario fare riferimento a delle apposite tavole pubblicate per differenti percentuali di significatività.

4.5 Gruppi di variabili ambientali per le analisi

L'analisi MRT delinea gruppi di siti fluviali definiti sulla base di diverse variabili dettagliate e la comunità bentonica. Per lo scopo dell'analisi e per l'interpretazione dei dati sono stati considerati due gruppi di variabili ambientali:

- “Variabili Test”: sono le variabili incluse nell'analisi MRT. Esse comprendono le strutture ed alterazioni introdotte dall'attività antropica a livello di sponda e alveo e alcune caratteristiche naturali di habitat che possono essere, idealmente, in tutto o in parte controllate per finalità di gestione/restauro. Si veda la Tabella 4.14 per l'elenco delle variabili con il codice e le modalità di calcolo.
- “Variabili Interpretative”: sono le caratteristiche ambientali utili per spiegare e/o chiarire l'importanza delle variabili Test nella definizione dei gruppi di siti e la loro associazione con le biocenosi. Il gruppo delle variabili Interpretative è eterogeneo ed include le caratteristiche di habitat e di uso del suolo, i descrittori derivati dal CARAVAGGIO, le metriche biologiche calcolate sulla comunità intera (104 famiglie), le variabili geografiche e le variabili che definiscono la qualità dell'acqua (Tabella 4.15).

Tabella 4.14. Descrizione delle Variabili Test incluse nell'analisi registrate lungo 500 m. Come riportato nella colonna 'calcolo', le variabili possono essere espresse in percentuale, conteggio o valore adimensionale

Categoria	Variabile	Codice	Calcolo
Strutture artificiali / modificazioni del fiume	Risezionamento del canale (<i>Channel resectioning</i>)	chanRS	% di estensione del Risezionamento del canale; numero di presenze su 10 transetti
	Rinforzo del canale (<i>Channel reinforcement</i>)	chanRI	% di estensione del Rinforzo del canale; numero di presenze in 10 transetti
	Modificazione del canale (<i>Channel modification</i>)	totArtCh	% di estensione della Modificazione del canale; numero di presenze in 10 transetti
	Risezionamento delle sponde (<i>Bank resectioning</i>)	bankRS	% di estensione del Risezionamento della sponda; numero di presenze in 10 transetti su entrambe le sponde
	Rinforzo di sponda (<i>Bank protection</i>)	totRI	% di estensione del Rinforzo di sponda; numero di presenze in 10 transetti su entrambe le sponde
	Modifiche della sponda (<i>Bank modification</i>)	ART_bank	% di estensione delle Modifiche della sponda; numero di presenze in 10 transetti su entrambe le sponde
	Ponti (<i>Bridges</i>)	BRID	Numero di ponti nel tratto fluviale
	<i>Culverts</i>	CULV	Numero di <i>Culverts</i> nel tratto fluviale
Caratteristiche naturali	Canale inciso (<i>Over deepened channel</i>)	OD	Numero di porzioni discrete di canale inciso nel tratto fluviale
	Copertura arborea (<i>Tree cover</i>)	TreeCov	Conversione numerica dell'estensione: Media aritmetica tra i valori registrati in sponda destra e sinistra (nessuno: 0, isolati/a piccoli gruppi: 1, singoli a distanze regolari: 2, a gruppi irregolari: 3, semi-continui: 4, continui: 5)
	Ontani (<i>Alders</i>)	BF_ALD	Conversione numerica dell'estensione (Presente: 0.1; Estensivo: 0.4; Intero tratto: 0.9)
	Habitat associati alle sponde (<i>Tree-related bank habitats</i>)	B_K	Somma dell'estensione delle caratteristiche dopo conversione numerica (Presente: 0.1; Estensivo: 0.4; Intero tratto: 0.9)
	Habitat associati al canale (<i>Tree-related channel habitats</i>)	CH_K	Somma delle estensioni attribuite alle caratteristiche dopo conversione numerica (Presente: 0.1; Estensivo: 0.4; Intero tratto: 0.9)
	Habitat naturali nel canale e lungo le sponde associati alla presenza di alberi (<i>Tree-related bank and channel habitats</i>)	K_OTH_n	Somma delle estensioni attribuite alle caratteristiche dopo conversione numerica (Presente: 0.1; Estensivo: 0.4; Intero tratto: 0.9)
	Ombreggiatura del canale (<i>Channel shading</i>)	CH_SHAD	Conversione numerica dell'estensione (Presente: 0.1; Estensivo: 0.4; Intero tratto: 0.9)
	Caratteristiche di erosione (<i>Erosional features</i>)	TOTeros	Numero di presenze in 10 transetti su entrambe le sponde
	Assenza di erosione di sponda (<i>Absence of bank erosion</i>)	NO_eros	Numero dei transetti privi di caratteristiche di erosione spondale (10 per sponda)

Tabella 4.15. Descrizione delle Variabili Interpretative

Categoria	Variabile	Codice	Calcolo e/o riferimenti bibliografici	Unità di misura
Habitat	Pendenza della sponda (<i>Bank face slope</i>)	BPF_slope	Valore medio della pendenza della sponda registrata in 10 transetti (10 misure per sponda)	percentuale
	Estensione della sponda (<i>Bank face extension</i>)	BMF_EXT	Valore medio della pendenza della sponda registrata in 10 transetti (10 misure per sponda)	m
	% di Substrato-Cemento/Calcestruzzo (<i>Substrate % - Concrete/Artificial</i>)	SP_CC	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Limo (<i>Substrate % - Silt < 0.06 mm</i>)	SP_SI	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Sabbia (<i>Substrate % - Sand 0.06-2 mm</i>)	SP_SA	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Ghiaia (<i>Substrate % - Gravel 2-16 mm</i>)	SP_PG	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Pietre (<i>Substrate % - Pebbles 16-64 mm</i>)	SP_PP	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrato lungo i 10 transetti	percentuale
	%Substrato-Ciottoli (<i>Substrate % - Cobbles 64-256 mm</i>)	SP_CO	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Massi (<i>Substrate % - Boulders > 256 mm</i>)	SP_BO	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	%Substrato-Roccia (<i>Substrate % - Bedrock</i>)	SP_BE	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-CPOM/XY (<i>Substrate % - CPOM and Xylal</i>)	OP_CPXY	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Macrofite sommerse (<i>Substrate % - Submerged macrophytes</i>)	OP_SUB	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Macrofite emergenti (<i>Substrate % - Emergent macrophytes</i>)	OP_EMER	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Parti vive piante terrestri (<i>Substrate % - Terrestrial plants</i>)	OP_TP	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	% di Substrato-Epatiche, muschi, licheni (<i>Substrate % - Liverworts, mosses and lichens</i>)	OP_LML	Percentuale di substrato registrata in 500 m di lunghezza x la larghezza dell'alveo bagnato; registrata lungo i 10 transetti	percentuale
	Granulometria del substrato (<i>Substrate granulometry</i>)	GRANtot	Media ponderata della granulometria del substrato dell'alveo (peso del substrato primario: 0.666, peso del substrato secondario: 0.333; SI: 0.0032, SA: 0.103, GPG: 0.9, GP: 2.45, GPP: 4, CO: 16, BO: 38.4, BE: 51.2, AR: 51.2, CC: 51.2)	cm
	Tipo di flusso (<i>Flow type</i>)	Ftval_tot	Media ponderata del valore numerico del tipo di flusso dopo conversione numerica (peso del tipo di flusso primario: 0.666, peso del tipo di flusso secondario: 0.333; NP: 0, SM: 1, RP: 2, CH: 2.5, UP: 2.5, UW: 3, BW: 4, FF: 5, CF: 6)	adimensionale
	Indice di Diversità (Shannon-Weiner)- Tipo di Flusso (<i>Flow type diversity-Shannon-Wiener</i>)	F_SH	Indice di <i>Shannon-Wiener</i> calcolato sulla percentuale di tipi di flusso registrati lungo i 500 m di tratto fluviale	adimensionale
	Indice di Diversità (Shannon-Weiner)- substrati minerali (<i>Mineral substrates diversity-Shannon-Wiener</i>)	S_SH	Indice di <i>Shannon-Wiener</i> calcolato sulla percentuale di substrati minerali registrati in alveo lungo i 500 m di tratto fluviale	adimensionale
	Indice di Diversità (Shannon-Weiner)- substrati organici (<i>Organic substrates diversity - Shannon-Wiener</i>)	O_SH	Indice di <i>Shannon-Wiener</i> calcolato sulla percentuale di substrati organici registrati in alveo lungo i 500 m di tratto fluviale	adimensionale
	Indice di Diversità (Shannon-Weiner)- substrati Overall Substrates diversity (<i>Shannon-Wiener</i>)	T_OS_SH	Indice di <i>Shannon-Wiener</i> calcolato sulla percentuale di substrati registrati in alveo lungo i 500 m di tratto fluviale	adimensionale
	Coefficiente di variazione-larghezza dell'alveo bagnato. (<i>Water width variability</i>)	CHCV_TWW	Coefficiente di variazione (Deviazione standard/Media) della larghezza dell'alveo bagnato misurata su 10 transetti trasversali	adimensionale
	Coefficiente di variazione-larghezza totale dell'alveo bagnato. (<i>Total channel width variability-Channel includes wetted areas and bars</i>)	CHCV_TCH	Coefficiente di variazione (Deviazione standard/Media) della larghezza totale dell'alveo (barre incluse) misurata su 10 transetti trasversali	adimensionale

Descrittori di Habitat (CARAVA GGIO)	<i>Habitat Modification Score</i>	HMS	Raven <i>et al.</i> , 1998	
	<i>Habitat Quality Assessment</i>	HQA	Raven <i>et al.</i> , 1998	
	<i>Land Use Index (reach scale)</i>	LUIr	Erba <i>et al.</i> , 2015; Feld, 2004	
	<i>Lentic-lotic River Descriptor</i>	LRD	Buffagni <i>et al.</i> , 2010	
	<i>Index of Habitat Quality</i>	IQH_RAS	D.M., 2010	
Uso del suolo	% di uso del suolo Naturale sulla sponda: arboreo (% Natural bankface landuse: Trees)	UPF_NT	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Naturale sulla sponda: Vegetazione sparsa e prati naturali (% Natural bankface landuse: Sparse vegetation)	UPF_NV	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Naturale sulla sponda: rocce (% Natural bankface landuse: Rocks)	UPF_NR	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Urbano sulla sponda (% Urban bankface landuse)	UPF_U	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Agricolo oltre la sommità di sponda: Intensivo (% Agricultural banktop landuse: Intensive)	UPT_AH	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Agricolo oltre la sommità di sponda: Soft (% Agricultural banktop landuse: Soft)	UPT_AS	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Naturale oltre la sommità di sponda: Arboreo (% Natural banktop landuse: Trees)	UPT_NT	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Naturale oltre la sommità di sponda: Vegetazione sparsa e prati naturali (% Natural banktop landuse: Sparse vegetation)	UPT_NV	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Naturale oltre la sommità di sponda: Rocce (% Natural banktop landuse: Rocks)	UPT_NR	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
	% di uso del suolo Urbano oltre la sommità di sponda (% Urban banktop landuse)	UPT_U	Percentuale di uso del suolo in 500 m di lunghezza, registrata lungo l'intero tratto fluviale	percentuale
Geografiche	Distanza dalla sorgente (Distance from source)	Sor_dis	Misura lungo il <i>thalweg</i> dal punto del campionamento biologico alla sorgente	km
	Altitudine (Altitude)	Alt	Altitudine nel punto di campionamento	m s.l.m.
	Pendenza del <i>thalweg</i> (Slope of the <i>thalweg</i>)	slope_th	Pendenza del <i>thalweg</i> lungo 1000 m di lunghezza centrata sul punto di campionamento biologico	percentuale
	Portata (Discharge)	Q_ist	Misura istantanea registrata durante il campionamento biologico	m ³ /sec
	Forma della valle (Valley shape)	V_sh_new	Conversione numerica della forma della valle	adimensionale
	Temperatura dell'acqua (water temperature)	wat_T	Temperatura istantanea dell'acqua registrata durante il campionamento biologico	°C
Metriche biologiche	STAR_ICMi	STARi_pr	Buffagni & Erba, 2007b	
	Average Score Per Taxon	ASPT_pr	ad esempio Armitage <i>et al.</i> , 1983	
	Numero totale di Famiglie (Total Number of Families)	NFAM_pr	ad esempio Ofenböck <i>et al.</i> , 2004	
	Numero di Famiglie di EPT (Number of EPT Families)	NEPT_pr	ad esempio Ofenböck <i>et al.</i> , 2004; Böhmer <i>et al.</i> , 2004	
	1-GOLD	GOLD_pr	Pinto <i>et al.</i> , 2004	
	Indice di Shannon-Wiener (Shannon-Wiener index)	SHAN_pr	ad esempio Hering <i>et al.</i> , 2004; Böhmer <i>et al.</i> , 2004	
	Log(EPTD+1)	LGEP_pr	Buffagni <i>et al.</i> , 2004; Buffagni & Erba, 2004	

Qualità dell'acqua	Punteggio totale degli Efemerotteri (<i>Mayfly Total Score</i>)	MTS	Buffagni, 1997	
	Numero di Unità Operazionali (<i>Operational Units</i>)	numero OU	Buffagni, 1997	
	Punteggio medio degli Efemerotteri (<i>Mayfly Average Score</i>)	MAS	Buffagni, 1997	
	O ₂	Conc_O ₂		mg/l
	Cl ⁻	Cl		mg/l
	N-NH ₄	NH ₄		mg/l
	N-NO ₃	NO ₃		mg/l
	P-PO ₄	PO ₄		mg/l
	pH	pH		pH
	Conducibilità (<i>Conductivity</i>)	Cond		μS/cm
	Livello di inquinamento dai Macroscrittori (<i>Macroconstituents Pollution Level</i>)	LIMeco	Somma normalizzata dei punteggi per classi di concentrazione di alcune variabili chimico-fisiche selezionate (D.M., 2010)	adimensionale
	<i>Organic Pollution Index</i>	OPD	Somma normalizzata dei punteggi per classi di concentrazione delle variabili chimico-fisiche disponibili	adimensionale

4.6 Derivazione dei dati per l'analisi autoecologica

Nella seconda fase della ricerca le indagini di tipo autoecologico sono state condotte sui 71 siti campionati in Sardegna considerando diverse caratteristiche abiotiche alla scala di microhabitat e tratto fluviale e i macroinvertebrati raccolti nei due mesohabitat, *pool* e *riffle*.

In questa fase sono state selezionate 5 specie endemiche della Regione Sardegna considerando i seguenti criteri:

- i- si tratta di specie endemiche confinate in Corsica e Sardegna (Buffagni *et al.*, 2009b; Fochetti *et al.*, 1998; 2009; Graf *et al.*, 2008) e in alcuni casi presenti in aree vicine e nell'Isola d'Elba (Buffagni *et al.*, 2003; 2009b);
- ii- numero dei campioni raccolti sufficiente per ricavare informazioni sulle eventuali preferenze di habitat;
- iii- la loro presenza non si limita a pochi siti. Come regola generale, dovevano essere presenti con abbondanze elevate (numero individui nel *dataset* > 600 per ciascuna specie e con una frequenza nei siti > 30%).

Le specie endemiche selezionate sono:

- *Baetis cyrneus* Thomas & Gazagnes, 1984 (Baetidae, Efemerotteri);
- *Habrophlebia consilioi* Biancheri, 1959 (Leptophlebiidae, Efemerotteri);
- *Tyrrhenoleuctra zavattarii* (Consiglio, 1956) (Leuctridae, Plecotteri);
- *Isoperla insularis* (Morton, 1930) (Perlodidae, Plecotteri);
- *Agapetus cyrnensis* (Mosely, 1930) (Glossosomatidae, Tricotteri)

Alla scala di microhabitat, per ogni campione, sono state considerate informazioni relative al tipo di flusso, alla composizione del substrato e alla velocità dell'acqua (cm/s) (vedi § 4.1.1). Quest'ultimo parametro è stato considerato previo raggruppamento in sei classi di velocità.

Alla scala di mesohabitat/tratto fluviale sono stati considerati alcuni parametri registrati mediante il metodo CARAVAGGIO ovvero tipo di flussi, granulometria del substrato ed ombreggiatura del canale. I valori di ombreggiatura, rappresentati da percentuali di estensione nei 500 m del tratto fluviale, sono stati raggruppati in tre classi.

Per ciascun sito sono state utilizzate informazioni relative alla temperatura istantanea dell'acqua (°C), all'altitudine (m s.l.m) e alla distanza dalla sorgente (km). Anche per queste variabili è stata effettuata una divisione in classi. In particolare, la distanza dalla sorgente è un indicatore della

taglia del corso d'acqua e rientra tra i criteri ad oggi previsti per la definizione della tipologia di Livello 2 (Buffagni *et al.*, 2006; D.M., 131/2008). In questa circostanza sono state considerate tre classi: fiume Molto piccolo (< 5 km), Piccolo (5-25 km) e Medio (> 25 km).

Per quanto riguarda i parametri relativi alla qualità ambientale sono stati considerati *l'Habitat Modification Score* (HMS) e l'indice STAR_ICMi con le rispettive classi di qualità precedentemente trattate (§ 4.3.1 e § 4.1.3).

Infine è stato utilizzato anche il descrittore carattere lentico-lotico (LRD: pag. 35).

In Tabella 4.16 si riporta l'elenco dei substrati rinvenibili nei 500 m alla scala di tratto con i rispettivi codici.

Tabella 4.16. Lista dei principali tipi di substrato rinvenibili alla scala di tratto (da: Buffagni *et al.*, 2013)

Tipo di substrato	Codice
AR	Artificiale
SI	Limo (silt)
SA	Sabbia
GPG	Ghiaia/pietre con prevalenza di ghiaia
GP	Ghiaia/pietre
GPP	Ghiaia/pietre con prevalenza di pietre
CO	Ciottoli
BO	Massi
BE	Roccia

5. RISULTATI

5.1 La comunità macrobentonica

Nel corso dei campionamenti sono stati raccolti complessivamente 262707 individui, di cui 122732 organismi raccolti nella *pool* e 139976 nel *riffle*, per un totale di 104 famiglie appartenenti a 13 gruppi tassonomici. Le banche dati riguardanti i macroinvertebrati raccolti sono disponibili presso i *database* del CNR-IRSA. In Figura 5.1 sono visibili le frequenze dei diversi gruppi nei 71 siti calcolate sull'abbondanza totale degli organismi raccolti nei due mesohabitat *pool* e *riffle*.

Come si può osservare dal grafico la classe degli Insetti è risultata la più ricorrente con 76 famiglie (87.3% della fauna totale) seguita dagli Oligocheti (5.7%), dai Gasteropodi (3.9%) fino ai Crostacei (0.9%), Irudinei (0.4%) e Bivalvi (0%) le cui abbondanze sono ridotte a poche unità. La classe degli Insetti è costituita principalmente dagli Efemerotteri (46.7%) e dai Ditteri (29.6%). Il primo ordine è ben rappresentato in termini di diversità. Sono stati raccolti organismi appartenenti a 6 diverse famiglie e tra queste i Baetidae e gli Heptageniidae sono quelle con il maggior numero di individui. La famiglia dei Siphonuriidae è risultata invece quella meno numerosa. Gli Efemerotteri sono insetti particolarmente sensibili all'inquinamento e attualmente rientrano tra gli organismi maggiormente utilizzati come bioindicatori delle acque correnti.

L'ordine dei Ditteri è il secondo più numeroso in termini di abbondanza (77731 individui) ed è dominato da due famiglie in particolare: Chironomidae e Simuliidae.

A seguire i Tricotteri sono rappresentati da 17 famiglie ma con abbondanze molto inferiori se confrontate con gli Efemerotteri. Il numero maggiore di individui è stato registrato nella famiglia dei Glossomatidae.

Tra i Coleotteri sono state raccolte in totale 13 famiglie; Elmidae e Dytiscidae sono quelle maggiormente rinvenute.

I Plecotteri sono anche essi bioindicatori della qualità delle acque. Tra questi sono state identificate 6 famiglie con i Leuctridae maggiormente rappresentati.

Infine gli Odonati e gli Eterotteri rientrano tra i gruppi meno numerosi, caratterizzati rispettivamente da 7 e 9 famiglie.

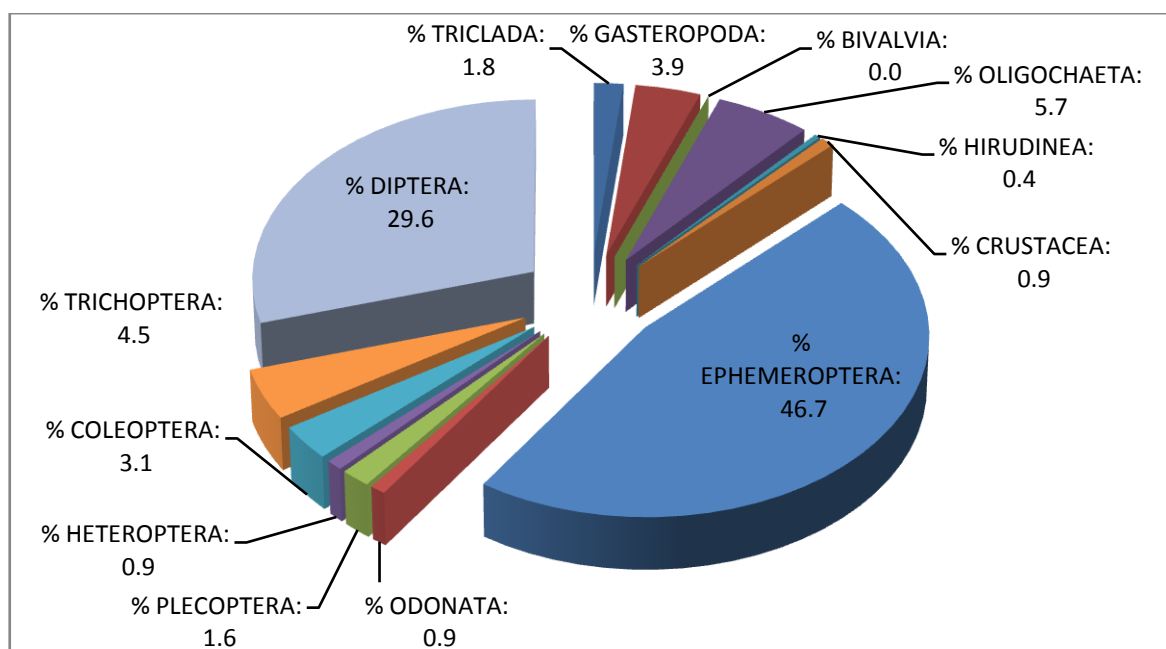


Figura 5.1. Abbondanze in percentuale dei gruppi di macroinvertebrati raccolti nei 71 siti

5.2 Risultati della prima fase d'indagine

5.2.1 Parametri chimico-fisici

In questa fase la ricerca è stata effettuata considerando 59 siti selezionati dal *dataset* originario per i criteri precedentemente spiegati. Questi, oggetto di studio, sono definiti da caratteristiche chimiche i cui valori non siano tali da influenzare le comunità macrobentoniche per poter indagare la variabilità biologica connessa alle alterazioni idromorfologiche e alle caratteristiche di habitat. I dati chimico-fisici grezzi di tutti i 71 siti sono disponibili presso i database del CNR-IRSA di Brugherio.

In Tabella 5.1 sono visibili i valori dei parametri chimico-fisici e le classi dell'indicatore LIMeco che caratterizzano i siti selezionati.

Come si evince dalla tabella i siti appartengono tutti alla classe LIMeco pari a 1 e 2, tranne tre siti con LIMeco = 3.

Tabella 5.1. Elenco dei siti utilizzati nelle analisi con i corrispondenti valori delle variabili considerate e la classe di qualità definita dall'indicatore LIMeco

FIUME	SITO	CODICE	Ossigeno disciolto	Cloruri	Ammoniacca	Nitrati	Orto fosfati	pH	Conducibilità	Classi LIMeco	OPD
			100 - O ₂ %	Cloruri mg/l	N-NH ₄ mg/l	N-NO ₃ mg/l	P-PO ₄ ug/l	pH	Cond uS/cm	CL LIMeco	OPD Score
Baldu	Baldu Monte Culvert	BalMon5	2	124	0.027	0.5	49	7.8	574	1	0.7
Barrastoni	Barrastoni	BarBar5	2	118	0.041	2	49	6.9	467	1	0.5
Baldu	Baldu Down Culvert	BalDow5	2	124	0.027	0.5	49	7.8	574	1	0.7
Canale	Monte Depuratore	CanMon5	0	46.9	0.116	1.7	8	7.8	423	2	0.6
Cedrina Irgoli Affluente	Irgoli	CedIrg5	3	62.8	0.048	0.5	44	7.9	439	1	0.6
Cialdeniddu	Cialdeniddu	CiaCia5	22.5	105	0.002	1.4	49	7.5	568	2	0.6
Corre Pruna	Corre Pruna Monte	CorMon5	0	87.6	0.097	0.2	14	7.2	496	1	0.6
Corre Pruna	Ponte	CorPon5	0	91.8	0.01	0.2	49	7.2	496	1	0.7
Corre Pruna	Valle Ponte	CorVal5	0	87.6	0.097	0.2	14	7.2	496	1	0.6
E Gurue	Talana	EGuTal5	0	26.5	0.036	0.3	25	7.9	340	1	0.8
Flumineddu	Gorropu	FluGor5	0	23.4	0.01	0.09	49	8.6	292	1	0.8
Fodeddu	Fodeddu Valle	FodFod5	0	33.4	0.068	0.5	78	7.5	312	2	0.5
Liscia	Liscia Valle Lago	LisVal5	5	81.1	0.005	0.6	49	7.8	347	1	0.8
Lorana	Monte	LorMon5	3	63.4	0.02	0.8	247	8	421	2	0.5
Lorana	Multiculvert	LorMul5	3	71	0.02	0.7	260	8	421	2	0.5
Museddu	Ponte	MusPon5	0	56.3	0.087	0.4	49	8	419	1	0.7
Picocca	Picocca Reference	PicRef5	0	39.49	0.016	0.022	49	7.6	167	1	1.0
Posada	Posada Affluente	PosAff5	0	34.4	0.007	0.1	49	7.4	143	1	0.8
Porceddu	Valle Ponte	PorVal5	5	45.6	0.014	0.09	5	7.7	289	1	0.9
Posada	Valle guado	PosVal5	0	46.9	0.021	0.09	49	7.7	244	1	0.8
Safaa	Aglentu	SafAgl5	1	249	0.023	0.2	49	7.8	488	1	0.7
Rio San Giuseppe	Solago/Sarossa - SP45 Km 18	RioSol5	3	61.6	0.01	0.3	12	8.1	689	1	0.9
Solanas	Sorveglianza	SolSor5	2	86.9	0.016	1.1	4	7.9	565	1	0.8
Sperandeu	Sperandeu	SpeSpe5	1	131	0.002	0.2	49	7.8	547	1	0.7
Saserra	Saserra Reference	SasRef5	0	60.8	0.022	0.2	49	8.2	316	1	0.8
Tirso	Tirso Reference	TirRef5	6	42.9	0.01	0.09	5	6.9	193	1	0.9
Sud Limbara	Terra Mala Valle Ponte	SudVal5	0	33.05	0.007	0.038	49	7.4	143	1	1.0
Sud Limbara	Terra Mala Ref	SudRef5	0	32.95	0.007	0.035	49	7.4	143	1	1.0
Barrastoni	Monte	BarMon3	3.7	75	0.012	0.817	16	7.48	499	1	0.7
Barrastoni	valle ponte	Barval3	3.6	75	0.03	1.28	12	7.7	401	1	0.7
CampuE'Spina	valle culvert	Camval3	2.5	27.5	0.004	1.02	14	7.95	258	1	0.8
Monte pecora	Reference	MonRef3	0	23.8	0.019	2.1	44	8.33	295	1	0.7
Tricarai	Reference	TriRef3	5.8	26.7	0.001	1.43	10	8.14	314	1	0.8
Tricarai	valle ponte	Trival3	0	27.5	0.007	1.41	19	7.85	313	1	0.8
Su Lerneru	Castagna	SuCas8	1	125	0.024	0.23	5	7.17	481	1	0.7
Girasole	Foce	GirFoc8	15	36.5	0.023	0.23	5	7.16	180	2	0.6
Oleandro	Reference	OleRef8	88.7	66.2	0.025	0.23	5	7.89	309	1	0.6
Mirenu	Condotta-briglia	MirCon8	0	30.1	0.025	0.23	19	7.48	140	1	0.8
Rio Pelau	Ponte	RioPon8	64.9	34.8	0.021	0.15	18	7.3	471	1	0.7
Su Lerneru	Reference	SuLRef8	44	80.9	0.022	0.23	20.6	7.04	270	1	0.6
Su corongiu	Ponte	SuCPon8	14.3	70.5	0.023	1.83	250.6	7.79	392	3	0.4
Santa Lucia	Ponte	SanPon8	16.9	55	0.018	0.23	5	7.91	308	1	0.8
Girasole	Foce	GirFoc2	2.6	19.3	0.029	0.073	4	7.38	175	1	0.8
Oleandro	Reference	OleRef2	1	20.8	0.03	0.148	4	7.51	188	1	0.9
Mirenu	Condotta	MirCon2	1.4	18	0.036	0.81	4	7.65	160	1	0.7
Mulargia	Reference	MulRef2	23	65.3	0.04	7.05	10	8.17	673	3	0.4
Su Lerneru	Reference	SuLRef2	0	33.2	0.03	0.3	4	7.68	178	1	0.8
Su Lerneru	Valle	SuLVal2	1	43.7	0.053	2.27	11	7.59	269	1	0.6
Santa Lucia	Confluenza	SanCon2	4	29.2	0.039	1.68	4	7.87	284	1	0.7
Girasole	Foce	GirFoc6	2	24.8	0.032	0.56	3	7.35	196	1	0.8
Oleandro	Reference	OleRef6	1	24.5	0.026	0.25	3	7.62	200	1	0.9
Mirenu	Monte Condotta	MirMon6	9	25.7	0.032	0.88	2	7.78	245	1	0.8
Mulargia	Reference	MulRef6	10	50	0.05	3	15	7.83	674	2	0.7
Rio Leni	Reference	RioRef6	0	80.9	0.028	0.24	1	7.8	333	1	0.8
Su Lerneru	monte Padru	Sumon6	1.2	39.9	0.056	1.43	8	7.53	218	1	0.6
Su Lerneru	Ref monte	SuLRef6	0	30.8	0.025	0	1	7.94	166	1	0.9
Su corongiu	Monte	SuMon6	0	35	0.086	2.54	161	7.9	334	3	0.4
Mulargia	Reference	MulRef8	4	97	0.04	0.11	57	7.57	807	1	0.7
Santa Lucia	Ponte FS	SanPon6	5	29.9	0.035	1.02	3	7.75	286	1	0.7

5.2.2 Quadro generale delle caratteristiche ambientali

Tutte le informazioni relative alle caratteristiche abiotiche fluviali (di habitat, tipologie di substrato e flusso, elementi idromorfologici, presenza di strutture artificiali e usi del suolo) sono state acquisite attraverso l'applicazione del metodo CARAVAGGIO per i siti del progetto INHABIT e RHS per quelli di MICARI lungo i 500 m di fiume (scala di tratto). Il metodo CARAVAGGIO consente la registrazione di tutte le variabili previste dal metodo RHS e mantiene la medesima impostazione generale al rilievo.

Nella caratterizzazione generale dei tratti fluviali la presenza e l'estensione delle caratteristiche naturali e artificiali, riassunte dalle variabili Test considerate, variano notevolmente nei siti investigati. Per quanto riguarda le pressioni a carico dei fiumi, sono stati registrati modificazioni del canale (totArtCh) e rinforzi di sponda (totRI) rispettivamente nel 37% e 36% dei siti (Figura 5.2). Quando presenti, la percentuale di occorrenza di ambedue le alterazioni varia dal 10 al 100% del tratto fluviale. Il risezionamento delle sponde (bankRS) è stato rilevato nella metà dei siti (49%) mostrando, come le due precedenti alterazioni, un'alta variabilità quando presente dal 5% al 100% (Figura 5.2). Tra le opere di attraversamento è stata registrata la presenza di almeno un ponte, lungo l'intero tratto esaminato, nel 36% dei siti, mentre nell'83% dei siti non sono stati osservati *culverts* (Figura 5.3).

Per quanto riguarda le variabili di tipo naturale, la copertura arborea lungo le sponde (TreeCov) è stata osservata in tutte le sue possibili categorie, le quali esprimono la densità degli alberi lungo il tratto investigato (isolati/a piccoli gruppi, singoli a distanze regolari, a gruppi irregolari, semi-continui e continui). Nella maggior parte dei tratti fluviali (58%) è presente una copertura per lo più continua e semi-continua.

L'ombreggiatura del canale (CH_SHAD) è presente con elevata variabilità, da assente a estesa lungo l'intero tratto, così come la variabile K_OTH_n osservata nell'83% dei siti (Figura 5.2). Quest'ultima è rappresentativa degli habitat naturali presenti nel canale e lungo le sponde associati alla presenza di alberi quali: rami sporgenti, grosse radici esposte sulla riva, alberi caduti o inclinati sulla sponda inferiore, detriti legnosi grossolani e alberi caduti in alveo, registrati nei siti. Per il calcolo di queste variabili è stata stimata la loro estensione in ciascun tratto esaminato (500 m). Gli habitat sono risultati "presenti" in circa la metà dei siti (gli alberi caduti in alveo sono quelli maggiormente presenti, osservati nel 56% dei siti), con eccezione per gli alberi caduti o inclinati sulla sponda inferiore registrati solo nel 15% dei tratti esaminati. Occasionalmente alcuni habitat sono stati registrati come "estensivo" (presenti per almeno il 33% dell'intera lunghezza del tratto). I rami sporgenti degli alberi sul canale sono stati annotati

con un'estensione pari a circa 1/3 dell'intero tratto fluviale nel 25% dei siti investigati (Figura 5.4).

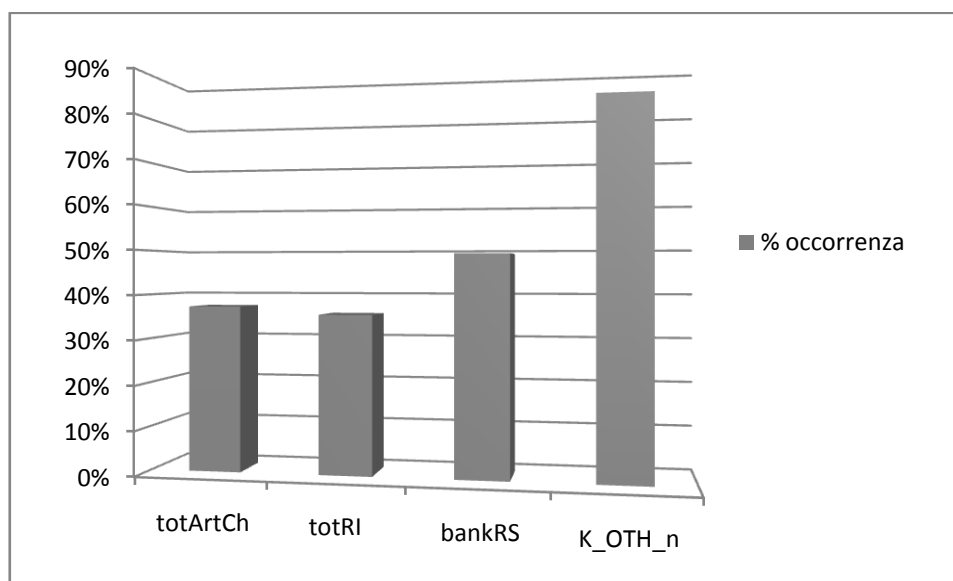


Figura 5.2. Percentuale di occorrenza delle variabili sul totale dei siti: modificazione del canale, rinforzo di sponda, risezionamento delle sponde e habitat naturali lungo le sponde e nel canale

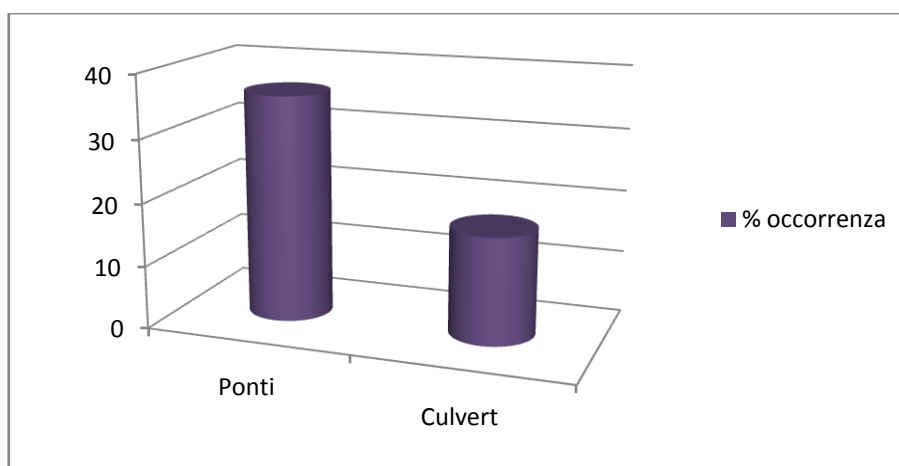


Figura 5.3. Percentuale di occorrenza di ponti e culverts sul totale dei siti

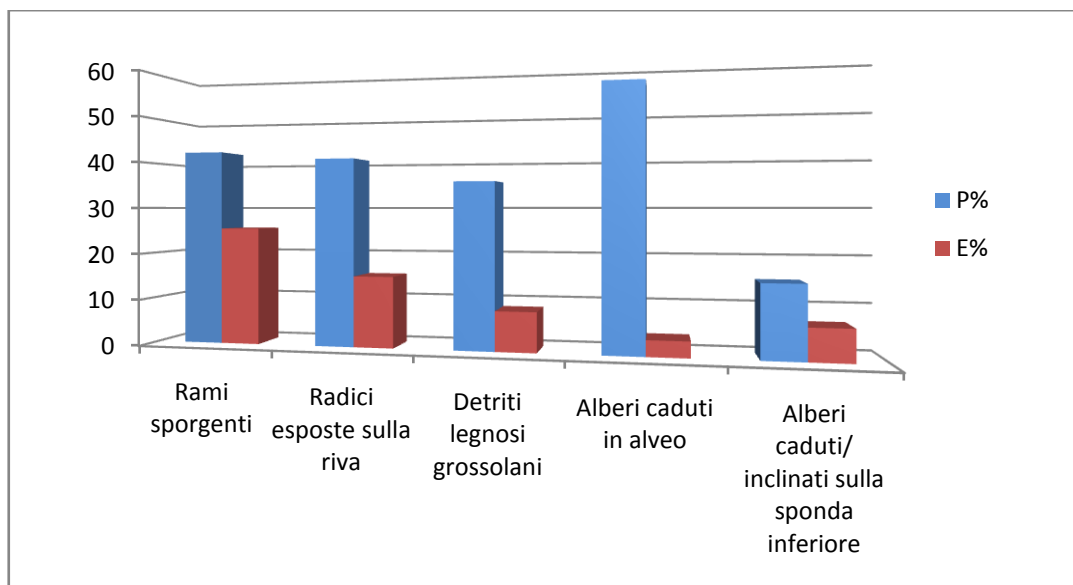


Figura 5.4. Percentuale di occorrenza delle singole caratteristiche di habitat che compongono la variabile K_OTH_n. P:caratteristica presente con un'estensione < del 33% nei 500 m. E: caratteristica presente per almeno 1/3 dell'intero tratto

I range (min, Max e Mediana) di tutte le variabili considerate nei tratti fluviali investigati sono riportati in Appendice 4.

5.2.3 Analisi dei siti: raggruppamento sulla base delle variabili Test e delle comunità macrobentoniche

L'indagine svolta in questa fase è comprensiva di dati biologici raccolti in 59 siti nel mesohabitat di *pool*.

Delle 104 famiglie totali identificate, ne sono state incluse nell'analisi 62 dopo aver escluso quelle presenti in meno del 5% (n = 33) e oltre il 75% (n = 10) dei campioni.

Alcuni dei taxa rari non inclusi appartengono agli ordini dei Tricotteri e Plecotteri e sono: Brachycentridae, Helicopsychidae, Capniidae, Chloroperlidae e Nemouridae.

Tra i taxa ubiquitari sono state scartate alcune famiglie dell'ordine degli Efemerotteri quali: Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Heptageniidae.

In Appendice 5 si riporta l'elenco delle famiglie incluse ed escluse nell'analisi.

Le caratteristiche di habitat dei siti

Dall'analisi MRT i 59 siti sono stati raggruppati in sei *clusters* definiti su base biologica ed influenzati direttamente dalle variabili ambientali esplicative. I risultati sono riportati nel grafico ad albero (Figura 5.5).

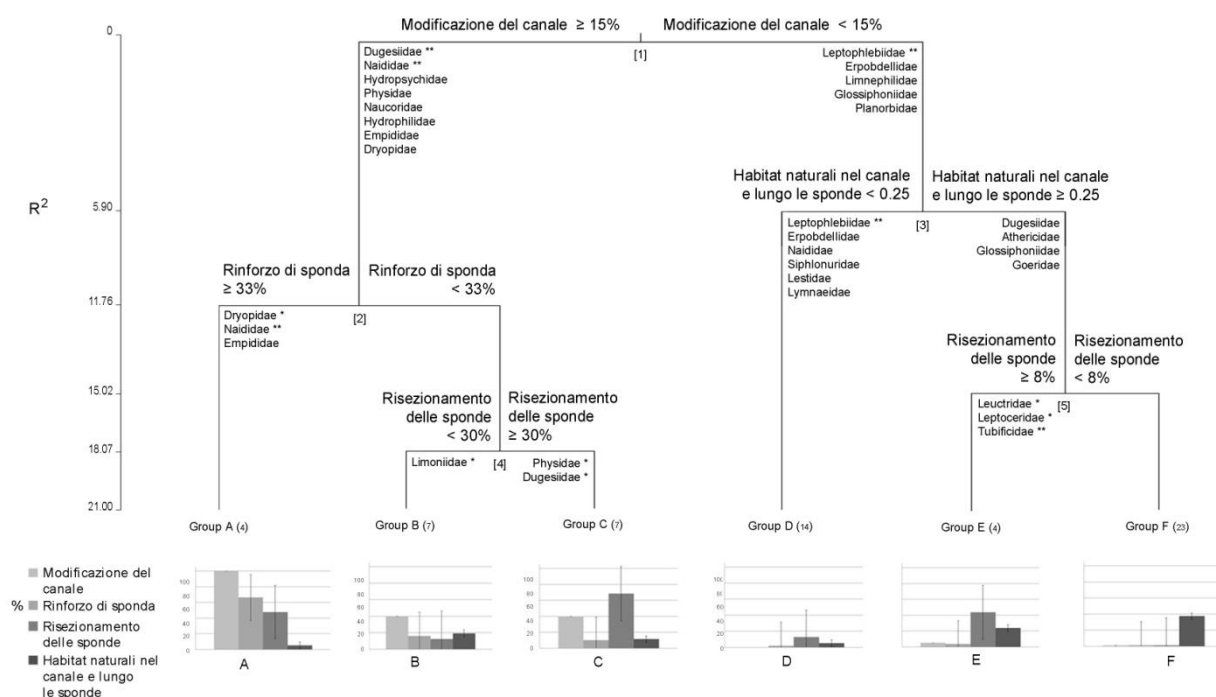


Figura 5.5. Albero di regressione multivariata (MRT) ottenuto per i siti fluviali. I sei gruppi sono identificati con le lettere da A ad F. Ad ogni nodo sono riportati taxa discriminanti ed indicatori:

*** taxa discriminanti identificati dall'MRT**

**** taxa identificati sia dall'MRT che dall'analisi delle specie indicatrici**

nessun simbolo: solo taxa identificati dall'analisi delle specie indicatrici

Complessivamente il modello spiega il 21% della varianza biologica trovata ($R^2=0.21$; Error=0.79; CVerrore=1.1; Errore standard =0.095).

Ad ogni nodo l'analisi ha evidenziato diversi taxa discriminanti che hanno contribuito alla formazione dei *clusters* e calcolato la loro percentuale di devianza spiegata (Tabella 5.2).

I tre gruppi sul lato sinistro dell'albero di regressione MRT includono siti influenzati da un vario grado di pressione antropica. Il Gruppo A include porzioni di tratti fluviali per lo più ubicate in contesti urbani che presentano il canale rinforzato con materiale artificiale (ChanRI: ad esempio

cemento o calcestruzzo) e le sponde rinforzate (totRI). Il gruppo B comprende siti caratterizzati da un uso naturale del suolo oltre la sommità di sponda, sebbene si osservi del degrado morfologico dovuto alla presenza di risezionamenti e rinforzi delle sponde (bankRS e totRI). Inoltre, la maggior parte dei siti inclusi nel gruppo presentano canali per lo più instabili. I tratti fluviali che definiscono il gruppo C sono inseriti principalmente in contesti agricoli spesso vicini ad aree urbane e presentano un'elevata presenza di risezionamenti delle sponde (bankRS). Gli alvei sono caratterizzati da differenti habitat organici e granulometria per lo più fine. Sul ramo destro dell'albero emergono altri tre gruppi: D, E, F. Questi sono caratterizzati da siti più diversificati in termini di habitat. Il gruppo D include per lo più siti prossimi alla naturalità con habitat eterogenei e copertura arborea sulla sommità di sponda. Le pressioni artificiali lungo i corsi d'acqua sono trascurabili; in particolare non sono state registrate elevate percentuali di risezionamento delle sponde (bankRS) e modificazione del canale (totArtCh, Figura 5.5). Nel complesso i tratti esaminati non presentano molte caratteristiche di habitat associati alle sponde e al canale (K_OTH_n). Al contrario, nel gruppo E è stata registrata una presenza elevata di quest'ultima, insieme ad alcune pratiche di tipo agricolo nelle vicinanze dei fiumi. In molti siti sono stati registrati risezionamenti delle sponde (bankRS), sebbene siano caratterizzati da diversi habitat organici nel canale. Il gruppo F è quello più diversificato e comprende la maggior parte dei siti naturali (*reference*).

Le variabili nodo e la componente biologica

Attraverso l'analisi delle specie indicatrici è stato calcolato l'IndVal (%) per ogni taxon ad ogni split dell'albero e all'ultima partizione che definisce i gruppi derivati dall'MRT. La significatività dei valori indicatori è stata valutata mediante il test Monte Carlo (9999 permutazioni; $p < 0.05$).

In Tabella 5.2 sono riportati i valori IndVal statisticamente significativi insieme alla percentuale di devianza spiegata per ogni taxon discriminante derivato dall'MRT. L'indice IndVal varia dal 16.5% all'88.8%. Dall'analisi sono emersi come migliori indicatori (IndVal > 25%) 18 taxa su 62 inclusi nell'analisi.

Come riportato nella Figura 5.5, quattro variabili hanno determinato gli split nell'analisi MRT e sono rispettivamente: la variabile *modificazione del canale* (totArtCh), *risezionamento delle sponde* (bankRS), *rinforzo di sponda* (totRI) e *habitat naturali nel canale e lungo le sponde associati alla presenza di alberi* (K_OTH_n).

Le prime tre variabili sono espresse come percentuale di estensione lungo l'intero tratto di corso esaminato (le caratteristiche sono state contate lungo i 10 transetti); l'ultima è espressa come la

somma delle estensioni osservate per ciascuna caratteristica che la compone, dopo opportune conversioni numeriche (ogni estensione viene registrata considerando i 500 m). Come si osserva nel grafico ogni split è definito da una variabile di nodo e ogni *cluster* presenta un numero di siti (n) costituiti dalle comunità biologiche. Il valore di ogni variabile che definisce ciascuna divisione è espresso come media tra il valore massimo (Max) e minimo (min) che si osserva nei gruppi di siti collocati rispettivamente al ramo destro e sinistro. Gli istogrammi nella Figura (5.5) evidenziano i valori medi di ciascuna variabile nodo nei gruppi MRT. Le barre rappresentano la deviazione standard.

Dall'analisi MRT la percentuale di modificazione del canale (totArtCh) è emersa come variabile nodo alla prima dicotomia dell'albero, definendo una netta separazione tra i siti caratterizzati da alterazioni nel canale $\geq 15\%$ (braccio sinistro) con quelli $< 15\%$. Nei siti del ramo di sinistra il valore minimo (min) osservato di questa pressione è pari al 20% mentre il massimo (Max) nei siti a destra è 10%. Il nodo è definito da 3 taxa discriminanti: Leptophlebiidae (devianza spiegata: 40.9%) sul ramo destro del grafico e Dugesidae (12.8%) e Naididae (12.6%) sul ramo sinistro. I siti che hanno elevati valori di totArtCh sono caratterizzati da 8 taxa indicatori (Dugesidae, Hydropsychidae, Physidae, Naididae, Naucoridae, Hydrophilidae, Empididae e Dryopidae), mentre 5 caratterizzano quelli sul ramo opposto (Leptophlebiidae, Erpobdellidae, Limnephilidae, Glossiphoniidae e Planorbiidae). Al nodo il valore R^2 è risultato pari a 5.90%.

La percentuale di rinforzo di sponda (totRI) (valore minimo al ramo sinistro: 35% e valore massimo al ramo destro: 30%) ha definito un'ulteriore separazione dei siti al nodo 2 nel quale Naididae (68.5%) e Dryopidae (10.6%) sono emersi come taxa discriminanti al ramo sinistro. L'analisi IndVal ha identificato come taxa indicatori Naididae ed Empididae in siti definiti da un'elevata percentuale di rinforzi (ramo sinistro). Sul ramo destro invece sono stati raggruppati siti con percentuali minori di rinforzi e non sono risultati né taxa indicatori né discriminanti. Al nodo il valore R^2 è risultato pari a 3.86%.

Al nodo 3 ($R^2 = 5.86\%$) è emersa la variabile che esprime gli habitat naturali nel canale e lungo le sponde associati alla presenza di alberi (K_OTH_n) (massima estensione al ramo sinistro: 0.2 e minima estensione al ramo destro: 0.3). I siti che presentano $K_OTH_n \geq 0.25$ (sul ramo destro) sono definiti da 4 taxa indicatori (Dugesidae, Athericidae, Glossiphoniidae e Goeridae); sul ramo sinistro ($K_OTH_n < 0.25$) ne sono emersi un numero maggiore (Erpobdellidae, Naididae, Siphonuridae, Lestidae, Lymnaeidae e Leptophlebiidae) e Leptophlebiidae (53.8%) come unico taxon discriminante.

La percentuale di risezionamento delle sponde (bankRS) è risultata determinante ai nodi 4 ($R^2 = 2.52\%$) e 5 ($R^2 = 2.55\%$). Dugesidae (13.3%) e Physidae (10.8%) sono discriminanti al nodo 4,

sul ramo destro, nei siti maggiormente modificati dai risezionamenti delle sponde (valore minimo: 35%), mentre i Limoniidae (19.5%) sul ramo sinistro definito da percentuali minori (valore massimo: 25%). Al nodo sono assenti taxa indicatori.

Al nodo 5 i siti sono stati divisi sulla base dei risezionamenti registrati (valore minimo al ramo sinistro: 10% e valore massimo al ramo destro: 5%). Al ramo sinistro si osservano Leuctridae (26%) Leptoceridae (39%) come taxa discriminanti e Tubificidae (14.3%) come taxon discriminante al nodo ed indicatore biologico. Sul ramo destro, invece, non sono emersi taxa.

Seguendo le divisioni dicotomiche del grafico MRT e i relativi taxa si nota come alcuni di questi siano indicatori in più nodi con diversi valori IndVal (Empididae, Naididae, Dugesiidae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Tubificidae, Siphonuridae e Leptophlebiidae). Tra questi, nelle tre famiglie Dugesiidae, Leptophlebiidae e Tubificidae, si osserva un decremento nei valori IndVal dall'alto verso il basso nel grafico, mentre nella famiglia Glossiphoniidae avviene il contrario (Tabella 5.2). Naididae, Empididae e Erpobdellidae sono dominanti nei livelli intermedi (nodo 2 e 3). Tra i taxa indicatori emersi dall'analisi i valori IndVal più elevati si osservano per i Naididae al nodo 2 (88.8%) e i Tubificidae al nodo 5 (76%). Dryopidae e Lymnaeidae non hanno raggiunto la soglia IndVal del 25% pur risultando significativi; sono comunque riportati in tabella. Nell'ultima partizione, per i gruppi MRT, 8 taxa sono risultati come migliori indicatori; non sono emersi nei gruppi B e F (Tabella 5.2).

Tabella 5.2. Valori IndVal in percentuale (%) e devianza spiegata (MRT dev %) per i macroinvertebrati identificati significativi ad ogni nodo dall'analisi MRT e dall'analisi dei taxa indicatori. Sono riportati taxa con IndVal>16%. IndVal>25% identifica gli indicatori migliori. La significatività dei valori indicatori è stata valutata con il test Monte Carlo (9999 permutazioni; $p<0.05$)

Taxa indicatori	nodo 1						nodo 2			nodo 3						nodo 4		nodo 5			Ultima partizione		
	sin			dx			sin			sin			dx			sin	dx	sin			leaf	IndVal (%)	p-value
	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)	MRT dev (%)	MRT dev (%)	IndVal (%)	p-value	MRT dev (%)			
Dugesidae	55.4	0.006	12.8										50.2	0.026			13.3				C	36.6	0.045
Hydropsychidae	51.4	0.003																					
Physidae	50.5	0.043															10.9						
Naididae	47.8	0.019	12.6				88.8	0.003	68.5	46.6	0.034										A	67.3	0.003
Naucoridae	32.9	0.028																					
Hydrophilidae (larva)	30.2	0.022																					
Empididae	26.0	0.004					58.3	0.049													A	45.2	0.009
Dryopidae (larva)	16.5	0.034							10.6														
Leptophlebiidae				65.3	0.001	40.9				64.8	0.005	53.8									D	53.5	0.001
Erpobdellidae				54.4	0.002					57.7	0.005										D	41.2	0.028
Limnephilidae				43.6	0.035																		
Glossiphoniidae				31.7	0.019								42.9	0.009									
Planorbidae				29.3	0.025																		
Siphonuridae										46.5	0.002										D	45.1	0.020
Lestidae										44.2	0.005												
Lymnaeidae										24.6	0.032												
Athericidae													46.6	0.015									
Goeridae													36.3	0.046									
Tubificidae																		76.0	0.022	14.3	E	44.3	0.018
Limoniidae																19.5							
Leuctridae																				26.0	E	38.3	0.044
Leptoceridae																				39.0			

5.2.4 La significatività delle variabili investigate

Per testare le differenze osservate tra i valori di un ampio set di variabili all'interno dei gruppi definiti dall'analisi MRT è stata effettuata l'analisi della varianza con il test di Kruskal-Wallis e successivi confronti multipli *post-hoc*. I risultati sono riportati in Tabella 5.3 e Tabella 5.4 rispettivamente per le variabili Test e le variabili Interpretative (si rimanda al § 4.5 per la descrizione ed il calcolo delle variabili).

Ad eccezione della variabile che esprime segni di incisione del canale (OD) e di quelle legate all'erosione di sponda (TOTeros e NO_eros), tutte le variabili Test riportate in Tabella 5.3 hanno mostrato valori significativamente diversi tra i gruppi. Come atteso le quattro variabili nodo sono risultate altamente significative ($p < 0.001$).

Per tutte le caratteristiche naturali presenti nelle variabili Test che sono risultate significativamente differenti tra i gruppi, ad esempio l'ombreggiatura del canale (CH_SHAD), la copertura arborea lungo le sponde (TreeCov), gli ontani sul *bankface* (BF_ALD) e gli habitat associati alle sponde (B_K) e al canale (CH_K), è stato osservato il valore mediano più elevato nei siti che definiscono il gruppo F e più basso per i gruppi A, C e D. Di seguito si riporta l'andamento nei gruppi di alcune variabili selezionate (Figura 5.6: a-b).

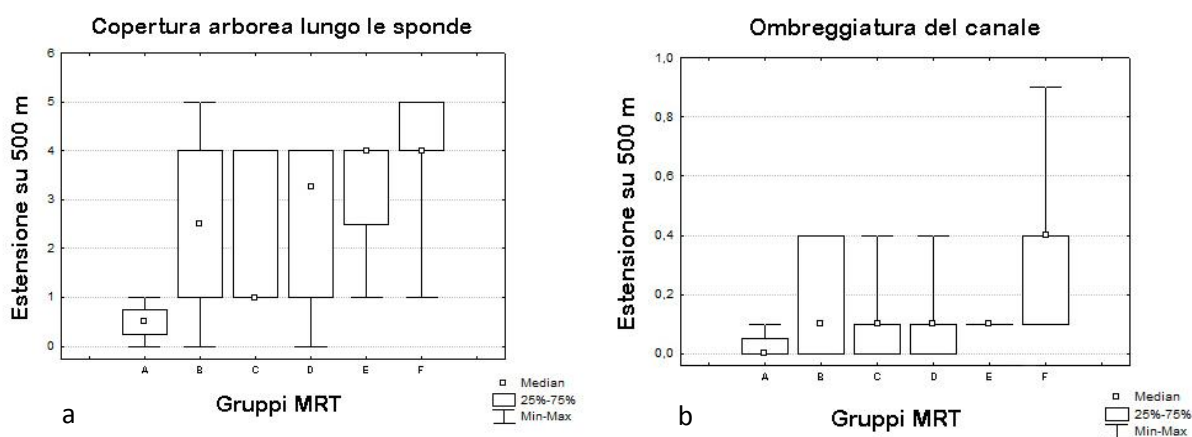


Figura 5.6 (a-b). Box & Whiskers di due variabili Test osservate su 500 m (derivate in seguito alle conversioni numeriche). a) Treecov; b) CH_SHAD

I valori mediani relativi alla modificazione del canale (totArtCh) e al rinforzo di sponda (totRI), invece, decrescono da A verso F. Per il risezionamento delle sponde (bankRS) l'andamento non è lineare, con valori più alti nel gruppo C seguito da A ed E (Figura 5.7: a-c).

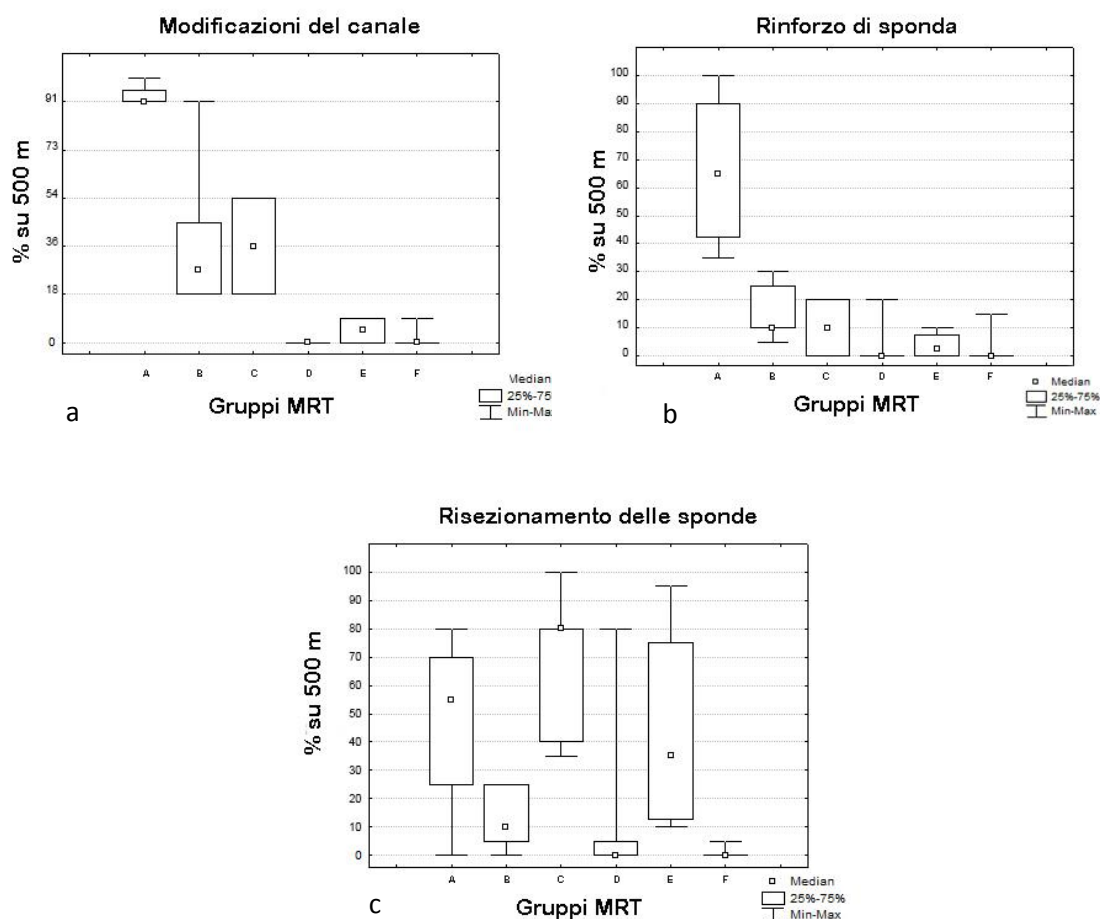


Figura 5.7(a-c). Box & Whiskers relativi alle alterazioni registrate sui tratti fluviali nei gruppi MRT (variabili Test)

Tra le variabili Interpretative di habitat alcune differenze rilevanti tra i gruppi sono emerse anche per alcuni tipi di substrato in alveo. In particolare, i più alti valori di substrato artificiale tipo cemento/calcestruzzo (SP_CC) sono presenti quasi esclusivamente nel gruppo A.

Per quanto riguarda il substrato organico CPOM/xylal i valori mediani più bassi sono emersi nei gruppi A e D, differenti entrambi in maniera significativa da F. Nel gruppo C si nota, invece, la mediana più alta nonostante il range sia più variabile (Figura 5.8a). Il gruppo F si differenzia in maniera significativa da B e D per i valori relativi alle radici vive di piante terrestri (OP_TP); il gruppo A presenta l'occorrenza più bassa nonostante non sia emersa una differenza significativa di questo gruppo con gli altri.

Per quanto riguarda l'uso del suolo nelle vicinanze dei corsi indagati si osservano differenze più significative tra i gruppi soprattutto per quanto riguarda la percentuale di uso del suolo di tipo Naturale arboreo oltre la sommità di sponda (UPT_NT) (Figura 5.8d), dove i valori mediani più bassi sono nei gruppi A, C ed E. Differenze sono emerse anche per la percentuale di uso del suolo di tipo Urbano sulla sponda (UPF_U, con andamento decrescente da A verso F) e la

percentuale di uso del suolo di tipo Agricolo intensivo oltre la sommità di sponda (UPT_AH). Quest'ultima presenta valori mediani più alti ma anche più variabili nel gruppo C (Figura 5.8b,c).

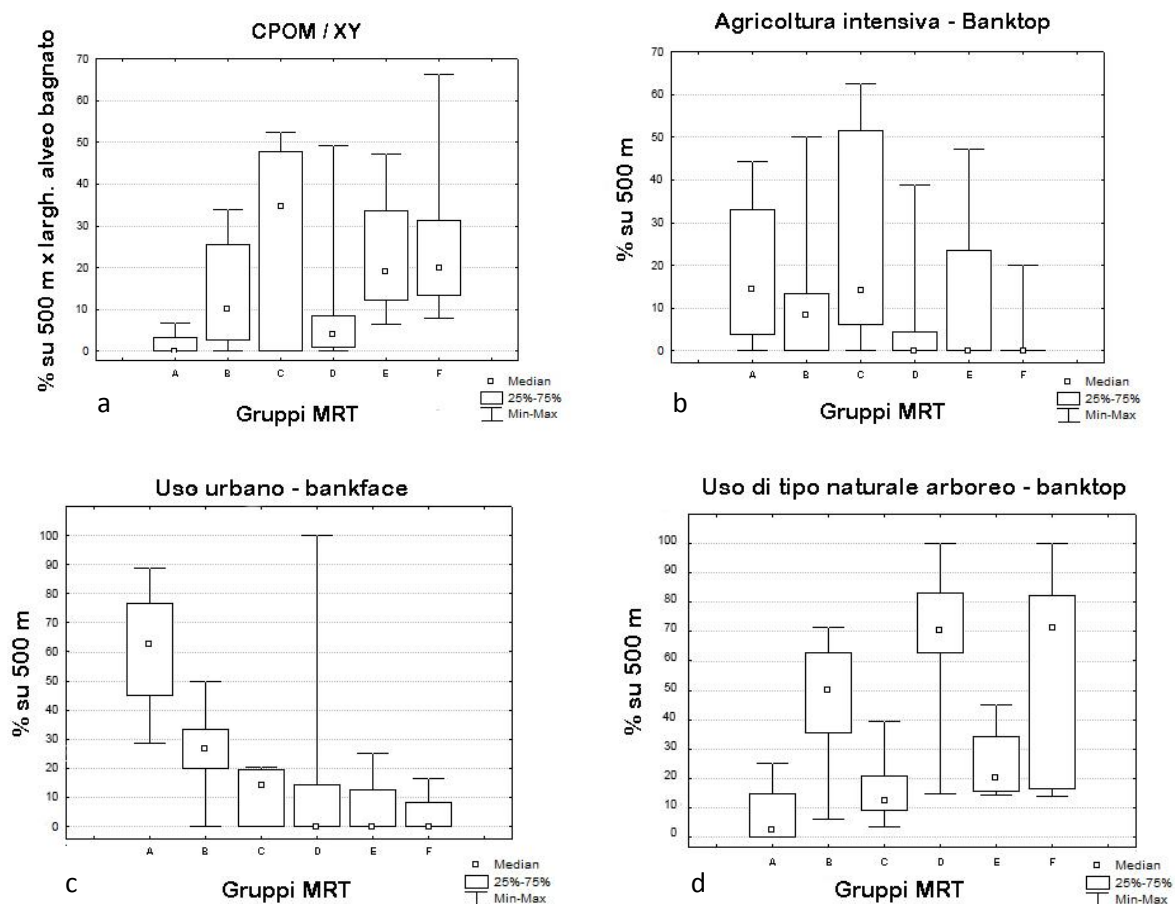


Figura 5.8 (a-d). Box & Whiskers per alcune variabili Interpretative selezionate

Le differenze significative tra i gruppi sono emerse anche per alcune variabili geografiche. In particolare, il gruppo C presenta valori mediani più bassi di altitudine e pendenza del *thalweg* (slope_th). Dal punto di vista dello stato qualitativo delle acque non sono emerse differenze significative tra i gruppi se non per la concentrazione di Ortofosfati (P-PO₄) tra il gruppo C e D (Tabella 5.4).

Le differenze si osservano anche per i descrittori del CARAVAGGIO tranne per il carattere lentico-lotico (LRD), unico non significativo (Tabella 5.4). Per il descrittore HQA è stata osservata una tendenza verso valori più alti dal gruppo A verso F, mentre un andamento opposto per LUIr (*Land Use Index-reach*). Il descrittore HMS presenta valori più elevati nel gruppo A e C significativamente diversi da D ed F.

Tra le metriche biologiche testate sono risultate differenze significative per: l'indice multimetrico STAR_ICMi (con A significativamente diverso da F), 1-GOLD e Log(EPTD).

Tabella 5.3. Risultati di Kruskal-Wallis e dei successivi confronti *post-hoc* tra i gruppi MRT per le variabili Test. Livelli di significatività, *p-level*: * $p<0.001$; ** $p<0.005$; * $p<0.05$; (*) $p<0.1$. 'NS' nella colonna del confronto *post-hoc* indica l'assenza di differenze significative tra i gruppi. In grassetto sono evidenziate le 4 variabili nodo**

Categoria	Variabile	Codice	H	<i>p-level</i>	Confronti <i>post-hoc</i> tra i gruppi MRT
Strutture artificiali / modificazioni del fiume	Channel resectioning	chanRS	29.9	0.000	*** NS - A (+); D, E & F (-)
	Channel reinforcement	chanRI	28.6	0.000	*** A (+) vs D & F (-)
	Channel modification	totArtCh	51.6	0.000	*** A (+), B (+) & C (+) vs D (-) & F (-)
	Bank resectioning	bankRS	33.5	0.000	*** C (+) vs D & F (-); E (+) vs F (-)
	Bank protection	totRI	35.7	0.000	*** A (+) vs D & F (-); B (+) vs D & F (-)
	Bank modification	ART_bank	35.0	0.000	*** A (+) vs D & F (-); C (+) vs D & F (-)
	Bridges	BRID	18.2	0.003	** C (+) vs F (-)
	Culverts	CULV	10.9	0.053	(*) NS - B(+)
	Over deepened channel	OD	8.0	0.157	
Caratteristiche naturali	Tree cover	TreeCov	27.3	0.000	*** A (-) vs F (+); C (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Alders	BF_ALD	12.7	0.026	* NS - F (+); A & D (-)
	Tree-related bank habitats	B_K	27.9	0.000	*** A (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Tree-related channel habitats	CH_K	30.5	0.000	*** D (-) vs F (+)
	Tree-related bank and channel habitats	K_OTH_n	36.4	0.000	*** A (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Channel shading	CH_SHAD	21.2	0.001	*** A (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Erosional features	TOTeros	6.8	0.233	
	Absence of bank erosion	NO_eros	7.9	0.161	

Tabella 5.4. Risultati di Kruskal-Wallis e dei successivi confronti *post-hoc* tra i gruppi MRT per le variabili Interpretative. Livelli di significatività, *p*-level: **p*<0.001; ***p*<0.005; **p*<0.05; (*) *p*<0.1. ‘NS’ nella colonna del confronto *post-hoc* indica l’assenza di differenze significative tra i gruppi. I codici delle variabili sono riportati in Tabella 4.15**

Categorie	Variabili	Kruskal-Wallis H	<i>p</i> -level	Confronti <i>post-hoc</i> tra i gruppi MRT
Habitat	Bankface slope	9.4	0.093 (*)	NS – A & C (+)
	Bankface extension	8.0	0.158	
	Substrate % - Concrete/Artificial	31.6	0.000 ***	NS – A(+)
	Substrate % - Silt< 0.06 mm	2.2	0.823	
	Substrate % - Sand 0.06-2 mm	8.6	0.128	
	Substrate % - Gravel 2-16 mm	10.8	0.055 (*)	NS – B, D & E (+)
	Substrate % - Pebbles 16-64 mm	5.8	0.329	
	Substrate % - Cobbles 64-256 mm	8.0	0.156	
	Substrate % - Boulders> 256 mm	0.9	0.967	
	Substrate % - Bedrock	8.4	0.135	
	Substrate % - CPOM and Xylal	17.2	0.004 **	A (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Substrate % - Submerged macrophytes	4.0	0.550	
	Substrate % - Emergent macrophytes	1.6	0.896	
	Substrate % - Living part of terrestrial plants	21.4	0.001 ***	B (-) vs F (+); D (-) vs F (+)
	Substrate % - Mosses	9.5	0.092 (*)	
	Substrate granulometry	11.9	0.036 *	A (+) vs E (-)
	Flow type	5.8	0.328	
	Flow type diversity (Shannon-Wiener)	3.6	0.614	
	Organic substrates diversity (Shannon-Wiener)	15.0	0.010 *	A (-) vs F (+)
	Mineral substrates diversity (Shannon-Wiener)	16.0	0.007 *	B (-) vs F (+)
Uso del suolo	Overall substrates diversity (Shannon-Wiener)	14.5	0.013 *	NS – A (-); F(+)
	Coefficient of Variation total water width	4.5	0.479	
	Coefficient of Variation total channel width	5.3	0.380	
	% Natural bankface landuse: Trees	19.3	0.002 **	NS – F & D (+); A & C (-)
	% Natural bankface landuse: Sparse vegetation	14.9	0.011 *	C (+) vs D (-)
	% Natural bankface landuse: Rocks	6.6	0.254	
	% Urban bankface landuse	25.0	0.000 ***	A (+) vs D (-); A (+) vs F (-); B (+) vs F (-)
	% Agricultural banktop landuse: Intensive	17.5	0.004 **	C (+) vs F (-)
	% Agricultural banktop landuse: Soft	16.9	0.005 **	NS – A, C & E (+)
	% Natural banktop landuse: Trees	23.1	0.000 ***	A (-) vs D (+); A (-) vs F (+); C (-) vs D (+); C (-) vs F (+)
Geografiche	% Natural banktop landuse: Sparse vegetation	5.9	0.315	
	% Natural banktop landuse: Rocks	8.3	0.138	
	% Urban banktop landuse	9.8	0.081 (*)	
	Distance from source	11.2	0.048 *	NS – C (+)
	Altitude	19.9	0.001 **	A (-) vs D (+); C (-) vs D (+)
	Slope of the thalweg	21.0	0.001 ***	C (-) vs D (+); C (-) vs F (+)
Qualità dell’acqua	Discharge	13.6	0.019 *	NS – E (+)
	Valley shape	19.0	0.002 **	B (-) vs D (+)
	Water temperature	8.2	0.146	
	O ₂ [mg l ⁻¹]	2.9	0.712	
	Cl ⁻ [mg l ⁻¹]	2.6	0.760	
	N-NH ₄ [mg l ⁻¹]	8.9	0.112	
	N-NO ₃ [mg l ⁻¹]	4.1	0.536	
	P-PO ₄ [mg l ⁻¹]	14.2	0.015 *	C (-) vs D (+)
	pH	2.3	0.800	
Descrittori di Habitat (CARAVAGGIO)	Conductivity [µS cm ⁻¹]	0.4	0.996	
	LIMeco	4.2	0.527	
	OPD	3.1	0.685	
	HMS	37.1	0.000 ***	A (+) vs D (-) & F (-); B (+) vs F (-); C (+) vs D (-) & F (-)
	HQA	20.5	0.001 **	A (-) vs F (+)
Metriche biologiche	LUIr	27.0	0.000 ***	A (+) vs D (-); A (+) vs F (-); B (+) vs D (-); B (+) vs F (-)
	LRD	2.7	0.742	
	IQH_RAS	34.3	0.000 ***	A (-) vs F (+); B (-) vs F (+); C (-) vs F (+)
	STAR_ICMi	12.9	0.025 *	A (-) vs F (+)
	Average Score Per Taxon	4.9	0.425	
Metriche biologiche	Total Number of Families	5.9	0.313	
	Number of EPT Families	9.2	0.102	
	1-GOLD	17.7	0.003 **	A (-) vs D (+); C (+) vs D (+)
	Shannon-Wiener index	7.3	0.202	
	Log(EPTD)	20.8	0.001 ***	A (-) vs D (+); E (-) vs D (+); C (-) vs D (+)
	Mayfly Total Score	5.8	0.324	
	Operational Units of mayflies	3.5	0.630	
	Mayfly Average Score	16.7	0.005 *	NS – D & F (+)

In Tabella 5.5 sono riportati i valori dei coefficienti di correlazione per ranghi di Spearman tra le variabili Test e le variabili Interpretative che sono risultate significative dal test di Kruskal-Wallis.

In alcuni casi sono emerse delle forti correlazioni tra le variabili. Ad esempio, tra le variabili di habitat, la percentuale di substrato artificiale tipo Cemento/Calcestruzzo nel canale (SP_CC) è risultata correlata con diverse variabili Test; in particolare si osservano associazioni positive più forti con il rinforzo del canale (chanRI; $r_s=0.63$) e il rinforzo di sponda (totRI; $r_s=0.53$).

Le variabili CPOM/XY e OP_TP sono correlate positivamente con la variabile che racchiude le caratteristiche di habitat associati al canale (CH_K) con $r_s=0.57$ e $r_s=0.55$ rispettivamente.

Per quanto riguarda gli usi del suolo, le percentuali di uso del suolo di tipo Naturale arboreo sulla sponda e oltre la sommità (UPF_NT e UPT_NT) sono correlate negativamente con tutte le variabili Test legate alle alterazioni del corso d'acqua. Si osserva, inoltre, una forte correlazione dell'uso del suolo di tipo Urbano sulla sponda (UPF_U) con il rinforzo di sponda (totRI) e la modificazione del canale (totArtCh) ($r_s=0.71$ e $r_s=0.63$). L'uso del suolo di tipo agricolo (in particolare quello intensivo oltre la sommità di sponda, UPT_AH) è risultato correlato positivamente con il risezionamento delle sponde (bankRS; $r_s=0.54$) e le modifiche delle sponde (ART_bank; $r_s=0.55$) e, in minor misura, con i rinforzi di sponda (totRI; $r_s=0.31$) e la modificazione del canale (totArtCh; $r_s=0.46$).

Sono state osservate anche associazioni tra le variabili Test e alcune variabili geografiche. In particolare, l'altitudine (Alt) e la forma della valle (V_sh_new) sono correlate negativamente con tutte le variabili legate alle alterazioni del corso d'acqua.

Infine, i descrittori derivati dal CARAVAGGIO presentano forti correlazioni con le variabili Test. Le correlazioni positive più alte si osservano tra l'indice HMS e le modifiche sia delle sponde (ART_bank) che del canale (totArtCh) (rispettivamente $r_s=0.89$ e $r_s=0.79$), mentre l'indice IQH (*Habitat Quality Index*) è correlato negativamente con tutte le alterazioni del corso d'acqua.

Correlazione significativa per $p < 0.05$

Variables category	Variable																																																																														
Test	Channel resectioning	1.00																																																																													
	Channel reinforcement	1.00																																																																													
	Channel modification	0.73	0.67	1.00																																																																											
	Bank resectioning	0.33	0.43	0.58	1.00																																																																										
	Bank protection	0.56	0.63	0.77	0.49	1.00																																																																									
	Bank modification	0.46	0.60	0.71	0.81	0.68	1.00																																																																								
	Bridges	0.35	0.43	0.53	0.59	0.49	0.71	1.00																																																																							
	Culverts	0.28																																																																													
	Overdeepened channel	-0.38	-0.52	-0.51	-0.41	-0.51	-0.57	-0.49	1.00																																																																						
	Tree cover	0.40																																					1.00																																								
	Alders	-0.32																																				0.62	0.34	1.00																																							
	Tree-related bank habitats	0.51																																					0.33	0.55	1.00																																						
	Tree-related channel habitats	-0.26																																				0.65	0.40	0.93	0.79	1.00																																					
	Tree-related bank- and channel habitats	-0.26	-0.43	-0.36	-0.37	-0.42	-0.45	-0.32	0.59	0.31	0.71	0.60	0.77	1.00																																																																	
	Channel shading	0.28																																																																													
Erosional features	0.34																																					1.00																																									
Absence of bank erosion	-0.35																																					-0.27	-0.90	1.00																																							
Habitat	Bank face slope	0.30	0.29																													-0.32	-0.31	-0.41	-0.35	-0.38	-0.29	1.00																																									
	Substrate % - Concrete/Artificial	0.31	0.63	0.49	0.26	0.53	0.47	0.28																	0.32	1.00																																																					
	Substrate % - Gravel 2-16 mm																																								-0.41	-0.28	1.00																																				
	Substrate % - CPOM and Xylal	-0.30																																						0.49	-0.40	1.00																																					
	Substrate % - Living part of terrestrial plants	-0.28																																						-0.26	0.53	1.00																																					
	Substrate % - Mosses																																						0.42	0.34	1.00																																						
	Substrate granulometry																																						0.32	0.27	-0.37	0.28	1.00																																				
	Organic substrates diversity (Shannon-Wiener)	-0.32																																						-0.33	0.81	0.60	0.45	0.28	1.00																																		
	Mineral substrates diversity (Shannon-Wiener)																																						0.26	-0.32	0.28	0.33	0.55	0.45	0.28	1.00																																	
	% Natural bankface landuse: Trees	-0.38	-0.57	-0.60	-0.54	-0.63	-0.67	-0.45	0.47																	0.27	1.00																																																				
% Natural bankface landuse: Sparse vegetation	0.27	0.32																																							0.30	0.27	0.35																																				
% Urban bankface landuse	0.42	0.54	0.63	0.38	0.71	0.55	0.50	-0.41																	0.44	0.28	-0.28	-0.28	0.27	1.00																																																	
% Agricultural banktop landuse: Intensive	0.46	0.46																																							0.54	0.31	0.55	0.28	-0.30	-0.29	-0.30	-0.30																															
% Agricultural banktop landuse: Soft	0.46	0.46	0.29	0.48	0.34	0.57	0.40	-0.33																	0.46	-0.34	-0.32	-0.28	-0.34																																																		
% Natural banktop landuse: Trees	-0.38	-0.53	-0.57	-0.65	-0.52	-0.77	-0.52	0.44																	-0.44	0.27																																																					
% Urban banktop landuse	0.40	0.31	0.47	0.41	0.34	0.54	0.55	0.26																	-0.41	0.43	0.30	-0.53	1.00																																																		
Geographical	Distance from source	0.31	0.35																																							0.32	0.25	0.39	0.29																																		
	Altitude	-0.33	-0.45	-0.52	-0.51	-0.61	-0.67	-0.43	0.31																	-0.36	0.29	0.30	0.54	-0.34	-0.43	-0.38	-0.42	0.61	-0.35	-0.59	1.00																																										
	Slope of the thalweg	-0.36	-0.50	-0.53	-0.44	-0.46	-0.59	-0.46	-0.27																	0.28	0.63	-0.44	-0.47	-0.39	-0.43	0.62	-0.37	-0.55	0.64	1.00																																											
	Discharge	0.31	0.39																																							0.32	0.40	0.38															0.09	-0.34	0.28	0.30	-0.28	0.54	-0.38	-0.62	1.00												
	Valley shape	-0.47	-0.35	-0.58	-0.50	-0.55	-0.69	-0.39	-0.28	0.32																	-0.37	0.26	-0.41	-0.48	-0.30	-0.44	-0.28	-0.36	-0.58	-0.52	-0.28	0.63	-0.45	-0.34	0.48	0.58	-0.33	1.00																																			
	Water quality																																								0.55															-0.41	-0.48	-0.30	-0.44	-0.28																			
Habitat descriptors (CARAVAGGIO)	HMS	0.51	0.60	0.79	0.78	0.72	0.89	0.64	0.30	-0.52											-0.26	0.43											-0.28	-0.31	-0.76	0.41	0.65	0.61	0.55	-0.79	0.53	0.38	-0.67	-0.63	0.39	-0.68	1.00																																
	HQA	-0.34	-0.43	-0.37	-0.32	-0.39	-0.52	-0.32	0.76	0.27	0.68	0.47	0.67	0.48											-0.42	0.45	0.52	0.48	0.55	0.42	0.35	-0.34	-0.42	0.41	0.38	0.27	0.28																																										
	LHR	0.55	0.43	0.66	0.64	0.59	0.75	0.55	-0.39											0.34	0.48	-0.35	-0.25	0.63	-0.40	-0.50	-0.55	-0.48	0.68	0.54	-0.51	-0.57	0.32	-0.71	0.83	-0.32	1.00																																										
	IQH_RAS	-0.46	-0.56	-0.68	-0.64	-0.62	-0.83	-0.55	0.74											0.74	-0.46	0.35	0.40	0.50	0.36	0.39	0.72	-0.27	0.59	0.53	0.57	-0.80	0.82	-0.67	1.00																																												
	Variable code	chmVS	chmRI	trAnCh	bmVS	trRI	ART_bank	BRD	CULV	OD	TreeCov	BF_ALD	B_K	CH_K	K_OTH_n	CH_SHAD	TOreos	NO_eros	BPF_SLOP	SP_CC	SP_GP	OP_CPKY	OP_TP	OP_LML	GRANot	O_SH	S_SH	UPF_NT	UPF_NV	UPF_U	UPT_AH	UPT_AS	UPT_NT	UPT_U	Sur_Dis	alt	slope_in	Q_est	v_sit_new	POA	HMS	HOA	LHR	IQH_RAS																																			

5.3 Autoecologia delle specie endemiche selezionate

Le tabelle comprensive dei risultati per le diverse variabili considerate sono riportate alla fine del capitolo (Tabelle 5.6a-d, 5.7a-g, 5.8 a-b).

- *Baetis cyrneus* Thomas & Gazagnes, 1984 (Ephemeroptera, Baetidae)

Alla scala di microhabitat il *Baetis cyrneus* ha mostrato una tendenza chiara a popolare aree caratterizzate da flussi veloci e turbolenti (RP, UW) ed un'evidente riduzione della frequenza in quelli lentici o non percettibili (SM, NP), nonostante la percentuale di occorrenza di quest'ultimi nei campioni sia elevata (Tabella 5.6a). La differenza tra i campioni di flussi disponibili nel *dataset* e quelli effettivamente occupati dalla specie è stata testata con il test G che ha mostrato un'elevata significatività ($p < 0.001$). Lo stesso andamento e medesima significatività sono stati osservati anche nei valori della velocità di corrente (Tabella 5.6b). Per quanto riguarda i substrati, i *Baetis cyrneus* sono stati raccolti principalmente in quelli minerali (8%), in particolare tra le pietre di medie dimensioni (MES) o più grossolane (MAC) (Tabella 5.6d). Tra gli organici prediligono le macrofite sommerse (Tabella 5.6c: SO). Considerando gli altri substrati organici e, tra i minerali quelli a granulometria più fine (SAB, GHI), sono evidenti le differenze tra la disponibilità nel *dataset* e le frequenze molto basse dei *Baetis cyrneus* in questi habitat (Tabelle 5.6c, d: rispettivamente $G=23.24$ e $p < 0.001$; $G=16.5$ e $p < 0.05$).

Anche alla scala di tratto fluviale la specie è più frequente in tipi di corsi rappresentati da flussi turbolenti, nonostante complessivamente si osservano basse frequenze di questi habitat locali nel *dataset*; differenza confermata con il test G altamente significativo ($G=340.33$ e $p < 0.001$). Si nota, inoltre, una tendenza ad evitare porzioni fluviali in cui siano presenti flussi non percettibili (NP) (Tabella 5.7a).

Si osserva una chiara tendenza nel popolare siti con habitat minerali quali pietre e ghiaia (Tabella 5.7b: GP) e ad evitare tratti del canale artificializzato o con depositi di silt (AR, SI). Nonostante gli scarti non siano rilevanti, si notano frequenze elevate della specie nei substrati GPP e CO (ghiaia/pietre e ciottoli).

Considerando il carattere lentico-lotico (LRD) gli individui colonizzano maggiormente ambienti lotici (Tabella 5.7d: $G=8.45$ e $p < 0.1$) caratterizzati da acque fresche ($< 15^{\circ}\text{C}$), evitando temperature oltre i 20°C (Tabella 5.7e: $G=11.55$ e $p < 0.01$). Per quanto riguarda i parametri che definiscono la qualità ambientale, *Baetis cyrneus* è stato rinvenuto in siti più naturali (classe HMS 1: 45.8%) (Tabella 5.8b: $G=7.57$ e $p < 0.1$).

Non sono emerse relazioni significative con l'altitudine (Tabella 5.7c: $G=5.93$ e $p=ns$), la distanza dalla sorgente (Tabella 5.7f: $G=0.69$ e $p=ns$), il grado di ombreggiatura del canale (Tabella 5.7g: $G=1.05$ e $p=ns$) e con l'indice STAR_ICMi (Tabella 5.8a: $G=2.88$ e $p=ns$).

- *Habrophlebia consiglioi* Biancheri, 1959 (Ephemeroptera, Leptophlebiidae)

In termini di habitat fisici *Habrophlebia consiglioi* ha mostrato una tendenza ad evitare flussi caotici e visibilmente turbolenti in superficie (UW, BW e CH) (Tabella 5.6a: $G=12.00$ e $p<0.05$) con velocità di corrente elevate (Tabella 5.6b: $G=21.2$ e $p<0.001$).

La specie è stata raccolta in ambedue le tipologie di substrati. Mentre in quelli organici non si rileva una chiara distribuzione (Tabella 5.6c: $G=3.95$ e $p=ns$), in quelli minerali *Habrophlebia consiglioi* tende ad evitare i sedimenti a granulometria fine (SAB, GHI) e di tipo artificiale (ART: 0.0%), distribuendosi maggiormente su pietre di piccole e medie dimensioni (MIC, MES) (Tabella 5.6d: $G=53.88$ e $p<0.001$).

Alla scala di tratto *Habrophlebia consiglioi* non è stata raccolta in corsi caratterizzati da porzioni di alveo asciutte (DR), mentre si nota una maggiore presenza in quelli rappresentati per lo più da flussi con moderata turbolenza (RP) (Tabella 5.7a: $G=315.39$ e $p<0.001$). Anche in questa scala più ampia, la specie non predilige porzioni di tratto fluviale in cui sia presente materiale artificiale in alveo e substrato fine (AR, SA) (Tabella 5.7b: $G=501.13$ e $p<0.001$).

Considerando i diversi parametri ambientali quali l'altitudine, il carattere lentico-lotico (LRD), il grado di ombreggiatura del canale e gli indici di qualità (STAR_ICMi e HMS), i test statistici non sono risultati significativi (Tabelle 5.7c, d, g e 5.8a, b). Gli individui, inoltre, non mostrano preferenze per particolari dimensioni dei corsi d'acqua (Tabella 5.7f: $G=0.51$ e $p=ns$) ma colonizzano per lo più acque definite da temperature tra i 15-20 °C, evitando le temperature sopra i 20 °C (Tabella 5.7e: $G=11.47$ e $p<0.01$).

- *Tyrrhenoleuctra zavattarii* (Consiglio, 1956) (Plecoptera, Leuctridae)

Tyrrhenoleuctra zavattarii è stata raccolta sia in substrati organici che in quelli minerali alla scala di microhabitat. Si osserva una forte tendenza da parte degli individui ad evitare gli habitat delle alghe e substrati sia artificiali che rocciosi (Tabelle 5.6c, d: AL, ART, MGL), distribuendosi maggiormente nel CPOM tra i substrati organici ($G=11.11$ e $p<0.1$). Considerando gli stessi substrati minerali studiati alla scala di tratto, la specie non si distribuisce molto in porzioni di fiume in cui sia presente sedimento fine come il *silt* (Limo) e la sabbia (SI, SA; $G=450.61$ e $p<0.001$). Per quanto riguarda i flussi alla scala di microhabitat *Tyrrhenoleuctra zavattarii* sembra essere legata maggiormente a quelli poco turbolenti (Tabella 5.6a: SM). Si

osserva, inoltre, una tendenza ad evitare acque ferme, notando una distribuzione in velocità di corrente anche molto differenti tra loro; non emergono delle differenze importanti tra i dati registrati in campo e quelli effettivamente occupati (Tabella 5.6b: $G=14.7$ e $p<0.05$).

Alla scala di mesohabitat la specie mostra, invece, una tendenza nel prediligere siti in cui siano presenti flussi più diversificati (Tabella 5.7a: $G=249.00$ e $p<0.001$).

Per quanto riguarda i parametri ambientali non sono evidenti relazioni significative con l'altitudine, la temperatura dell'acqua, la distanza dalla sorgente ed il grado di ombreggiatura del canale (Tabelle 5.7c, d, e, f, g).

Dal punto di vista della qualità ambientale non sono emerse tendenze significative per quanto riguarda lo stato di qualità ecologica e il grado di alterazione morfologica dei siti (Tabelle 5.8a, b: STAR_ICMi, HMS).

- *Isoperla insularis* (Morton, 1930) (Plecoptera, Perlodidae)

Alla scala di microhabitat la specie ha mostrato una tendenza a popolare habitat fisici caratterizzati da flussi moderatamente più turbolenti (Tabella 5.6a: RP, UW) e valori intermedi della velocità di corrente (Tabella 5.6b). Il test G non ha evidenziato differenze significative tra i substrati organici raccolti e quelli occupati dalla specie, ciononostante *Isoperla insularis* sembra essere legata principalmente all'habitat delle macrofite sommerse (Tabella 5.6c: SO), mentre non predilige quelli in cui siano presenti alghe (AL) e depositi di materiale organico fine (FP). Tra i substrati minerali, gli individui evitano sabbia (SAB), substrati rocciosi (MGL) e artificiali (ART) (Tabella 5.6d: $G=31.58$ e $p<0.001$); la presenza di *Isoperla insularis* è stata registrata principalmente tra le pietre di piccole e medie dimensioni (MIC, MES).

La specie si distribuisce maggiormente in aree definite dal carattere lenticolo-lotico intermedio (LRD, Tabella 5.7d: $G=10.34$ e $p<0.05$) con una buona rappresentanza di flussi turbolenti, definiti dalla superficie dell'acqua increspata (RP), evitando tratti fluviali che in determinati periodi stagionali sono privi di acqua in alveo (DR) o siano caratterizzati dal flusso non percettibile (NP) (Tabella 5.7a: $G=384.21$ e $p<0.001$). In prossimità di aree estremamente lentiche *Isoperla insularis* non è stata raccolta (Tabella 5.7d).

Per *Isoperla insularis* non sono risultati importanti alcuni fattori ambientali: l'altitudine (Tabella 5.7c), la distanza dalla sorgente (Tabella 5.7f) e l'ombreggiatura del canale (Tabella 5.7g). Tuttavia, si osserva una forte tendenza ad evitare acque calde (>20 °C) (Tabella 5.7e: $G=13.05$ e $p<0.01$).

La specie colonizza maggiormente fiumi che non subiscono rilevanti pressioni antropiche (HMS in classe 1) (Tabella 5.8b: $G=7.32$ e $p<0.1$) e dallo stato qualitativo Elevato (STAR_ICMi) (Tabella 5.8a: $G=6.03$ e $p<0.05$).

- *Agapetus cyrnensis* (Mosely, 1930) (Trichoptera, Glossosomatidae)

La specie *Agapetus cyrnensis* ha mostrato, alla scala locale, una tendenza nel distribuirsi in ambienti definiti maggiormente da flussi con moderata turbolenza (RP), velocità di corrente intermedia e substrati di tipo minerale (24.62%) (Tabelle 5.6a, b, d). In particolare, è emersa una forte tendenza da parte degli individui ad evitare substrati a granulometria fine come la sabbia (SA; $G=27.07$ e $p<0.001$) e nel distribuirsi con una frequenza maggiore nell'habitat MES (pietre di medie dimensioni). Tra i substrati di tipo organico, invece, si nota una frequenza maggiore tra le macrofite emergenti e sommerse (EM, SO) e minore negli habitat CPOM, FPOM ed alghe (Tabella 5.6c: $G=10.91$ e $p<0.1$).

Agapetus cyrnensis non ha mostrato preferenze significative per diversi parametri ambientali alla scala di tratto, quali: l'altitudine (Tabella 5.7c), il carattere LRD (Tabella 5.7d), la temperatura dell'acqua (Tabella 5.7e), la distanza dalla sorgente (Tabella 5.7f) e l'ombreggiatura del canale (Tabella 5.7g).

Alla scala di mesohabitat si osserva una tendenza della specie ad evitare tratti fluviali definiti da flussi turbolenti (Tabella 5.7a: $G=227.38$ e $p<0.001$) e substrati a granulometria fine (SI) (Tabella 5.7b: $G=444.07$ e $p<0.001$).

Dal punto di vista della qualità ambientale i test non sono risultati significativi (Tabelle 5.8a e 5.8b).

Tabella 5.6 (a-d). Percentuale di occorrenza dei taxa nei parametri ambientali alla micro-scala. E' inoltre segnalata la percentuale di occorrenza delle caratteristiche ambientali presenti nell'intero dataset. ('ns':non significativo)

a-

Tipi di flusso (% occorrenza)

	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
n° campioni	1420	93	204	275	150	285
NP	27.9	5.4	31.4	21.5	3.3	14.4
SM	32.4	11.8	36.3	40.7	20.0	31.6
RP	25.8	34.4	25.5	25.8	46.7	41.4
UW	9.4	32.3	5.4	7.3	23.3	10.9
BW	2.0	3.2	0.5	2.2	2.7	1.4
CH	2.3	12.9	1.0	2.5	4.0	0.4
	G	97.98	12.00	12.55	105.38	55.12
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.05	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001

b-

Velocità di corrente (cm/s)- (% occorrenza)

	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n°campioni	1420	93	204	275	150	285
0	27.9	5.4	31.4	19.6	3.3	14.4
0-20	36.2	20.4	42.2	42.2	32.7	44.2
20-40	18.5	23.7	19.6	22.9	29.3	23.5
40-60	8.7	19.4	4.4	8	14.7	11.6
60-80	4.7	15.1	1.5	4.7	10.7	3.9
>80	4.0	16.1	1.0	2.5	9.3	2.5
	G	75.6	21.2	14.7	82.0	35.9
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.05	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001

c-

Substrati organici (% occorrenza)

	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
n° campioni	429	12	67	75	35	41
AL	11.2	0.0	6.0	4.0	5.7	7.3
SO	17.2	75.0	19.4	13.3	37.1	26.8
EM	23.1	8.3	22.4	21.3	14.3	34.1
TP	22.4	16.7	25.4	24.0	25.7	22.0
XY	2.6	0.0	4.5	5.3	2.9	2.4
CP	12.8	0.0	10.4	21.3	8.6	4.9
FP	10.5	0.0	11.9	10.7	5.7	2.4
	G	23.24	3.95	11.11	10.33	10.91
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.001	ns	<i>p</i> <0.1	ns	<i>p</i> <0.1

d-		Substrati minerali (% occorrenza)				
		<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
n° campioni	991	81	137	200	115	244
ARG	0.8	0.0	0.7	1.0	0.0	0.0
SAB	11.0	3.7	0.7	7.5	2.6	4.1
GHI	15.0	7.4	9.5	16.5	11.3	11.1
MIC	22.1	19.8	35.8	27.5	29.6	25.0
MES	25.6	33.3	34.3	29.5	33.0	32.0
MAC	15.5	23.5	16.8	17.5	20.9	18.0
MGL	6.7	7.4	2.2	0.5	2.6	4.9
ART	3.1	4.9	0.0	0.0	0.0	4.5
	G	16.15	53.88	39.28	31.58	27.07
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.05	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001

Tabella 5.7 (a-f). Percentuale di occorrenza dei taxa selezionati nei parametri ambientali alla scala di meso/tratto fluviale. E' inoltre segnalata la percentuale di occorrenza delle caratteristiche ambientali presenti nell'intero dataset. ('ns':non significativo)

a-		Tipi di flusso (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
n° siti	71	13	14	18	9	22
DR	4.3	5.4	0.0	5.1	0.0	7.3
NP	35.7	16.5	20.7	28.7	17.8	41.1
SM	20	18.5	23.6	22.2	22.8	20.2
RP	19.8	26.2	26.4	22.2	27.8	18.1
UW	14	21.5	18.9	13.5	19.4	9.6
BW	3.9	6.9	5.4	4.5	5.0	2.3
CH	1.5	3.1	3.2	2.5	4.4	1.1
UP	0.4	1.2	1.1	0.8	1.7	0.0
CF	0.1	0.4	0.4	0.3	0.6	0.0
FF	0.1	0.4	0.4	0.3	0.6	0.2
	G	340.33	315.39	249.00	384.21	227.38
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001

b-		Substrati minerali (% occorrenza)				
	Dataset*	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
n° siti	37	13	14	18	9	22
AR	1.6	0.4	0.0	1.7	0.0	1.9
SI	3.8	0.8	2.2	0.6	1.1	0.2
SA	16.5	14.9	9.0	12.3	10.1	16.8
GPG	9.7	7.8	9.7	9.2	7.8	8.7
GP	7.9	12.2	10.0	8.9	9.5	10.2
GPP	23.1	21.6	27.2	22.6	24.0	24.8
CO	23	23.1	22.9	27.2	22.9	26.5
BO	9.2	11.8	11.5	11.7	13.4	5.7
BE	5.2	7.5	7.5	5.7	11.2	5.2
	G	456.86	501.13	450.61	513.36	444.07
* su 37 campioni	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001	<i>p</i> <0.001

c-		Altitudine (m) (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	71	24	32	38	30	49
0-50	36.6	16.7	18.8	36.8	20.0	44.9
50-200	32.4	41.7	34.4	34.2	43.3	30.6
200-350	19.7	33.3	28.1	21.1	26.7	16.3
>350	11.3	8.3	18.8	7.9	10.0	8.2
	<i>G</i>	5.93	5.78	0.50	4.42	1.67
	<i>p-value</i>	ns	ns	ns	ns	ns

d-		Classi LRD (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	71	24	32	38	30	49
1 e 2	23.9	41.7	31.3	36.8	30.0	16.3
3	32.4	41.7	37.5	28.9	46.7	32.7
4	21.1	8.3	21.9	21.1	16.7	28.6
5	9.9	4.2	6.3	7.9	6.7	10.2
5+	12.7	4.2	3.1	5.3	0	12.2
	<i>G</i>	8.45	4.70	4.69	10.34	2.51
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.1	ns	ns	<i>p</i> <0.05	ns

e-		Temperatura dell'acqua (°C)(% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	71	24	32	38	30	49
<15	26.8	50.0	25.0	34.2	33.3	16.3
15-20	45.1	45.8	68.8	47.4	63.3	51.0
>20	28.2	4.2	6.3	18.4	3.3	32.7
	<i>G</i>	11.55	11.47	2.23	13.05	3.02
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.01	<i>p</i> <0.01	ns	<i>p</i> <0.01	ns

<i>f-</i>		<i>Distanza dalla sorgente (km) (% occorrenza)</i>					
		<i>Dataset</i>	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consiglioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti		71	24	32	38	30	49
<5	Corsi d’acqua molto piccoli	15.5	16.7	12.5	7.9	16.7	16.3
5-25	Corsi d’acqua piccoli	76.1	79.2	81.3	84.2	76.7	77.6
>25	Corsi d’acqua medi	8.5	4.2	6.3	7.9	6.7	6.1
		G	0.69	0.51	2.06	0.15	0.38
		<i>p-value</i>	ns	ns	ns	ns	ns

<i>g-</i>		Ombreggiatura del canale (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consighioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	71	24	32	38	30	49
0	21.1	16.7	25.0	15.8	23.3	22.4
<34	47.9	58.3	53.1	50.0	40.0	40.8
>33	31.0	25.0	21.9	34.2	36.7	36.7
	G	1.05	1.35	0.72	0.77	1.07
	<i>p-value</i>	ns	ns	ns	ns	ns

Tabella 5.8 (a-b). Percentuale di occorrenza dei taxa selezionati nei parametri di qualità ambientale alla scala di meso/tratto fluviale. E' inoltre segnalata la percentuale di occorrenza delle caratteristiche di qualità ambientale presenti nell'intero dataset. ('ns':non significativo)

<i>a-</i>		Classi STAR_ICMi (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consighioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	69	24	32	38	30	49
1-Elevato	42.0	63.6	46.7	61.1	67.9	51.1
2-Buono	42.0	36.4	46.7	33.3	32.1	36.2
3-Moderato	15.9	9.1	13.3	11.1	7.1	17.0
	G	2.88	0.30	3.91	6.03	1.21
	<i>p-value</i>	ns	ns	ns	<i>p</i> <0.05	ns

<i>b-</i>		Classi HMS (% occorrenza)				
	Dataset	<i>B. cyrneus</i>	<i>H. consighioi</i>	<i>T. zavattarii</i>	<i>I. insularis</i>	<i>A. cyrnensis</i>
Classi/n° siti	71	24	32	38	30	49
1-Elevato	38.0	45.8	56.3	44.7	53.3	38.8
2-Buono	25.4	37.5	21.9	26.3	30	28.6
3-Moderato	12.7	12.5	9.4	13.2	10	8.2
4-Scarso	23.9	4.2	12.5	15.8	6.7	24.5
	G	7.57	5.02	1.65	7.32	1.11
	<i>p-value</i>	<i>p</i> <0.1	ns	ns	<i>p</i> <0.1	ns

6. DISCUSSIONE

L’emanazione della Direttiva (2000/60/CE) ha introdotto in Europa molteplici aspetti innovativi per la tutela e riqualificazione degli ambienti acquatici. Per raggiungere gli obiettivi previsti dalla normativa, gli elementi idromorfologici e di habitat hanno assunto un ruolo rilevante come strumenti di supporto all’interpretazione del dato biologico e per la valutazione dello Stato Ecologico dei corpi idrici. Insieme ai precedenti parametri, la Direttiva prevede la caratterizzazione dello stato chimico-fisico delle acque.

In questo contesto, nella ricerca è stata rivolta particolare attenzione alle caratteristiche di habitat e alle strutture artificiali che interessano la morfologia dei fiumi sardi nell’ottica di interpretare i loro effetti sulle biocenosi. Sono stati definiti, inoltre, diversi aspetti autoecologici particolarmente importanti di cinque specie endemiche della Sardegna, per comprendere quali parametri di habitat o ambientali ne influenzino la presenza o l’assenza.

6.1 Risposte delle comunità macrobentoniche alle caratteristiche artificiali e di habitat

Nella prima fase di indagine sono state testate, attraverso l’analisi MRT, diverse variabili che comprendono sia caratteristiche che provocano alterazioni nella morfologia degli alvei come i rinforzi, i risezionamenti o le opere di attraversamento (come ponti e *culverts*), sia elementi naturali legati alla vegetazione riparia.

Attualmente, studi volti alla comprensione degli effetti sulle comunità bentoniche dei rinforzi lungo le sponde e delle alterazioni morfologiche del canale ad essi associate sono ancora pochi (Stein *et al.*, 2013). Al contrario, l’associazione tra le caratteristiche che definiscono le fasce riparie con le biocenosi è ben documentata (ad esempio Mason *et al.*, 1984). A questo proposito, il presente studio ha permesso di osservare la relazione tra la variabilità biologica tra i siti e le alterazioni registrate sia sulle sponde che in alveo, considerando anche caratteristiche naturali che definiscono gli ecotoni ripari nei fiumi.

Per evidenziare maggiormente la risposta dei Macroinvertebrati sono state selezionate porzioni di tratti fluviali che non avessero uno stato qualitativo delle acque alterato. Questo perché le alterazioni di natura idromorfologica potrebbero esercitare delle pressioni rilevabili sulle biocenosi ma in misure meno evidenti se confrontate con le alterazioni legate alla qualità

dell'acqua (Friberg *et al.*, 2009). Secondo Friberg (2014) diventa, infatti, difficile quantificare unicamente gli effetti legati alle alterazioni di tipo idromorfologico se si considerano le molteplici pressioni che insistono sui fiumi, comprese quelle legate all'inquinamento delle acque.

Per le variabili incluse nell'analisi non sono state fatte delle ipotesi a priori sui possibili effetti sulle comunità. In seguito l'MRT ha estratto le quattro variabili con il maggior potere predittivo, che maggiormente diversificano i gruppi e che sono risultate significative per le biocenosi.

Tuttavia il modello ha spiegato complessivamente il 21% della varianza biologica. Tale valore, non particolarmente elevato, è comunque paragonabile ad altri emersi in lavori trovati in letteratura (ad esempio Obolewski *et al.*, 2011). Questa prestazione limitata potrebbe essere attribuita ad una serie di elementi. In primo luogo il fatto che l'obiettivo del lavoro fosse quello di concentrarsi su uno dei molteplici fattori che insistono sui corpi idrici, ovvero quello di valutare i possibili effetti di alcune alterazioni e caratteristiche di habitat selezionate; in secondo luogo perché nelle analisi non sono state prese in considerazione diretta una serie di caratteristiche quali ad esempio gli impatti derivati dall'uso del suolo, l'inquinamento delle acque e l'idrologia, attualmente noti nell'influenzare le comunità macrobentoniche (Cao *et al.*, 1996; Poff & Zimmerman, 2010).

Di seguito si riportano gli effetti delle quattro caratteristiche identificate rilevanti dall'analisi, ovvero: la variabile *modificazione del canale* (totArtCh), *risezionamento delle sponde* (bankRS), *rinforzo di sponda* (totRI) e *habitat naturali nel canale e lungo le sponde associati alla presenza di alberi* (K_OTH_n).

L'analisi IndVal ha, inoltre, identificato alcuni taxa dominanti. Sebbene questi siano interessanti, il loro utilizzo dovrebbe essere verificato su ulteriori *dataset*.

6.1.1 La risposta dei taxa alle modifiche dell'alveo

Il primo fattore emerso dall'analisi MRT, tra quelli studiati e relativi alle caratteristiche di sponda ed alveo, è la variabile relativa alle modificazioni del canale (totArtCh, alla prima dicotomia).

Alcuni autori hanno osservato che questo tipo di alterazione, insieme alla canalizzazione dei corsi d'acqua, incide sulla morfologia del canale con ripercussioni evidenti sulle biocenosi (Stein *et al.*, 2013). Nel presente studio in particolare, il risezionamento e il rinforzo del canale sono risultati essere importanti per le comunità. La canalizzazione e il risezionamento delle rive,

inoltre, portano in generale ad una semplificazione e omogeneizzazione del substrato (Negishi *et al.*, 2002).

Molte delle differenze osservate tra i gruppi MRT riguardano infatti anche i tipi di substrato in alveo. In generale la tipologia di substrato rientra tra le caratteristiche di habitat che maggiormente influenzano la densità e la diversità nelle comunità degli invertebrati (Beisel *et al.*, 1998; 2000; Graca *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2005; Beauger *et al.*, 2006). Nel presente studio la disponibilità di alcuni substrati è stata chiaramente collegata alla modificazione del canale. Per esempio la presenza di materiale artificiale (come calcestruzzo) è stata riscontrata maggiormente nei gruppi che includono siti con canali modificati (Gruppo A) ed è risultata positivamente associata ai rinforzi del canale (chanRi; $r_s=0.63$).

Gli effetti del consolidamento dell'alveo sono in genere più evidenti in prossimità dei centri urbani; tale artificializzazione del canale altera la disponibilità di substrati organici in alveo con conseguenze evidenti sulle comunità biologiche e i ruoli trofici che si instaurano (Hiramatsu *et al.*, 2014). Quanto osservato dai precedenti autori è stato riscontrato anche nel presente studio. Sono state osservate, infatti, alcune differenze nei ruoli trofici nelle comunità bentoniche tra i gruppi di siti caratterizzati da elevate modificazioni del canale (lato sinistro dell'albero MRT) e quelli con basse modificazioni (lato destro dell'albero). Tra i taxa indicatori sono stati registrati più predatori, filtratori e raschiatori (Empididae, Dugesiidae, Naucoridae, Physidae, Hydropsychidae, larve di Hydrophilidae; Campaioli *et al.*, 1994; 1999; Plague, 1996; Graf *et al.*, 2008) nei fiumi maggiormente alterati, mentre nei siti meno modificati sono risultati dominanti ad esempio trituratori (Limnephilidae: Graf *et al.*, 2008) e raccoglitori (*Habrophlebia eldae*: Buffagni *et al.*, 2009b).

6.1.2 La comunità macrobentonica e i risezionamenti delle sponde

Tra le opere di difesa spondale che alterano la morfologia dei fiumi, i rinforzi e i risezionamenti delle sponde sono risultati particolarmente rilevanti per i siti investigati (rispettivamente al nodo 2, 4 e 5: Figura 5.5). In particolare, le percentuali più elevate di risezionamento sono state registrate nei gruppi A, C ed E, mentre alte percentuali di rinforzo nel gruppo A. I siti del gruppo C, definiti da risezionamenti delle sponde oltre il 30% al nodo 4, sono risultati associati a paesaggi prettamente agricoli (uso intensivo) con vegetazione sparsa sulle sponde e una bassa copertura arborea sia lungo le sponde che oltre la sommità. Generalmente i risezionamenti delle sponde si osservano nei piccoli fiumi di pianura con lo scopo di controllare eventi di piena o il

drenaggio delle acque in prossimità di aree adibite all'agricoltura (Huges *et al.*, 2010). Per quanto utilizzati come opere di difesa, i risezionamenti delle sponde portano nel tempo alla rettificazione degli alvei, alterando l'andamento naturale dei fiumi e modificando la pendenza delle sponde. Sebbene i valori di quest'ultima non siano risultati significativi nei test, sono presenti delle differenze tra i gruppi MRT. I valori più elevati sono stati osservati nei gruppi di siti alterati dalla presenza di risezionamenti lungo le sponde e collocati principalmente in prossimità di zone agricole o urbane. La pendenza della sponda è un parametro fisico importante poiché associato alla formazione di sedimenti fini nei fiumi (Buendia *et al.*, 2013); potrebbe pertanto esercitare effetti negativi sui popolamenti di invertebrati in termini di diminuzione in ricchezza e densità, e diversità nei tratti biologici ed ecologici delle specie (Buendia *et al.*, 2013). Ulteriori effetti dei risezionamenti si osservano anche sulla riduzione della copertura arborea lungo le sponde ed un incremento nel deposito di materiale fine in alveo (Raven. *et al.*, 1998). Gli alberi lungo le sponde svolgono un ruolo centrale nello stabilizzare gli argini con le loro radici, evitando fenomeni erosivi e favorendo habitat naturali importanti per alcune specie (Hubble *et al.*, 2010).

La presenza di risezionamenti lungo i corsi d'acqua nei siti investigati e la riduzione nella copertura arborea ad essi associata potrebbero aver esercitato degli effetti diretti sulla composizione della comunità macrobentonica nei siti disturbati. Sul ramo destro del nodo 4, dove i tratti fluviali raggruppati sono caratterizzati da percentuali elevate di risezionamenti lungo le sponde ($\geq 30\%$), sono emersi come taxa indicatori le famiglie dei Physidae e dei DugesIIDae. La specie *Haitia acuta* (Physidae: Draparnaud, 1805), unica specie della famiglia segnalata in Sardegna (de Jong, 2013), è riconosciuta essere ampiamente tollerante e colonizzatrice di acque poco profonde e sedimenti fini in prossimità di centri urbani e campi agricoli (Girod *et al.*, 1980; Van Damme *et al.*, 2012). Mentre la famiglia DugesIIDae ha un'ampia valenza ecologica e può essere associata a substrati composti da pietre (Reynoldson & Young, 2000), ma può anche tollerare molto bene sedimenti fini (Extence *et al.*, 2013).

I siti al nodo definiti da risezionamenti lungo le sponde con percentuali minori del 30% (gruppo B) presentano un'elevata percentuale di uso del suolo di tipo urbano lungo le sponde ed un'elevata presenza di substrato ghiaioso. Per questo gruppo di siti, la famiglia Limoniidae è risultata come unico taxon indicatore, probabilmente per la capacità di colonizzare una vasta gamma di substrati (Campaoli *et al.*, 1999; de Jong *et al.*, 2008).

Il risezionamento delle sponde è emerso come variabile discriminante anche al nodo 5. Al nodo i siti hanno mostrato una maggior eterogeneità di habitat nel canale, in particolare detriti legnosi e parti vive di piante terrestri (TP). Dall'analisi sono emerse al ramo sinistro tre famiglie

indicatrici Leuctridae, Tubificidae e Leptoceridae che colonizzano questi tipi di habitat. I Leuctridae prediligono differenti tipi di substrati come sedimenti fini, detriti legnosi e materiale particellato (Graf *et al.*, 2009), mentre i Tubificidae sono noti nel colonizzare sedimenti fini e di alimentarsi di batteri e detrito organico (Campaioli *et al.*, 1994). Tutte le specie sarde appartenenti alla famiglia dei Leptoceridae invece preferiscono microhabitat come ghiaia, sabbia, macrofite e detriti legnosi (Graft *et al.*, 2008).

6.1.3 L'azione dei rinforzi di sponda

Le alterazioni di maggior impatto evidenziate dall'analisi al nodo 2 sono i rinforzi di sponda. Queste strutture insieme alle modificazioni del canale hanno definito i siti del gruppo A come quelli fisicamente più alterati (rinforzi di sponda $\geq 33\%$ e modificazioni del canale $\geq 15\%$). I siti all'interno di questo gruppo sono risultati caratterizzati da una bassa diversità sia del substrato in generale che di substrati organici, elevata presenza di substrati artificiali e bassa ombreggiatura del canale. La maggior parte dei siti presentava nelle vicinanze un uso del suolo di tipo urbano. In generale, fiumi che scorrono in prossimità di aree urbane possono essere oggetto di evidente erosione degli argini (Whipple *et al.*, 1981); i rinforzi di sponda sono di solito utilizzati al fine di ridurre questa tendenza ed evitare alluvioni. La presenza di tali strutture può portare alla perdita di connettività laterale e ridurre la disponibilità di habitat (ad esempio rifugi), riducendo in tal modo la presenza degli invertebrati soprattutto durante gli eventi di piena (Negishi *et al.*, 2002). Nei fiumi rinforzati (ad esempio con Rip-rap o protezioni cementate) diversi autori hanno osservato un aumento nella velocità della corrente con cambiamenti nelle caratteristiche idrauliche e nel trasporto dei sedimenti. Queste caratteristiche portano di conseguenza ad una semplificazione nell'eterogeneità degli habitat e nella ricchezza di invertebrati (Horsak *et al.*, 2009; Radecki-Pawlik *et al.*, 2014). Gli effetti negativi della canalizzazione dei fiumi si verificano anche nella riduzione della vegetazione ripariale presente lungo le sponde (Schmetterling *et al.*, 2001) che in genere offre disponibilità di nicchie e rifugi. Nel presente studio, le alterazioni causate dai rinforzi di sponda con la conseguente riduzione dei rifugi potrebbero aver favorito la colonizzazione da parte di famiglie euriecie come Empididae (Rivosecchi, 1984) e Naididae (Kathman & Brinkhurst, 1998) e la famiglia dei Dryopidae, individuati come taxa indicatori al ramo sinistro del nodo.

6.1.4 Copertura arborea e risposta della componente macrobentonica

Gli habitat naturali presenti nel canale e lungo le sponde (K_OTH_n: rami sporgenti, grosse radici esposte sulla riva, alberi caduti o inclinati sulla sponda inferiore, detriti legnosi grossolani e alberi caduti in alveo) sono risultati determinanti per le comunità biologiche al nodo 3. Nei corsi d'acqua naturali questi elementi assumono un ruolo importante nel caratterizzare gli ecotoni ripari e nell'influenzare la composizione degli invertebrati. Nel particolare, le zone riparie garantiscono rifugi, protezione dalla predazione e dalle variazioni nella portata, aumentando sia la disponibilità di materia organica come risorsa alimentare, sia il grado di ombreggiatura del canale (Zalewski *et al.*, 1998, Smith *et al.*, 1996). I siti raggruppati sul ramo sinistro del nodo 3 (gruppo D) non hanno tuttavia presentato molti habitat naturali nel canale e lungo le sponde (Figura 5.5: K_OTH_n) ed è stata notata una limitata disponibilità di CPOM e TP. Questi habitat organici sono risultati significativi dai test statistici e principalmente associati alle caratteristiche di alveo (CH_K; rispettivamente $r_s=0.57$ e $r_s=0.55$). Tuttavia, la loro scarsità potrebbe essere legata alla carenza di habitat associati alle radici e al limitato apporto di materia organica. La presenza di radici in alveo, insieme alla disponibilità di CPOM, ricopre un ruolo centrale nel determinare i popolamenti bentonici. Mentre le radici favoriscono alcuni habitat per taxa trituratori e agevolano la dispersione attiva di alcuni organismi (Demars *et al.*, 2012), il CPOM è un'importantissima fonte di cibo e rifugio (Friberg & Larsen, 1998).

Nonostante la scarsità di questi substrati organici, è importante evidenziare la presenza di due famiglie di Efemerotteri emersi al nodo come taxa indicatori: Leptophlebiidae (taxon discriminante al nodo) e Siphonuridae. La loro presenza potrebbe essere correlata all'alta densità di copertura arborea naturale sulle sponde e oltre la sommità (UPF_NT e UPT_NT: Tabella 5.4). Secondo Briers & Gee (2004), quest'ultima è utile sia nel fornire rifugi che nell'alimentare condizioni microclimatiche favorevoli per le specie, proteggendo lo stadio adulto dal disseccamento e generando di conseguenza condizioni vantaggiose anche per lo stadio larvale. L'assenza di una copertura arborea continua osservata nei siti (Treecov: ad esempio cespugli occasionali e semi-continui) e la conseguente diminuzione del grado di ombreggiatura del canale, potrebbero aver favorito la presenza di queste due famiglie di Efemerotteri. E' noto che gli Efemerotteri (Savolainen, 1978) mostrano una certa predilezione per acque più calde.

In questo gruppo sono risultati come taxa indicatori anche alcune famiglie euriecie (Naididae e Erpobdellidae), predatrici (Lestidae) ed ubiquitarie (Lymnaeidae).

I gruppi sul lato destro della struttura dell'albero sono risultati maggiormente diversificati, caratterizzati invece da un'elevata presenza di habitat naturali associati alla presenza di alberi

(K_OTH_n), eterogeneità di habitat e diversità nei substrati organici (Tabella 5.4). Nel gruppo F, che comprende la maggior parte dei siti di riferimento, sono state infatti registrate elevate presenze di habitat organici CPOM/Xylal e parti vive di piante terrestri (TP). Generalmente in letteratura è stato riscontrato che tutte queste caratteristiche di habitat associate agli alberi diversificano la struttura delle comunità bentoniche. Ad esempio la presenza di alberi lungo le sponde fornisce una maggior disponibilità di radici le quali a loro volta partecipano nella formazione di aree di *pool* e *riffle*, aumentando con la loro irregolarità il fattore di rugosità del canale ed evitando quindi l'erosione delle sponde (Mason *et al.*, 1984). I fiumi caratterizzati da una buona copertura arborea presentano, inoltre, un'alta disponibilità di CPOM e detriti legnosi provenienti dalle aree ripariali che determinano una maggiore complessità nella struttura degli habitat incrementando, di conseguenza, la biodiversità (Gonzales & Graça, 2005; Rios-Touma *et al.*, 2014).

Tra i taxa indicatori sono emersi al nodo 4 famiglie: Dugesiiidae, Glossiphoniidae, Athericidae e Goeridae.

6.1.5 I descrittori del CARAVAGGIO

I descrittori derivati dal CARAVAGGIO hanno evidenziato differenze significative tra i gruppi MRT, confermando la loro utilità nel discriminare tratti fluviali a differenti livelli di impatto e diversificazione nella struttura degli habitat fisici (Balestrini *et al.*, 2004, Erba *et al.*, 2006, Erba *et al.*, 2015). Ad esempio i siti maggiormente alterati (gruppo A) sono infatti risultati con valori HMS maggiori. L'indice è risultato fortemente correlato con le modifiche sia delle sponde (ART_bank) che del canale (totArtch) (rispettivamente $r_s=0.89$ e $r_s=0.79$).

Al contrario l'indice IQH (*Habitat Quality Index*), che riassume l'insieme delle informazioni relative alla diversificazione e ricchezza degli habitat (HQA), all'uso del suolo (LUIcara) e al grado di alterazione lungo le sponde e in alveo (HMS), è risultato correlato negativamente a tutte le alterazioni che sono state registrate nei corsi d'acqua (Tabella 5.5). Tale indice attualmente è adottato nella normativa nazionale per la validazione dei siti di riferimento (D.M., 260/2010) e ha mostrato valori significativamente più elevati nei gruppi di siti naturali o che raggiungono la quasi naturalità (Gruppo F).

La non significatività del descrittore LRD, che quantifica il carattere lenticolo-lotico degli habitat acquatici (Buffagni *et al.*, 2010b), potrebbe essere legata alla presenza nel *dataset* di siti campionati in diverse stagioni.

6.1.6 Classificazione dello Stato Ecologico

Alcune delle metriche biologiche considerate nello studio hanno evidenziato differenze significative tra i gruppi ed in particolare: 1-GOLD, Log(selEPTD+1) e lo stesso indice multimetrico STAR_ICMi.

Tra i gruppi, da sinistra verso destra nell'albero di regressione multivariata, non è stata osservata una chiara tendenza lineare (crescente o decrescente) per i valori delle metriche.

In Figura 6.1 è riportata una rappresentazione ordinata dei gruppi MRT secondo valori decrescenti di STAR_ICMi.

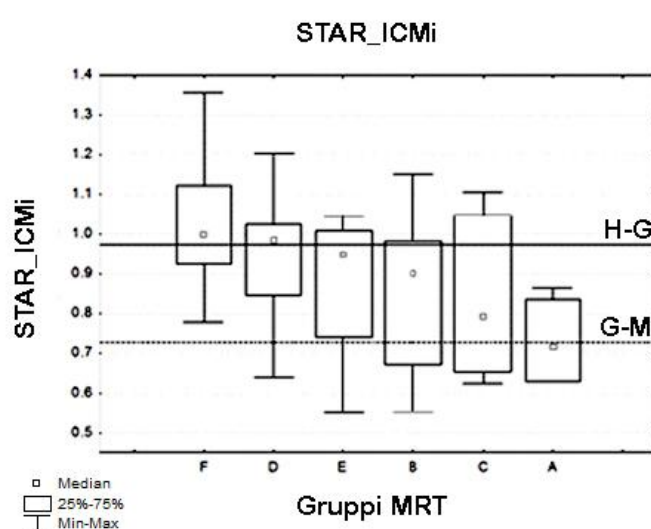


Figura 6.1. Rappresentazione dei gruppi MRT secondo i valori dell'indice STAR_ICMi

I valori più alti dell'indice sono stati osservati nei gruppi F e D, dove sono raggruppati tutti i siti di riferimento. Per tali gruppi, i valori mediani di STAR_ICMi sono al di sopra dei limiti di classe Elevato/Buono, previsti dalla legislazione Italiana (D.M., 260/2010) per i fiumi temporanei in Sardegna. I valori più bassi di STAR_ICMi, invece, si osservano nel gruppo A, caratterizzato da siti con un'elevata presenza di modificazioni del canale e rinforzi di sponda. In questo gruppo il valore mediano è sotto il limite di classe Buono/Moderato. Pertanto, lo Stato Ecologico espresso dall'indice multimetrico risulta migliore per i siti privi di modificazioni del canale e risezionamento delle sponde. A questo proposito, dati gli alti valori di STAR_ICMi trovati nel gruppo D, non ci si aspetta che bassi valori di habitat naturali nel canale e lungo le sponde (K_OTH_n) per questi siti determinino un abbassamento di classe nella valutazione dello Stato Ecologico. Tuttavia, va ricordato che i siti del gruppo D sono caratterizzati da elevata

presenza di uso del suolo di tipo naturale arboreo sia lungo le sponde che oltre la sommità. Questo sembrerebbe in accordo con precedenti studi nei quali sono emerse relazioni positive tra le metriche (basate sui macroinvertebrati) che riflettono una buona qualità dell'acqua e la copertura arborea (Miserendino *et al.*, 2011). Altri autori (Zaimes & Schultz, 2011), inoltre, hanno sottolineato l'importanza della copertura arborea della fascia riparia nell'aumentare anche la diversificazione della composizione del substrato.

Anche le due metriche 1-GOLD e Log(selEPTD+1), che sintetizzano informazioni relative all'abbondanza degli organismi, hanno evidenziato differenze significative tra i gruppi (Figura 6.2 a-b).

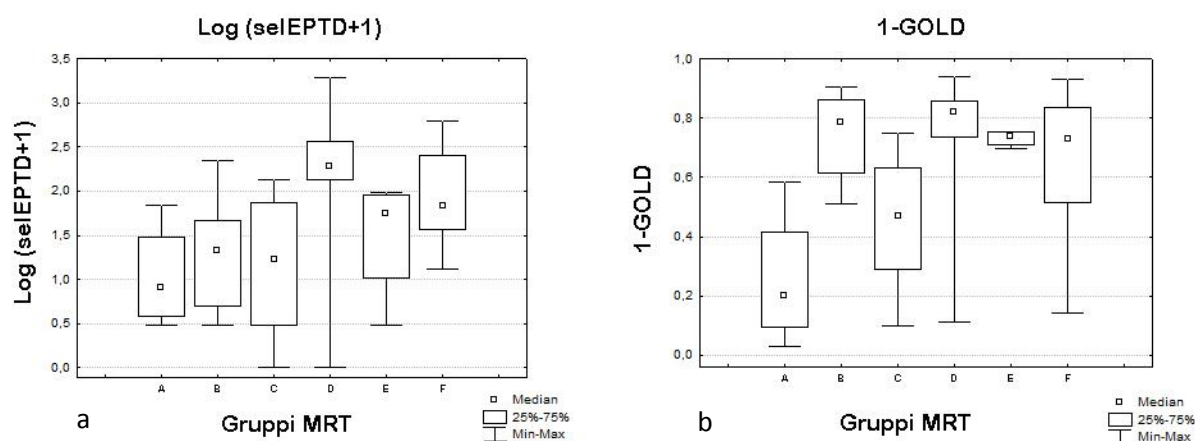


Figura 6.2 (a-b). Rappresentazione delle metriche biologiche Log(selEPTD+1) e 1-GOLD nei gruppi MRT

Come per lo STAR_ICMi, i due gruppi che mostrano i valori mediani più alti per la metrica Log(selEPTD+1) sono F e D, ovvero gruppi di siti in cui è stata osservata la più elevata presenza di uso del suolo di tipo naturale arboreo lungo le sponde (Figura 5.8d). Alcuni autori hanno notato associazioni positive tra la ricchezza e la diversità dei taxa bentonici e una buona copertura arborea della fascia riparia (ad esempio Rios & Bailey, 2006), mentre sono ancora poche le informazioni relative al rapporto diretto di quest'ultima con l'abbondanza dei taxa.

L'aumento in termini di abbondanza della componente biologica è stata osservata in relazione alla diminuzione del grado di ombreggiatura del canale (Snyder & Johnson, 2006) e alla disponibilità di substrati organici in alveo (Sudduth & Meier, 2006).

Per quanto riguarda invece la metrica 1-GOLD, i gruppi B, D, E e F hanno mediane molto alte e pressoché uguali.

Dal punto di vista dello stato qualitativo delle acque non sono emerse differenze tra i gruppi se non per la concentrazione di Ortofosfati, anche se la variazione delle concentrazioni osservate è piuttosto contenuta, con oltre il 90% dei siti sotto la soglia di 70 µg/l e solamente 4 siti sopra i 100 µg/l (Appendice 4).

6.2 Aspetti autoecologici

6.2.1 Le specie studiate

In questa fase di studio è stata rivolta particolare attenzione agli aspetti autoecologici di 5 specie endemiche della Sardegna. Sono specie attualmente ben caratterizzate dal punto di vista tassonomico, mentre piuttosto sconosciute in termini di preferenze ecologiche.

Al momento in Sardegna tra gli Efemerotteri sono segnalate cinque specie appartenenti al genere *Baetis* (Buffagni *et al.*, 2003). Di queste, solo uno è endemico Sardo-Corso e dell'Isola d'Elba, *Baetis cyrneus* (Buffagni *et al.*, 2009b), ed è stato incluso nello studio.

Per quanto riguarda il genere *Habrophlebia*, sono note due specie nell'isola (Buffagni *et al.*, 2003): *H. consiglioi* Biancheri e *H. eldae* Jacob & Sartori. La prima è stata recentemente segnalata per la Tunisia (Zrelli *et al.*, 2011) e presenta una distribuzione molto ristretta (Buffagni *et al.*, 2009b), mentre *H. eldae*, al contrario, ha una distribuzione più ampia (ad esempio, nella Penisola Iberica e in Grecia; Thomas & Belfiore, 2004).

Nell'ordine dei Plecotteri il genere *Tyrrhenoleuctra* è presente in Italia con una sola specie: l'endemismo Sardo-Corso *Tyrrhenoleuctra zavattarii* (Fochetti & Tierno de Figueroa, 2008). Le altre due specie di questo genere sono invece presenti, in Europa, solamente nella Penisola Iberica (Graf *et al.*, 2009).

Tra le specie del genere *Isoperla*, ne sono attualmente note 14 in Italia. *Isoperla insularis* è l'unica presente in Sardegna ed è un endemismo locale (Graf *et al.*, 2009).

Per il genere *Agapetus* tra i Tricotteri, sono note sei specie in Italia. Tra queste, *Agapetus cyrnensis* è presente in Sardegna ed è endemico della Corsica, della Sardegna e dell'Isola d'Elba (Graf *et al.*, 2008). In Corsica (Fauna Europaea, 2011) è stata segnalata un'altra specie dello stesso genere, *Agapetus quadratus* Mosely 1930. Attualmente non ci sono evidenze di altre specie in Sardegna diverse da *A. cyrnensis* (Fauna Europaea, 2011).

Queste specie appartengono tutte ad ordini e famiglie comunemente utilizzati come bioindicatori (EPT taxa, Lenat, 1983) e sono incluse nella maggior parte dei sistemi di valutazione in uso in Italia e in Europa (ad esempio Hering *et al.*, 2004).

6.2.2 Limiti metodologici

Attualmente molti lavori, finalizzati ad esempio alla valutazione della sensibilità delle specie al cambiamento climatico, utilizzano modelli predittivi che si basano sui requisiti di habitat delle specie (Araujo & Rahbeck, 2006). Un presupposto fondamentale per l'accuratezza di questi modelli riguarda l'acquisizione di informazioni sufficienti sulle preferenze di habitat e, dunque, un'adeguata conoscenza delle specie esaminate (Hortal & Lobo, 2006). Tuttavia, per quanto riguarda le preferenze ecologiche dei macroinvertebrati mancano ancora diverse informazioni (Heino *et al.*, 2009), in particolare nel bacino del Mediterraneo, in cui la Sardegna è considerata un importante *hot-spot* di biodiversità (Grill *et al.*, 2005; Migheli *et al.*, 2009).

Altri limiti associati all'utilizzo di alcuni modelli di distribuzione delle specie derivano dal fatto che, di solito, questi si basano su fattori predittivi di paesaggio, non specificamente legati alle caratteristiche fluviali e che spesso includono anche caratteristiche tipicamente terrestri (Domisch *et al.*, 2011).

In questo studio sono stati presentati alcuni dati originali relativi ad alcuni parametri di habitat locali ed ambientali per ciascuna delle cinque specie di macroinvertebrati, i cui *traits* ecologici erano, almeno fino ad ora, quasi totalmente sconosciuti (Buffagni *et al.*, 2009b). Ciononostante, bisogna tenere in considerazione che qualunque approccio basato su dati quantitativi è comunque influenzato dalle dimensioni e dalla qualità del *dataset* utilizzato per i calcoli (Harrington, 2005; Sutherst *et al.*, 2007). Inoltre, nonostante il data set utilizzato in questa ricerca sia comprensivo di un buon numero di campioni (1420) raccolti in 71 siti, alcuni limiti metodologici possono essere associati ad esempio alla variabilità stagionale, ai tipi fluviali o alla lunghezza del gradiente per i parametri selezionati.

Per avere un quadro completo sarebbe opportuno integrare le informazioni con diversi fattori che nello studio non sono stati considerati come, ad esempio, i descrittori dell'idrologia e dell'instabilità idrologica, che possono avere una grande influenza nel determinare la distribuzione degli invertebrati bentonici (Bonada *et al.*, 2007b). Un altro aspetto che non è stato considerato e che potrebbe avere conseguenze rilevanti a scala locale, ad esempio durante i periodi di siccità, è l'interazione biologica tra le specie (predazione, competizione). Tuttavia, è possibile che in condizioni ambientali difficili, quest'ultima assuma un ruolo secondario (Hart, 1983).

Infine, anche il ciclo vitale di ciascuna specie o la distribuzione storica della stessa dovrebbero essere considerati per comprendere le possibili risposte biologiche ai cambiamenti delle variabili ambientali, che dovrebbero essere combinati con informazioni relative alle preferenze di habitat.

La presente ricerca è stata orientata all'osservazione della presenza delle specie in relazione alla disponibilità di habitat registrati nei siti investigati, per valutare l'influenza dei parametri selezionati sugli organismi. Il test statistico G è stato utilizzato per valutare differenze tra la frequenza di cattura e i dati registrati nel *dataset*, per osservare così eventuali cambiamenti tra la probabilità di rinvenire la specie o meno. Il lavoro entra, quindi, in un quadro di valutazione generale per stabilire se una variabile ambientale o un certo tipo di habitat può determinare la presenza o l'assenza di un taxon, fornendo le premesse per ulteriori sviluppi metodologici.

6.2.3 Requisiti ecologici delle specie studiate

Lo svolgimento della presente ricerca ha reso possibile ampliare la comprensione di alcuni aspetti di seguito riportati.

Guardando alla scala di microhabitat, le specie studiate hanno mostrato diverse esigenze per quanto riguarda le condizioni di habitat locali legate al tipo di flusso, come atteso dalla letteratura (Dolédec *et al.*, 2007). Sia *B. cyrneus* che *I. insularis* hanno rivelato una maggior propensione per i flussi più turbolenti. Tuttavia, per quanto riguarda *B. cyrneus*, non vi sono informazioni in merito in letteratura, mentre per *I. insularis* è nota la sua condizione di specie reofila (Consiglio, 1980), anche se questa definizione è in termini generali più appropriata alla scala di tratto fluviale piuttosto che alla scala locale.

Le altre specie, invece, si sono mostrate in qualche modo più ubiquitarie rispetto alle condizioni di flusso. *Tyrrhenoleuctra zavattarii* ad esempio è descritta come specie reofila (Fochetti & Tierno de Figueroa, 2008), ma in base ai dati raccolti sembra maggiormente legata ai flussi meno turbolenti alla scala di microhabitat, distribuendosi però omogeneamente in velocità di corrente diverse, senza mostrare una netta preferenza.

Habrophlebia consighioi sembra evitare, alla scala di microhabitat, i flussi caotici e turbolenti in superficie, ma le differenze osservate suggeriscono una distribuzione diffusa in differenti tipi di flusso.

A. cyrnensis è noto in letteratura come specie reofila (Graf *et al.*, 2008), ma in base ai dati raccolti in questo studio emerge una tendenza ad evitare tratti fluviali (alla scala di mesohabitat/tratto fluviale) caratterizzati principalmente da flussi più turbolenti, mentre alla scala locale è presente in tipi di flussi dalla turbolenza moderata.

Per quanto riguarda le preferenze di microhabitat in relazione al tipo di substrato, per *A. cyrnensis* le informazioni sono note a livello di famiglia. Ovvero, in Graf *et al.*, (2008), la stessa preferenza per microlithal (50%) e macrolithal (50%) è segnalato per tutte le specie della

famiglia Glossosomatidae. Osservando la distribuzione nei diversi tipi di substrato, il presente studio ha descritto *A. cyrnensis* come specie più generalista.

Per quanto riguarda le preferenze nella zonazione longitudinale di un corso d'acqua, *A. cyrnensis* è stato segnalato da Moretti *et al.*, (1996) in ambienti sorgivi. In questo studio il test statistico non ha evidenziato valori significativi rispetto ai dati osservati su campo ed il range di temperature preferite da *A. cyrnensis*, anche se la presenza della specie in acque più fredde di 15 °C risulta molto più scarsa.

E'importante sottolineare che i dati in questa fase di lavoro sono stati raccolti in differenti periodi stagionali e che il numero di campioni a livello di tratto fluviale è minore rispetto a quelli registrati alla scala di microhabitat e questo, come precedentemente accennato, potrebbe influenzare i risultati osservati.

Le cinque specie hanno mostrato differenze nella loro distribuzione legate al tipo di substrato.

In generale, è stata registrata una maggior distribuzione nei substrati minerali. Esclusa *Tyrrhenoleuctra zavattarii*, le altre specie sono associate maggiormente a sedimenti di tipo roccioso (lithal).

Anche se le specie sono presenti in specifici habitat alla microscala, esse sono comunque in grado di colonizzare una vasta gamma di condizioni ambientali. Questo non stupisce perché dalle specie in grado di colonizzare ambienti difficili e tipicamente instabili ci si aspetta una mancata specializzazione in termini di preferenze alla scala di microhabitat, in modo che possano più facilmente resistere alle variazioni ambientali estreme (Coimbra *et al.*, 1996; Sangiorgio *et al.*, 2007). Ad esempio *B. cyrneus*, *I. insularis* e *A. cyrnensis* sono stati registrati anche in alcuni habitat organici.

Considerando la scala più ampia di tratto fluviale, la capacità di una specie di abitare fiumi che possano subire alterazioni evidenti nella continuità longitudinale (ad esempio canali che posso presentare tratti asciutti) è un aspetto importante (Sangiorgio *et al.*, 2007). Nella ricerca, questa attitudine è stata valutata verificando se la specie, alla scala di mesohabitat, è presente in tratti fluviali che mostrano porzioni di alveo asciutte, cioè presentando flusso *Dry* (DR). Si deve evidenziare che uno dei tre periodi di campionamento è stato effettuato in estate per includere la stagione secca che è critica per la maggior parte delle specie e processi biologici (Lake, 2003). Tra le cinque specie studiate, *H. consighioi* e *I. insularis* non sono state osservate in siti caratterizzati da porzioni del canale asciutto. Considerando aspetti più generali, queste due specie potrebbero essere più sensibili ai futuri cambiamenti climatici così come ai lunghi periodi di siccità previsti per la zona (IPCC, 2007b). Infatti, gli scenari relativi al cambiamento climatico descritti per gli ecosistemi di acqua dolce dall'IPCC (Gruppo intergovernativo di esperti sul

cambiamento climatico) prevedono per il Sud Europa un aumento degli eventi estremi, caratterizzati da inondazioni ed intensi periodi di siccità (Brunetti *et al.*, 2000).

Tra i parametri osservati, i test statistici non hanno evidenziato preferenze significative per le specie in questione per quanto riguarda l'altitudine, la quale non sembra avere effetti nella loro distribuzione. Tuttavia, l'importanza della caratterizzazione delle preferenze altitudinali per le specie in relazione ai cambiamenti climatici è ormai ampiamente riconosciuta da molti autori (Walther *et al.*, 2002; Brown *et al.*, 2007). Infatti, la presenza delle specie alle differenti altitudini risulta utile per stimare i patterns di distribuzione nel futuro in relazione al cambiamento climatico. Ad esempio, poiché *H. consighioi* ha mostrato frequenze maggiori per altitudini più elevate, in caso di un aumento del riscaldamento globale potrebbe non adattarsi facilmente ai cambiamenti rispetto alle altre specie.

Guardando i parametri della qualità ambientale, considerando sia la qualità ecologica che il grado di alterazione morfologica dei siti, si notano in generale frequenze maggiori delle specie in aree più naturali e poco alterate, corrispondenti a valori elevati dell'indice STAR_ICMi ed HMS, anche se per questi parametri i test statistici non sono risultati significativi per tutte le specie.

La capacità di sopravvivere in ambienti alterati potrebbe essere un fattore chiave per le specie, soprattutto se si considera che tali sistemi fluviali subiscono molteplici pressioni legate alle attività antropiche, oltre quelle naturali dei cambiamenti stagionali o climatici, che portano alla riduzione di acqua in alveo o cambiamenti nella portata. Pertanto, la capacità potenziale di sopravvivere in ambienti alterati può essere una risorsa importante per le specie.

Isoperla insularis sembrerebbe la specie con maggiori difficoltà a sopravvivere in condizioni degradate. E' l'unica specie in cui il test G sia risultato significativo per quanto riguarda l'indice STAR_ICMi ($p < 0.05$), evidenziando l'influenza dello stato ecologico dei corsi fluviali sulla sua presenza. Questa è stata, inoltre, registrata principalmente in siti che non mostrano rilevanti pressioni antropiche (HMS = classe I).

Tra i parametri osservati è stato valutato anche il carattere lenticolo-lotico (LRD) dei tratti fluviali studiati, che è una funzione diretta delle condizioni idrauliche del corso d'acqua (Buffagni *et al.*, 2010a). Inaspettatamente, il test G non ha restituito valori significativi per questo fattore nel determinare significativamente la distribuzione di queste specie, se non per *I. insularis* e *B. cyrneus*. Infatti, il carattere LRD è noto per essere uno dei principali fattori che influenza la distribuzione delle comunità macrobentoniche in area mediterranea (Buffagni *et al.*, 2009a; 2010a). In particolare, tale parametro è risultato limitante per *I. insularis*, che tende a scomparire in condizioni estremamente lentiche.

L'ombreggiatura del canale non è risultata significativamente determinante per le specie nonostante ricopra un ruolo importante nell'influenzare la temperatura nei fiumi (Johnson, 2004) e nel regolare sia le relazioni trofiche che l'eccessiva produzione primaria (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2014).

La temperatura dell'acqua, invece, è risultata un parametro importante per *B.cyrneus*, *H. consiglioi* e *I. insularis*, le quali tendenzialmente evitano acque con temperature oltre i 20 °C.

L'insieme delle caratteristiche ambientali e di habitat osservati, insieme ad altri fattori che non sono stati considerati in questo studio, agiscono insieme influenzando la presenza di taxa in un determinato tratto di fiume (Poff, 1997). In ambienti così dinamici come i corsi d'acqua dolce diventa, quindi, fondamentale procedere alla dettagliata descrizione degli habitat per le specie acquatiche anche perché tutte le informazioni che derivano da questi studi, relativi alla presenza, la rarità ed endemicità delle specie, sono utili per tutelare la biodiversità. Purtroppo, nel bacino del Mediterraneo, vi sono ancora molte lacune sulla conoscenza degli invertebrati bentonici per quanto riguarda la tassonomia, la distribuzione e l'ecologia (Bauerfeind, 2003; Alba-Tercedor & Derka, 2004; Tierno de Figueroa *et al.*, 2012.). I dati provenienti dal progetto europeo *Euroлимпacs* (Schmidt-Kloiber & Hering, 2012) hanno evidenziato che la quota più alta di taxa endemici per Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera si osserva nelle Ecoregioni Mediterranee (*sensu* Illies, 1978), ad esempio nella Penisola Iberica, in Italia e in Grecia. Pertanto, emerge che la maggior parte delle specie, che vive in aree geografiche ristrette, appartiene alla zona europea meno conosciuta.

Attualmente, uno strumento particolarmente importante utilizzato a livello globale per migliorare la conservazione delle specie è lo sviluppo di elenchi aggiornati delle specie minacciate di estinzione (ad esempio IUCN, 2012). Purtroppo, gli invertebrati d'acqua dolce non sono ancora molto rappresentati.

7. CONCLUSIONI

La ricerca compiuta ha permesso di ampliare informazioni utili ad approfondire aspetti legati alla conservazione delle specie selezionate e altri di tipo gestionali, dando rilevanza alle caratteristiche idromorfologiche e di habitat in linea con le richieste della Direttiva (WFD).

Di seguito si riportano alcuni degli aspetti di particolare rilevanza emersi dalle indagini svolte nei fiumi Mediterranei della regione.

- I risultati relativi alla prima fase di indagine hanno evidenziato che le comunità macrobentoniche reagiscono a diversi gradi di alterazione delle caratteristiche strutturali nei fiumi Mediterranei.
- Alla scala di tratto fluviale sia caratteristiche di sponda che di alveo sono risultate significative nel determinare la risposta delle comunità acquatiche. In particolare, tra le caratteristiche indagate che riguardano la morfologia nei fiumi Mediterranei, quelle che determinano gli effetti più importanti per gli invertebrati bentonici sono la modificazione del canale, i rinforzi e rizezionamenti di sponda e la disponibilità degli habitat naturali associati alla presenza di alberi.
- Queste caratteristiche di sponda ed alveo, naturali o modificate dalle attività antropiche, insieme agli usi del suolo limitrofi i corpi d'acqua studiati (ad esempio la presenza di attività agricole o centri urbani, o aree più naturali come boschi e prati), provocano dei cambiamenti rilevanti sulla disponibilità degli habitat acquatici. In particolare gli effetti più evidenti sono stati registrati sui microhabitat organici come CPOM/XY e TP e sulla diversità nei substrati.
- L'analisi dei taxa indicatori ha evidenziato la corrispondenza di alcune dominanze di taxa associate al tipo di habitat disponibile, come ad esempio sedimento fine o detriti legnosi in alveo.
- Tra le caratteristiche di habitat e le alterazioni che possono essere direttamente controllate nelle pratiche di gestione dei fiumi e che sono particolarmente importanti per le comunità biologiche, il modello predittivo MRT ha estratto quelle più rilevanti. Per le quattro derivate dal modello sono state fornite soglie relative alla loro presenza nei fiumi, le quali possono essere utilizzate in linea generale come possibili indicazioni e come strumenti guida per l'attuazione di adeguate misure gestionali. Questo perché le gestioni finalizzate a mantenere sotto controllo la diversa combinazione di tali caratteristiche nei

fiumi possono eventualmente portare ad un miglioramento dello Stato Ecologico. Infatti, i gruppi di siti privi di evidenti alterazioni sono risultati essere quelli con il valore STAR_ICMi più elevato, anche al di sopra dei limiti di classe Elevato/Buono, previsti per i fiumi temporanei dalla legislazione Italiana (D.M., 2010).

- Sulla base dei dati raccolti nel mesohabitat di *pool*, il sistema di classificazione MacrOper, che si avvale dell'indice STAR_ICMi, sembra in grado di evidenziare i cambiamenti nelle comunità dei macroinvertebrati in relazione al grado di alterazione associato alle sponde e in alveo. Questi risultati possono quindi risultare utili per la gestione dei fiumi Mediterranei. Infatti, sulla base di alcune caratteristiche facili da riconoscere, sono state fornite delle soglie per attribuire i tratti fluviali investigati in uno dei sei gruppi MRT, per i quali è stato quantificato l'effetto atteso sugli invertebrati (e quindi lo Stato Ecologico) delle modifiche strutturali che potrebbero essere presenti in un corso d'acqua. Tali risultati senz'altro validi in Sardegna dovranno essere verificati in altre aree.
- I valori osservati per le metriche biologiche e lo Stato Ecologico potrebbero essere utilizzati per valutare l'efficacia delle misure gestionali.
- Per quanto riguarda gli aspetti autoecologici il lavoro ha fornito nuove informazioni e colmato alcune delle lacune esistenti per le specie selezionate, anche perché la conoscenza delle preferenze di habitat può far comprendere il loro potenziale rischio di estinzione, soprattutto considerando che, essendo taxa endemici, presentano in generale una ridotta capacità di dispersione (Brown *et al.*, 2007). E' importante considerare che l'aumento nella conoscenza di questi taxa è un presupposto importante per poter migliorare, oltre la conservazione della biodiversità, anche la realizzazione di sistemi per la valutazione della qualità ecologica per la direttiva quadro sulle acque nei fiumi temporanei (Argyroudi *et al.*, 2009).
- Sulla base dei parametri abiotici indagati è emerso che i principali fattori limitanti la presenza delle specie selezionate sono i tipi di flusso, che soprattutto in condizioni estreme determinano la scomparsa di *H.consiglioi* e *I.insularis*, i tipi di substrato, la velocità di corrente, la temperatura dell'acqua (le specie non tollerano in media temperature >20 °C) e la loro associazione con le classi di qualità ecologica (le frequenze maggiori si osservano in classe Elevata e Buona).

- In particolare per *Isoperla insularis* anche il carattere lentico-lotico (LRD) è risultato importante osservando che in condizioni estremamente lentiche la specie non è stata registrata.
- *T. zavattari* risulta essere la specie più generalista per la quale infatti non sono emersi chiaramente fattori limitanti.
- *Isoperla insularis*, invece, sembrerebbe quella più vulnerabile alle variazioni dei molteplici parametri ambientali osservati.

Il lavoro condotto si pone come base importante per futuri approfondimenti. Le informazioni acquisite nella prima fase possono essere un valido supporto per pratiche gestionali *sensu* WFD che necessitano di ulteriori chiarimenti.

Lo studio relativo ai requisiti ecologici delle 5 specie endemiche rappresenta una prima fase rilevante di acquisizione dati che sarà utile per lavori successivi orientati verso una definizione più chiara della nicchia ecologica.

8. BIBLIOGRAFIA

Alba-Tercedor J. & Derka T., 2004. The Status of Knowledge of the Genus *Ecdyonurus* in the Iberian Peninsula, with Description of Two New Species of the *E. venosus* Group from Spain (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Aquatic Insects*, **26**: 227-242.

Allan J.D., 1995. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, London. 404 pp.

Allan J.D., Erickson D.L. & Fay J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, **37**:149-161.

Allan J.D. & Castillo M.M., 2007. Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters, 2nd ed. *Springer*, Dordrecht, Netherlands.

Almeida E.F., Oliveira R.B., Mungai R., Nessimian J.L. & Baptista D.F., 2009. Effects of small dams on the benthic community of streams in an Atlantic forest area of Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, **2**: 179-193.

AQEM-STAR, 2003. Manual for the AQEM data-input Program (AQEMdip) Version 2.5. 26 pp. www.eu-star.at.

Araujo M. B. & C. Rahbek, 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science*, **313**: 1396-1397.

Argyroudi A., Chatzinikolaou Y., Poirazidis K. & Lazaridou M., 2009. Do intermittent and ephemeral Mediterranean rivers belong to the same river type? *Aquatic Ecology*, **43**: 465-476.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.

Arscott D.B., Larned S., Scarsbrook M.R. & Lambert P., 2010. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**: 530-545.

Balestrini R., Cazzola M. & Buffagni A., 2004. Characterising hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia*, **516**: 365-379.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B., 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.

Bauerfeind E., 2003. The mayflies of Greece (Insecta: Ephemeroptera) - A provisional checklist. Pages 99-107 in Gaino E. (ed). Research update on Ephemeroptera & Plecoptera. Università di Perugia. Perugia, Italy.

Beauger A., Lair N., Reyes-Marchant P. & Peiry J.-L., 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristic. *Hydrobiologia*, **571**, 63-76.

Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S. & Moreteau, J.-C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristic. *Hydrobiologia*, **389**, 73-88.

Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P. & Moreteau, J.-C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, **422/423**, 163-171.

Belfiore C., 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. CNR Eds. 113 pp., Stamperia Valdonega, Verona.

Betta G., Iorio L., Porro E., Silvestro C., 2008. Manuale per il censimento delle opere in alveo. Provincia di Torino Area Risorse Idriche e Qualità dell'Aria Servizio Pianificazione Risorse

Idriche. Regione Piemonte Direzione Opere Pubbliche, Difesa del Suolo, Economia Montana e Foreste Settore Pianificazione Difesa del Suolo, 255 pp.

Biancheri E., 1959. Note sugli Efemerotteri Italiani, IX. Descrizione di una nuova specie della Sardegna: *Habrophlebia consilioi* sp. n. *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, **89**: 35-38.

Biswas S.K., 2010. "Effect of bridge pier on waterways constriction: a case study using 2-D mathematical modelling", in Amin A. F. M. S., Okui Y. & Bhuiyan A. R., eds., *Advances in Bridge Engineering-II*, IABSE-JSCE Joint Conference, August 8-10, 2010, Dhaka, Bangladesh, pp. 369-376.

Bohmer J., Rawer-Jost C. & Zenker A., 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia*, **516**: 215-228.

Bonada N., Prat N., Resh V.H. & Statzner B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, **51**: 495-523.

Bonada N., Dolédec S. & Statzner B., 2007a. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, **13**: 1658-1671.

Bonada N., Rieradevall M. & Prat N., 2007b. Macroinvertebrate community structure and biological trait to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, **589**: 91-106.

Borcard D., Gillet F. & Legendre P., 2011. *Numerical ecology with R*. Springer Science & Business Media.

Boulton A.J., 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria. *Transactions of The Royal Society of South Australia*, **31**: 23-34.

- Boulton A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, **48**: 1173-1185.
- Boyero L. & Bailey R.C., 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*, **464**: 219-225.
- Boyero L., 2003. Multiscale patterns of spatial variation of stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research*, **18**: 365-379.
- Boyero L., 2005. Multiscale variation in the functional composition of stream macroinvertebrate communities in low-order mountain streams. *Limnetica*, **24**: 245-250.
- Briers R.A. & Gee J.H., 2004. Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences*, **8**: 545-549.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I. & Williams S., 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, **50**: 331-344.
- Brown L. E., D. H. Hannah & Milner A. M., 2007. Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Global Change Biology*, **13**: 958-966.
- Brunetti M., Buffoni L., Maugeri M. & Nanni T., 2000. Precipitation intensity trends in northern Italy. *International Journal of Climatology*, **20**: 1017-1031.
- Brunke M., Hoffman A. & Pusch M., 2001. Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. *Regulated Rivers: Research & Management*, **17**: 667-676.
- Buendia, C., Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. & Douglas, A., 2013. Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological indicators*, **25**, 184-196.

Buffagni A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In: Landolt P., Sartori M. (Eds), Ephemeroptera & Plecoptera: *Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg, pp. 235-246.

Buffagni A., 1999. Qualità ecologica, pregio naturalistico e integrità della comunità degli Efemerotteri. Un indice per la classificazione dei fiumi italiani. *Acqua e Aria*, **8**: 99-107.

Buffagni A. & Kemp J.L., 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European rivers. *Journal of Limnology*, **61**: 199-214.

Buffagni A., Belfiore C., Erba S., Kemp J.L. & Cazzola M., 2003. A review of Ephemeroptera species distribution in Italy: gains from recent studies and areas for future focus. In: Research update on Ephemeroptera and Plecoptera, E. Gaino (ed) Università di Perugia. Perugia, Italy, 279-290.

Buffagni A., Bardazza B., Erba S. & Pettine M., 2004a. Caratteristiche dei fiumi mediterranei, habitat acquatici e comunità di invertebrati bentonici. Estratto da: Classificazione ecologica e carattere lenticolo-lotico in fiumi mediterranei. *Quaderno dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, 122, Roma (IRSA), 1-16.

Buffagni A., Erba S., Cazzola M. & Kemp J.L., 2004b. 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., Erba S., Armanini D.G., Demartini D. & Somaré S., 2004c. Aspetti idromorfologici e carattere lenticolo-lotico dei fiumi mediterranei: River Habitat Survey e descrittore LRD. Estratto da: Classificazione ecologica e carattere lenticolo-lotico in fiumi mediterranei. *Quaderno dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, 122, Roma (IRSA), 41-63.

Buffagni A., Erba S., Birk S., Cazzola M., Feld C., Ofenböck T., Murray-Bligh J., Furse M.T., Clarke R., Hering D., Soszka H. & Van De Bund W., 2005a. Towards European Inter-calibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the E.C. project STAR. *Quaderno dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*, IRSA, 468 pp.

Buffagni A., Erba S. & Ciampittiello M., 2005b . Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA*, **12**:32–46.

Buffagni A., Munafò M., Tornatore F., Bonamini I., Didomenicantonio A., Mancini L., Martinelli A., Scanu G. & Sollazzo C., 2006. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della direttiva 2000/60/EC. CNR-IRSA. *Notiziario dei Metodi Analitici*, **1**: 2-19.

Buffagni A., Erba S. & Furse M.T., 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. *Environmental science & policy*, **10**: 709-724.

Buffagni A. & Erba S., 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. & Erba S., 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**: 94-100.

Buffagni A., Armanini D.G. & Erba S., 2009a. Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *Journal of Limnology*, **68**: 92-105.

Buffagni A., Cazzola M., Alba-Tercedor J., López Rodríguez M. J. & Armanini D. G., 2009b. Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 3. Ephemeroptera, Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (eds.), Pensoft publishers, Sofia-Moscow, 256 pp.

Buffagni A. & Erba S., 2010. Habitat e classificazione idromorfologica. In: Buffagni A., Erba S., & Demartini D., Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413. pp. 21-26 . www.life-inhabit.it.

Buffagni A., Erba S. & Armanini D.G., 2010a. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquatic Sciences*, **72**: 45-60.

Buffagni A., Erba S. & Armanini D.G., 2010b. Il carattere lentico-lotico dei fiumi: calcolo del descrittore LRD. In: Buffagni A., Erba S., & Demartini D., Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413. pp. 55-63. www.life-inhabit.it.

Buffagni A. & Belfiore C., 2013. MacrOper.ICM software ver 1.0.5.

Buffagni A., Demartini D. & Terranova L., 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. *Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R.*, Roma, 1/i, 301 pp.

Bunn S.E. & Arthington A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**: 492-507.

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.

Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A. & S. Ruffo, 1999. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. 2°. Provincia Autonoma di Trento: 127 pp.

Cao Y., Bark A.W. & Williams W.P., 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, **341**, 1-19.

Cazzola M., Casula R., Bottino A., Demartini D., Tenchini R., Coni M., Pintus M., Botta P., Giordano L., Nicola A., Erba S. & Buffagni A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico – Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it.

Ceneviva-Bastos M. & Casatti L., 2014. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. *Limnologica*, **46**: 9-21.

Chutter F.M., 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to current speed. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **54**: 413-422.

Coimbra C. N., Graca M. A. S. & Cortes R. M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, **94**: 301-307.

Consiglio C., 1956. Note sul genere *Stroblia* Klapálek (Plecoptera). *Memorie della Società Entomologica Italiana*, **35**: 81-91.

Consiglio C., 1980. Plecotteri (Plecoptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. *CNR Eds.* 155 pp., Stamperia Valdonega, Verona.

Culp J.M., Walde S.J. & Davies R.W., 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **40**: 1568-1574.

Cummins K.W. & Lauff G.H., 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, **34**: 145-181.

Cummins K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **18**: 183-206.

Cummins K.W., 1975. Macroinvertebrate. Whitton, B. (ed). River ecology. *Blackwell Science*, Oxford, UK. 170-198 pp.

Davies N.M., Norris R.H. & Thoms M.C., 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology*, **45**: 343-369.

De'ath G. & Fabricus K.E., 2000. Classification and regression trees: A powerful and simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, **81**: 3178-3192.

De'ath G., 2002. Multivariate regression trees: A new technique for modelling species–environment relationships. *Ecology*, **83**: 1105-1117.

De Girolamo A.M., Lo Porto A., Pappagallo G., Tzoraki O. & Gallart F., 2014. The Hydrological status concept: application at a temporary river (Candelaro, Italy). *River Research and Applications*.

Demars B.O., Kemp J.L., Friberg N., Usseglio-Polatera P. & Harper D.M., 2012. Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological indicators*, **23**: 301-311.

Demartini D., Erba S., Armanini D.G., Di Pasquale D. & Buffagni A., 2010. Uso del territorio e metodo CARAVAGGIO: il descrittore LUIcara (Land Use Index). In: Buffagni A., Erba S., & Demartini D., Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413. pp. 43-54. www.life-inhabit.it.

Di Pasquale D. & Buffagni A., 2006. Il software CARAVAGGIOsoft: uno strumento per l'archiviazione e la gestione di dati di idromorfologia e habitat fluviale. In: CNR-IRSA, *Notiziario dei Metodi Analitici*, **1**: 39-64.

Direttiva 2000/60/EC. Water Framework Directive (WFD; Direttiva Europea sulle Acque) 2000/60/EC – Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327 del 22 dicembre 2000.

D.M., 131/2008. Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 131 del 16 giugno 2008: 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 n. 187, suppl. ord. n. 189 del 11 agosto 2008.

D.M., 260/2010. Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 260 del 8 novembre 2010: Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, 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 3, del medesimo decreto legislativo. Gazzetta Ufficiale n. 30, suppl. ord. n.31 del 7 febbraio 2011.

Dolédec S., Lamouroux N., Fuchs U. & Méricoux S., 2007. Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater Biology*, **52**: 145-164.

Domisch S., Jähnig S.C. & Haase P., 2011. Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, **56**: 2009-2020.

Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**: 345-366.

Dunbar M.J., Warren M., Extence C., Baker L., Cadman D., Mould D.J., Hall J. & Chadd R., 2010. Interaction between macroinvertebrates, discharge and physical habitat in upland rivers. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, **20**:31-44.

Elosegi A., Díez J.R. & Mutz M., 2010. Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, **657**: 199-215.

Erba S., Buffagni A., Holmes N., O'Hare M., Scarlett P. & Stenico A., 2006. Preliminary testing of River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia*, **566**: 281-296.

Erba S., Cazzola M., Di Pasquale D. & Buffagni A., 2007. Analysis of the response of invertebrate Intercalibration Common Metrics and STAR_ICMi to organic pollution. REBECCA. Final conference, Book of Abstract, 48-50.

Erba S., Furse M.T., Balestrini R., Christodoulides A., Ofenböck T., Van de Bund W., Wasson J.-G. & Buffagni A., 2009. The validation of common European class boundaries for river benthic macroinvertebrates to facilitate the intercalibration process of the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **633**: 17-31.

Erba S., Demartini D. & Buffagni A., 2010. Metodo CARAVAGGIO e indici Habitat Modification Score (HMS) e Habitat Quality Assessment (HQA): elementi per la classificazione idromorfologica dei fiumi. In: Buffagni A., Erba S., & Demartini D., Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT – LIFE08 ENV/IT/000413. pp. 27-43 . www.life-inhabit.it.

Erba S., Pace G., Demartini D., Di Pasquale D., Dörflinger G. & Buffagni A., 2015. Land use at the reach scale as a major determinant for benthic invertebrate community in Mediterranean rivers of Cyprus. *Ecological Indicators*, **48**: 477-491.

Extence C.A., Balbi D.M. & Chadd R.P., 1999. River flow indexing using benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydrobiological objectives. *Regulated Rivers-Research & Management*, **15**: 543-574.

Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J, Wood P.J. & Taylor E.D., 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, **29**: 17-55.

Fauna Europaea, 2011. Fauna Europaea version 2.4. Sito Web disponibile on-line: <http://www.faunaeur.org>.

Feld C.K., 2004. Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. *In Integrated Assessment of Running Waters in Europe* pp. 69-90, Springer Netherlands.

Feld C.K., Birk S., Bradley D.C., Hering D., Kail J., Marzin A., Melcher A., Nemitz D., Pedersen M.L., Pletterbauer F., Pont D., Verdonschot P.F.M. & Friberg N., 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in ecological research*, **44**: 120-209.

Finn D.S. & Poff N.L., 2005. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. *Freshwater Biology*, **50**: 243-261.

Fochetti R., De Biase A., Belfiore C. & Audisio P., 1998. Faunistica e Biogeografia regionale dei plecoteri Italiani (Plecoptera). *Memorie della Societa Entomologica Italiana*, **76**: 3-19.

Fochetti, R. & Tierno de Figueroa, J.M. 2008. Plecoptera. "Fauna d'Italia" 43. Bologna, Calderini.

Fochetti R., Sezzi E., Tierno de Figueroa J.M., Modica M.V. & Oliverio M., 2009. Molecular systematics and biogeography of the western Mediterranean stonefly genus *Tyrrhenoleuctra* (Insecta, Plecoptera). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, **47**: 328-336.

Friberg N. & Larsen S.E., 1998. Microhabitat selection by stream invertebrates: importance of detritus aggregations. In: *International Association of Theoretical and Applied Limnology. Proceedings*, **26**: 1016-1020.

Friberg N., Sandin L. & Pedersen M.L., 2009. Assessing the effects of hydromorphological degradation on macroinvertebrate indicators in rivers: examples, constraints, and outlook. *Integrated environmental assessment and management*, **5**: 86-96.

Friberg N., 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, **1**: 513-531.

Furse M.T., Hering D., Moog O., Verdonschot P.F.M., Sandin L., Brabec K., Gritzalis K., Buffagni A., Pinto P., Friberg N., Murray-Bligh J., Kokes J., Alber R., Usseglio-Polatera P.,

Haase P., Sweeting R., Bis B., Szoszkiewicz K., Soszka H., Springe G., Sporka F. & Krno I., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, **566**: 3-29.

Gallart Gallego F., Latrón J., Llorens P., Barberá G.G., & Froebrich J., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, **16**: 3165-3182.

García-Roger E.M., Sánchez-Montoya M.M., Gómez R., Suárez M.L., Vidal-Abarca M.R., Latron J., Rieradevall M. & Prat N., 2011. Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in permanent vs temporary Mediterranean streams? *Aquatic Sciences*, **73**: 567-579.

Gasith A. & Resh V.H., 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology And Systematics*, **30**: 51-81.

Ghetti P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Manuale di Applicazione. Provincia Autonomadi Trento, Trento. 223 pp.

Ghetti P.F., 2001. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione. Provincia autonoma di Trento, 220 pp.

Girod A., Bianchi I. & Mariani M., 1980. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 7. Gasteropodi, 1 (Gastropoda: Pulmonata; Prosobranchia: Neritidae, Viviparidae, Bithyniidae, Valvatidae). 1-86 pp. Verona.

González M. & Graça M.A., 2005. Influence of detritus on the structure of the invertebrate community in a small Portuguese stream. *International Review of Hydrobiology*, **90**: 534-545.

Gore J.A., Layzer J.B. & Mead J., 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream and river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*, **17**: 527-542.

Graca S.A., Pinto P., Cortes R., Coimbra N., Oliveira S., Morais M., Carvalho M.J. & Malo J., 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology*, **89**: 151-164.

Graf W., Murphy J., Zamora Munoz C., Dahl J. & Lopez-Rodriguez M.J., 2008. Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 1. Trichoptera. Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (eds.), Pensoft publishers, Sofia-Moscow, 388 pp.

Graf W., Lorenz A.W., Tierno de Figueroa J.M., Lucke S. & Lopez-Rodriguez M.J., 2009. Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 2. Plecoptera, Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (eds.), Pensoft publishers, Sofia-Moscow, 262 pp.

Grill A., Knoflach B., Cleary D.F.R. & Vassiliki K., 2005. Butterfly, spider, and plant communities in different landuse types in Sardinia, Italy. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 1281-1300.

Haidekker A. & Hering D., 2007. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, **42**: 463-481.

Hall L.S., Krausman P.R. & Morrison M.L., 1997. The habitat concept and plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, **25**: 173-182.

Harrington R., 2005. Gaps in knowledge on the impacts of climate change on insect populations. Climate Change and Biodiversity Conservation: Knowledge needed to support development of integrated adaptation strategies. *BioPlatform E-Conference 29th August-16th September 2005*.

Hart D.D., 1983. Importance of competitive interactions within stream populations and communities. In: Stream ecology: application and testing of general ecological theory. (eds Barnes J.R. & Minshall G.W.) pp. 99-136. *Plenum Press*.

Heino J., Louhi P. & Muotka T., 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*, **49**: 1230-1239.

Heino J., Virkkala R. & Toivonen H., 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Review*, **84**: 39-54.

Hellawell J.M., 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. *Elsevier Applied Science*, London and New York. 546 pp.

Hering D., Buffagni A., Moog O., Sandin L., Sommerhäuser M., Stubauer I., Feld C., Johnson R., Pinto P., Skoulidakis N., Verdonschot P. & Zahrádková S., 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. *International Review of Hydrobiology*, **88**: 345-361.

Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonschot P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, **516**: 1-20.

Hering D., Johnson R.K., & Buffagni A., 2006. Linking organism groups—major results and conclusions from the STAR project. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*, pp. 109-113. Springer Netherlands.

Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K. & Verdonschot P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, **51**: 1757-1785.

Hiramatsu K., Yonebayashi K., Ichion E., Nishimura S. & Onishi T., 2014. Food web structure in an agricultural drainage channel through an urbanized zone in Japan. *Paddy and Water Environment*, **12**: 113-123.

Holt E.A. & Miller S.W., 2011. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, **2**: 8, 1-5.

Horsak M., Bojková J., Zahrádková S., Omesová M. & Helešic J., 2009. Impact of reservoirs and channelization on lowland river macroinvertebrates: A case study from Central Europe. *Limnologia*, **39**, 140–151.

Hortal J. & Lobo J.M., 2006. A synecological framework for systematic conservation planning. *Biodiversity Informatics*, **3**: 16-45.

Hubble T.C.T., Docker B.B. & Rutherford I.D., 2010. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*, **36**: 292-304.

Hughes S. J., Santos J., Ferreira T. & Mendes A., 2010. Evaluating the response of biological assemblages as potential indicators for restoration measures in an intermittent Mediterranean river. *Environmental management*, **46**: 285-301.

Hynes H.B.N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.

Hynes H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **19**:1-15.

Illies J. (ed), 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Intergovernmental Panel on Global Change, IPCC, 2007a. "Climate Change 2007" – The IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Synthesis Report.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007b. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Summary for Policymakers, pp. 22.

Italia, 1999. D.Lgs. 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 *Gazzetta Ufficiale* – Supplemento Ordinario n. 246 del 20 ottobre 2000.

Italia, 2006. Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152. Norme in materie ambientali. *Gazzetta Ufficiale* – Supplemento ordinario n. 88 del 14 aprile, pp. 1-172.

IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>.

Johnson S.L., 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams, sub-strate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**: 913–923.

Johnson L.B. & Host G.E., 2010: Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**: 41-66.

de Jong H., Oosterbroek P., Gelhaus J., Reusch H. & Young C., 2008. Global diversity of craneflies (Insecta, Diptera: Tipulidea or Tipulidae sensu lato) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**: 457-467.

de Jong, Y.S.D.M. (ed.), 2013. Fauna Europaea version 2.6. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>.

Jowett I.G., Richardson J., Biggs B.J.F., Hickey C.W. & Quinn J.M., 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium spp.* habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **25**: 187-199.

Kamp U., Binder W. & Hölzl K., 2007. River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environmental monitoring and assessment*, **127**: 209-226.

Kathman, R.D & Brinkhurst, R.O., 1998. Guide to the freshwater Oligochaetes of North America. *Aquatic Resources Center*, College Grove, Tennessee USA, 264 pp.

Kolkwitz R. & Marsson M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **2**: 279-290.

Kondolf G.M, Smeltzer M.W. & Railsback S.F., 2001. Design and performance of a channel reconstruction project in a costal California gravel-bed stream. *Environmental Management*, **28**: 761-776.

- Kruskal W.H. & Wallis W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, **47**: 583–621.
- Lake P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, **48**: 1161-1172.
- Lenat D.R., 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, **2**: 192-198.
- Li J., Herlihy A., Gerth W., Kaufmann P., Gregory S., Urquhart S. & Larsen D.P., 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, **46**: 87-97.
- LIFE+INHABIT, 2014. Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes – INHABIT. LIFE+ 08 ENV/IT/000413 – www.life-inhabit.it. Final Report & annexes - Jan 13th 2014.
- Lorenz A., Hering D., Feld C.K. & Rolauffs P., 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, **516**: 107-127.
- Lowe W.H., Likens G.E. & Power M.E., 2006: Linking scales in stream ecology. *Bioscience*, **56**: 591-597.
- Lytle D.A. & Poff N.L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology And Evolution*, **19**: 94-100.
- Malmqvist B. & Rundle S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, **29**: 134-153.
- Mason C. F., Macdonald S. M. & Hussey A., 1984. Structure, management and conservation value of the riparian woody plant community. *Biological Conservation*, **29**: 201-216.

McDonald J.H., 2014. Handbook of Biological Statistics (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.

Metcalfe J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**: 101-39.

Metcalfe-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.

Migheli Q., Balmas V., Komoń-Zelazowska M., Scherm B., Fiori S., Kopchinskiy A.G., Kubicek C.P. & Druzhinina I.S., 2009. Soils of a Mediterranean hot spot of biodiversity and endemism (Sardinia, Tyrrhenian Islands) are inhabited by pan-European, invasive species of *Hypocrea*/*Trichoderma*. *Environmental Microbiology*, **11**: 35-46.

Miserendino M.L., Casaux R., Archangelsky M., Di Prinzio C.Y., Brand C. & Kutschker A.M., 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, **409**: 612-624.

Monk W.A., Wood P.J., Hannah D.M., Wilson D.A., Extence C.A. & Chadd R.P., 2006. Flow variability and macroinvertebrate community response within riverine systems. *River Research and Application*, **22**: 595-615.

Moore R.C., 2004. On Log-Likelihood-Ratios and the Significance of Rare Events. *Empirical Methods in Natural Language Processing*.

Moretti G.P., Cianficconi F. & Corallini C., 1996. Caddisflies in Italian springs. *Crunoecia*, **5**: 295-298.

Morton K.J., 1930. Plecoptera collected in Corsica by Martin E. Mosely. *Entomologist's Monthly Magazine*, **66**: 75-81.

Mosely M.E., 1930. New European Trichoptera and Plecoptera. *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, **78**: 237-254.

Muhar S. & Jungwirth M., 1998. Habitat integrity of running waters-assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia*, **386**: 195-202.

Mykrä H., Heino J. & Muotka T., 2004: Variability of lotic macroinvertebrate assemblages and habitat characteristics across hierarchical landscape classifications. *Environmental Management*, **34**: 341-352.

Mykrä H., Aroviita J., Hämäläinen H., Kotanen J., Vuori K.-M. & Muotka T., 2008. Assessing stream condition using macroinvertebrates and macrophytes: concordance of community responses to human impact. *Fundamental and Applied Limnology*, **172**: 191-203.

Negishi J.N., Inoue M. & Nunokawa M., 2002. Effects of channelisation on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biology*, **47**:1515-1529.

Obolewski K., Gotkiewicz W., Strzelczak A., Osadowski Z. & Astel A.M., 2011. Influence of anthropogenic transformations of river bed on plant and macrozoobenthos communities. *Environmental Monitoring and Assessment*, **173**: 747-763.

Ofenbock T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **516**: 251-268.

Ormerod S.J., Dobson M., Hildrew A.H. & Townsend C. (Eds.), 2010. Multiple Stressors in Freshwater Ecosystems. *Freshwater Biology*, **55**: 1-269.

Ogbeibu A.E. & Oribhabor B.J., 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, **36**: 2427-2436.

Ouellette M.-H. & Legendre P., 2014. MVPARTwrap: Additional features for package mvpart. 'MVPARTwrap', July 2, 2014. R package version 0.1-9.2. <http://cran.r-project.org/src/contrib/Archive/MVPARTwrap/> [R Indval].

Padmore C.L., 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status of flow requirements of British rivers. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **1**: 25-35.

Palmer M.E. & Yan N.D., 2013. Decadal-scale regional changes in Canadian freshwater zooplankton: the likely consequence of complex interactions among multiple anthropogenic stressors. *Freshwater Biology*, **58**: 1366-1378.

Parsons M., Thoms M.C. & Norris R.H., 2004. Using Hierarchy to Select Scales of Measurement in Multiscale Studies of Stream Macroinvertebrate Assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, **23**: 157-170.

Petts G.E., 1984. Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management, Environmental Monographs and Symposia Series. Wiley, Chichester, p 285.

Pinto P., Rosado J., Morais M., Antunes I., 2004. Assessment, methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, **516**: 191-214.

Plague G.R., 1996. Examination of the feeding behavior of larval *Tropisternus* (Coleoptera: Hydrophilidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, **69**: 104-107.

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**: 391-409.

Poff N.L. & Zimmerman J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**: 194-205.

Prat N., Gallart F., Von Schiller D., Polesello S., García-Roger E. M., Latron J. & Froebrich, J., 2014. The Mirage Toolbox: An integrated assessment tool for temporary streams. *River Research and Applications*, **30**: 1318-1334.

R Development Core Team, 2014. 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.

Radecki-Pawlik A., Bucała A., Plesiński K. & Oglęcki P., 2014. Ecohydrological conditions in two catchments in the Gorce Mountains: Jaszcze and Jamne streams–Western Polish Carpathians. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **14**: 229-242.

RAS, 2005. Piano Tutela delle Acque. Linee Generali. Approvazione Giunta Regionale con D.G.R. 47/18 del 5 ottobre 2005.

RAS, 2009. Regione Autonoma Sardegna. Caratterizzazione dei corpi idrici della Sardegna “relazione generale” decreto del ministero dell’ambiente e della tutela del territorio e del mare N. 131 del 16 giugno 2008. Delibera del Comitato Istituzionale dell’Autorità di Bacino della Sardegna n. 4 del 13/10/2009, 89 pp.

Raven P.J., Fox P.J.A., Everard M., Holmes N.T.H. & Dawson F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: Boon P, Howell D (eds) *Freshwater Quality: defining the Indefinable?* HMSO, Edinburgh, pp. 215-234.

Raven P.J., Holmes T.H., Dawson F.J.H., Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I.R. & Rouen K.J., 1998. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. River Habitat Survey No. 2, May 1998. *The Environment Agency*, Bristol, 86 pp.

Resh V.E., Jackson J.K., Mc Elravy E.P., 1990. Disturbance, annual variability, and lotic benthos: examples from a California stream influenced by a Mediterranean climate. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia*, **47**: 309-29.

Reynoldson T.B. & Young J. O., 2000. A key to the freshwater Triclad of Britain and Ireland, with notes on their ecology. *Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 58*. Ambleside, July 2000. 72 pp.

Richards C., Johnson L.B., Host G.E., 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**: 295-311.

Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussetini M., 2011, Manuale tecnico – operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua – Versione 1, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 232 pp.

Rios S.L. & Bailey R.C., 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, **553**: 153-160.

Rios-Touma B., Prescott C., Axtell S. & Kondolf G.M., 2014. Habitat restoration in the context of watershed prioritization: the ecological performance of urban stream restoration projects in Portland, Oregon. *River Research and Applications*.

Rivosecchi L., 1984. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque intere italiane. Vol. 28 DITTERI (Diptera). Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/206. 177 pp.

Rosenberg D.M. & Resh V.H. (Eds.), 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. *Chapman & Hall*, New York. 488 pp.

Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, **11**: 141-156.

Sandin L. & Hering D., 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*, **516**: 55-68.

Sangiorgio F., Fonnes A. & Mancinelli G., 2007. Effect of Drought Frequency and Other Reach Characteristics on Invertebrate Communities and Litter Breakdown in the Intermittent Mediterranean River Pula (Sardinia, Italy). *International Review of Hydrobiology*, **92**: 156-172.

Sansoni G., 1988. Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia autonoma di Trento, Trento, 191 pp.

Santos M.J., 2010. Encroachment of upland Mediterranean plant species in riparian ecosystems of southern Portugal. *Biodiversity and Conservation*, **19**: 2667-2684.

Savolainen E., 1978. Swarming in Ephemeroptera: the mechanism of swarming and the effects of illumination and weather. *Annales Zoologici Fennici*, **15**: 17-52.

Shannon C.E., 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, **27**: 623-656.

Schmetterling D., Clancy C. & Brandt T., 2001. Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the western United States. *Fisheries*, **26**: 6-13.

Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (eds.), 2012. www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 5.0.

Siegel S. & Castellan N.J., 1988. Non parametric Statistics for The Behavioral Sciences. 2 edition (January 1, 1988), 399 pp, New York, NY, McGraw-Hill.

Smith G.R.T., Learner M.A., Slater F.M. & Foster J., 1996. Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological conservation*, **75**: 239-246.

Snyder C.D. & Johnson Z.B., 2006. Macroinvertebrate assemblage recovery following a catastrophic flood and debris flows in an Appalachian mountain stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**: 825-840.

Sponseller R.A., Benfield E.F. & Valett H.M., 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, **46**: 1409-1424.

Stanner D. & Bordeau P. (Eds), 1995. Europe's Environment. The Dobbris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.

StatSoft, Inc., 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

Statzner B., 1981. A method to estimate the population size of benthic macroinvertebrates in streams. *Oecologia*, **51**: 157-161.

Stein E.D., Cover M.R., Fetscher A.E., O'Reilly C., Guardado R. & Solek C.W., 2013. Reach scale geomorphic and biological effects of localized streambank armoring. *Journal of the American Water Resources Association*, **49**: 780-792.

Strayer D.L., Beighley R.E., Thompson L.C., Brooks S., Nilsson C., Pinay G. & Naiman R.J., 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, **6**: 407-423.

Stromberg J.C., Boudell J.A. & Hazelton A.F., 2008. Differences in seed mass between hydric and xeric plants influence seed bank dynamics in a dryland riparian ecosystem. *Functional Ecology*, **22**: 205-212.

Sudduth E.B. & Meyer J.L., 2006. Effects of bioengineered streambank stabilization on bank habitat and macroinvertebrates in urban streams. *Environmental Management*, **38**: 218-226.

Sundermann A., Antons C., Cron N., Lorenz A.W., Hering D. & Haase P., 2011. Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, **56**: 1689-1702.

Sutherst R.W., Maywald G.F. & Bourne A.S., 2007. Including species interactions in risk assessments for global change. *Global Change Biology*, **13** : 1843-1859.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2006. Invertébrés d'eau douce (systematique, biologie, ecologie). *CNRS Editions, Paris*. 587 pp.

Therneau T.M., Atkinson B., Ripley B., Oksanen J. & De'ath G., 2014. Multivariate partitioning. Package 'mvpart', July 2, 2014. R package version 1.6-2. <http://cran.r-project.org/src/contrib/Archive/mvpart/> [R MRT].

Thomas A.G.B. & Gazagnes G., 1984. *Baetis cyrneus n. sp.*, Ephéméroptère nouveau de Corse (Baetidae). *Annales de Limnologie*, **20**: 199-202.

Thomas A.G.B. & Belfiore C., 2004. Fauna Europaea: Ephemeroptera. *Fauna Europaea version 1.1*, Disponible on- line: <http://www.faunaeur.org>.

Tierno de Figueroa J.M., López-Rodríguez M.J., Fenoglio S., Sánchez-Castillo P.& Fochetti R., 2012. Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, 50 pp.

Townsend C.R., Doledec S., Norris R., Peacock K., Arbuckle C., 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, **48**:768-785.

UNI EN 28265, 1995. Qualità dell'acqua – progettazione e utilizzo di campionatori quantitativi di macroinvertebrati bentonici su substrati rocciosi in acque dolci poco profonde.

Urbanic G., Toman M.J. & Krušnik C., 2005. Microhabitat type selection of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in a shallow lowland stream. *Hydrobiologia*, **541**: 1-12.

Van Damme, D., Ghamizi, M., Seddon, M., Kristensen, T.K., Stensgaard, A.-S., Budha, P.B. & Dutta, J., 2012. *Haitia acuta*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 January 2015.

Vannote R.L., Minshall W.G., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Fishing Aquatic Science*, **37**: 130-137.

Vaughan I.P., Diamond M., Gurnell *et al.*, 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **19**: 113-125.

Verdonschot P.F.M., 2008. Impact of Hydromorphology and Spatial Scale on Macroinvertebrate assemblage Composition in Streams. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **1**: 97–109.

Wallace J.B. & Webster J.R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, **41**: 115-139.

Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin J.-M., Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389–395.

Wang L., Lyons J., Kanehl P. & Gatti R., 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, **22**: 6-12.

Wang L., Lyons J., Rasmussen P., Seelbach P., Simon T., Wiley M., Kanehl P., Baker E., Niemela S. & Stewart P.M., 2003. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. *Canadian Journal Fishing Aquatic Science*, **60**: 491-505.

Whipple W. Jr., DiLouie J. M. & Pytlar T. Jr., 1981. Erosion potential of streams in urbanizing areas. *Water Resources Bulletin*, **17**: 36-45.

Winemiller K.O., Flecker A.S. & Hoeinghaus D.J., 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**: 84-99.

Woodiwiss F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, **14**: 443-447.

Woodiwiss F.S., 1978. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Summary Report. *Commission of the European Communities*.

Zaimes G.N. & Schultz R.C., 2011. Stream bed substrate composition adjacent to different riparian land-uses in Iowa, USA. *Ecological Engineering*, **37**: 1692-1699.

Zalewski M., Bis B., Lapinska M., Frankiewicz P. & Puchalski W., 1998. The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin scale restoration scenarios. *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 287-307.

Zeder M.A., 2008. Domestication and early agriculture in the Mediterranean Basin: Origins, diffusion, and impact. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, **105**: 11597-11604.

Zelinka M. & Marvan P., 1961. Zur prazisierung der biologische Klassifikation der reinheitfliessender gewasser. *Archiv für Hydrobiologie*, **57**: 389-407.

Zrelli S., Boumaiza M., Bejaoui M., Gattolliat J.L. & Sartori M., 2011. New reports of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) from Tunisia. *Revue suisse de Zoologie*, **118**: 3-10.

APPENDICE 1. Scheda di campo per la raccolta dei macroinvertebrati

Apply when both Pool and Riffle mesohabitats are present (based on AQEM Italy site protocol)										AQEM		Page	
					River Name								
					Site name								
					Date								
					Investigator								
Substrate type					code	Riffle 1		Pool 1		Riffle 2		Pool 2	
						%	N	%	N	%	N	%	N
MINERAL MICROHABITAT	argyllal < 6µm					ARG							
	psammal > 6µm to 2 mm					SAB							
	akal > 2 mm to 2 cm					GHI							
	microlithal > 2 cm to 6 cm					MIC							
	mesolithal > 6 cm to 20 cm					MES							
	macrolithal > 20 cm to 40 cm					MAC							
	megalithal > 40 cm					MGL							
	artificial					ART							
hygropetric site water layer on solid substrate					IGR								
BIOTIC MICROHABITAT	algae filamentous algae, algal tufts					AL							
	submerged macrophytes: macrophytes including moss and Characeae					SO							
	emergent macrophytes e.g. <i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>					EM							
	living part of terrestrial plants fine roots, floating riparian vegetation					TP							
	xylal (wood) tree trunks, dead wood, branches, roots					XY							
	CPOM e.g. deposits of coarse particular organic matter					CP							
	FPOM e.g. deposits of fine particular organic matter					FP							
sewage bacteria, fungi and sapropel (e.g. <i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomit</i>), sulphur bacteria (e.g. <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>), sludge					BA								

APPENDICE 2. Scheda di campo per l'applicazione del metodo CARAVAGGIO

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA, Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition															pagina 1						
Fiume			Nome tratto						Data												
Transecto 1 a valle			10 Transecti (Spot-checks)						car. primaria → car. secondaria												
Transecto (Spot-check)			GPS	10	9	8	7	6	5	4	3	GPS	2	1	Segnare quando pag.1-2 completate						
A₁ Uso del suolo alla sommità della sponda e struttura della vegetazione di sponda																					
Sponda Sinistra	Criteri per sommità sponda sinistra (rottura di pendenza B, uso Stabile, Veg. non igrofila, linea di detrito T, copertura Rocce discontinua, Meandro)																				
	Altezza della sponda (Banktop) (m)																				
	Uso del suolo: scegliere tra nat, BL, CW, MN, MM, SH, TH, GR, MH, RD, OW, WL; agg, BP, CP, EU, PO, OR, OL, VI, TL, RP, WM, RF, FM; urb, UR, IN, SU, WT, MR, SR, WR, RA, QU, PG, AW; nvj - si veda pag. 1 della chiave applicativa o pag. 3 della scheda																				
	Uso del suolo in 5 m da sommità sponda sinistra																				
	Sommità sinistra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)																				
	Larghezza della fascia vegetata (m; >m)																				
	Sponda sinistra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)																				
	Estensione della Sponda (m)																				
	B₁ Attributi fisici - Sponda Sinistra Caratteristiche zone marginali e sponde: Pendenza (Vert., Steep, Gentle) (NO, CoNfluenza, Nat. Berm, Art. Berm)																				
	Ampiezza Berm / piano inondabile (m) Altezza Berm / piano inondabile o bankfull (m) Modifiche della sponda (NO, RS, RI(N), RT(N), RE(N), PC(B), EM, TR, NK) Materiale (NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL - CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, LR, BI, CW)																				
su un transecto di 10 m																					
A₂ Uso del suolo alla sommità della sponda e struttura della vegetazione di sponda																					
Sponda Destra	Criteri per sommità sponda destra (rottura di pendenza B, uso Stabile, Veg. non igrofila, linea di detrito T, copertura Rocce discontinua, Meandro)																				
	Altezza della sponda (Banktop) (m)																				
	Uso del suolo: scegliere tra nat, BL, CW, MN, MM, SH, TH, GR, MH, RD, OW, WL; agg, BP, CP, EU, PO, OR, OL, VI, TL, RP, WM, RF, FM; urb, UR, IN, SU, WT, MR, SR, WR, RA, QU, PG, AW; nvj - si veda pag. 1 della chiave applicativa o pag. 3 della scheda																				
	Uso del suolo in 5 m da sommità sponda destra																				
	Sommità destra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)																				
	Larghezza della fascia vegetata (m; >m)																				
	Sponda destra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)																				
	Estensione della Sponda (m)																				
	B₂ Attributi fisici - Sponda Destra Caratteristiche zone marginali e sponde: Pendenza (Vert., Steep, Gentle) (NO, CoNfluenza, Nat. Berm, Art. Berm)																				
	Ampiezza Berm / piano inondabile (m) Altezza Berm / piano inondabile o bankfull (m) Modifiche della sponda (NO, RS, RI(N), RT(N), RE(N), PC(B), EM, TR, NK) Materiale (NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL - CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, LR, BI, CW)																				
su un transecto di 10 m																					
C Caratteristiche particolari dell'alveo P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto)																					
Intero Tratto	canale I			canale I			canale II			(Usare "A" anziché "√" se determinato dalla presenza di strutture artificiali)			canale I			canale I			canale II		
	C ₁ - Contare sempre			√, E, W			C ₂ - Contare sempre & posizionare in Pag. 2			√, E, W											
	Riffle (s) (Raschi)						DR - Alveo asciutto (dry)														
	Pool (s) (Pozze)						CN - Confluenza														
	Isola/Isola matura						CB - Barra Concava														
	Barra di meandro non vegetata						AB - Barre Alternate (coppia)														
	Barra di meandro vegetata						TB - Barra Trasversale														
	Barra laterale non vegetata						BC - Scarpata del fondo														
	Barra laterale vegetata						NI - Scalino del fondo (Nickpoint/Headcut)														
	Note						ED - Depositi alluvionali erosi														
							ER - Radici scoperte in centro alveo														
							OD - Canale inciso														
							LE - Erosione locale della sponda														
	D Altre caratteristiche di alveo e sponde P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto)																				
Stimarne il numero se pianificato			√, E, W						√, E, W												
Free fall						Roccia esposta in alveo (Exposed bedrock)															
Chute flow						Massi esposti in alveo (Exposed boulders)															
Broken standing waves						Roccia/massi con vegetazione															
Unbroken standing waves						Barra longitudinale non vegetata															
Rippled flow						Barra longitudinale vegetata															
Upwelling						Scarpata verticale in erosione (Eroding cliff)															
Smooth flow						Scarpata verticale stabile (Stable cliff)															
Flusso non percettibile						Deposito di ghiaia senza vegetazione															
Acque morte marginali						Deposito di sabbia senza vegetazione															
						Deposito di limo senza vegetazione															
Note																					



INHABIT mar13

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA		10 Transetti (Spot-checks)										pagina 2				
ATTRIBUTI FISICI DELLE SPONDE E DEL CANALE		Transetto 1 a valle										su un transetto = 5 volte larghezza totale pelo libero				
Sinuosità acqua - curva sx (L), rettilineo (S), curva dx (R)		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1					
Transetto (Spot-check)																
Numero di rami bagnati																
E Caratteristiche di Erosione/Deposito		Cerchiare EC, SC o EB se costituiti da substrato sabbioso e/o ghiaioso														
Sponda Sinistra																
Erosione/Habitat (NV, NO, EC, SC, EB - sponda erosa, ET - sommità sponda erosa, EE - piede sponda eroso, TO - piede, LE - Erosione Locale)																
Deposito presso la sponda (NV, NO, PB(b), VP(b), SB(b), VS(b), AB - Barre Alternate, CB - Barre Concave, BB - grossi Blocchi, BK - roccia, SD - Depositi di Sabbia, SP - depositi sparsi)BB, AR																
Sponda Destra																
Erosione/Habitat (NV, NO, EC, SC, EB - sponda erosa, ET - sommità sponda erosa, EE - piede sponda eroso, TO - piede, LE - Erosione Locale)																
Deposito presso la sponda (NV, NO, PB(b), VP(b), SB(b), VS(b), AB - Barre Alternate, CB - Barre Concave, BB - grossi Blocchi, BK - roccia, SD - Depositi di Sabbia, SP - depositi sparsi)BB, AR																
Canale Primario (maggior portata)																
Deposito in centro alveo (NV, NO, RO, EB, VR, BigBlock, MB, VB, MI, MU - Barre Multiple, SP)BB, AR																
Posizione canale bagnato: sinistra (L) - centro (C) - destra (R)																
Larghezza pelo libero (m)																
Profondità massima dell'acqua (m; >m)																
Canale Secondario (il più diverso rispetto al canale I)																
Deposito in centro alveo (NV, NO, RO, EB, VR, BigBlock, MB, VB, MI, MU - Barre Multiple, SP)BB, AR																
Posizione canale bagnato: sinistra (L) - centro (C) - destra (R)																
Larghezza pelo libero (m)																
Profondità massima dell'acqua (m; >m)																
Larghezza totale pelo libero (m)																
Larghezza totale dell'alveo (barre incluse; m)																
F Habitat e Modificazioni del canale		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1					
Canale Primario (maggior portata) AR (✓)																
Mesohabitat: pool (P) - riffle (R) - non riconoscibile (n)																
Substrato (NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, RR, CC, AR)																
Tipo di flusso (NV, FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR)																
Modificazioni dell'alveo (NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO, TR)																
Codice & Posizione caratteristiche Artificiali/Naturali (canale I) - Sezioni C/G; n° Foto; vedere Chiave applicativa, pag. 4 (cerchiare car. Sezione G se erosa); indicare la profondità se OD												Sinistra Valle Destra				
Canale Secondario AR (✓)																
Backwater (b)/Canale Artificiale(a)/Confluenza(c)																
Substrato (NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, RR, CC, AR)																
Tipo di flusso (NV, FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR)																
Modificazioni dell'alveo (NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO, TR)																
Codice & Posizione caratteristiche Artificiali/Naturali (canale I/II) - Sezioni C/G; n° Foto; vedere Chiave applicativa, pag. 4 (cerchiare car. Sezione G se erosa); indicare la profondità se OD SOLO SE NON GIÀ REGISTRATI NELLA SEZ. DEL CANALE PRINCIPALE												Sinistra Valle Destra				
G Strutture Artificiali - Usare "n" invece di "✓" se da ingegneria naturalistica		*Usare "S" in caso di opere "sovradimensionate"														
(Intero Tratto: Sweep-up & Transetti)		Major (m)	Interm. (i)	Minor (s)							Major (m)	Interm. (i)	Minor (s)	Major (m)	Interm. (i)	Minor (s)
B - Ponti					D - Pennelli											
*H - Briglie/manufatti a forte impatto		inserire nel diagramma a pag. 3			I - Prelievi											
W - Briglie/soglie					O - Scarichi											
F - Guadi					Altro.....											
assenti ☐ C - Tombini/Sottopassi																
H Forma biologica macrofite/Detrito Organico nell'alveo bagnato e zone marginali		P/✓ (presente), E (> 33%) o W (intero transetto)														
assente (✓) o non visibile (NV)																
epatiche/muschi/licheni																
erbe a foglia larga emergenti																
canne/carici/giunchi, etc.																
a foglie galleggianti radicate																
a foglie galleggianti libere																
anfibie																
sommese a foglia larga																
sommese a foglia allungata																
sommese a foglia filiforme																
alghe filamentose																
radici sommersive di piante riparie (TP)																
CPOM																
FPOM																
LOD/Xylal (e.g. alberi caduti)																
		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	Sw up				
IN-HABIT mar13																
Usare la colonna in fondo a destra per valutare i tipi non osservati nei transetti (P/✓ o E) Solo Sezione H: Canale principale Canale secondario																

I USO DEL SUOLO IN 50 m DALLA SOMMITÀ E SULLA SPONDA

P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto)

Naturale	Sinistra		Destra		Naturale	Sinistra		Destra	
	Sommità	Sponda	Sponda	Sommità		Sommità	Sponda	Sponda	Sommità
Boschi di latifoglie/Semprevveri mediterranei - BL					Prati naturali - GR				
Boschi di conifere (anche secondari) - CW					Brughiere - MH				
Sugherete (anche semi-naturali) - MN					Rocce, pietrisco o dune di sabbia - RD				
Macchia mediterranea - MM					Specchi d'acqua naturali - OW				
Arbusti e cespugli - SH					Zone umide (e.g. torbiere, canneti, stagni) - WL				
Erba alta/vegetazione sparsa - TH					Altro.....				
Agricolo	Sinistra		Destra		Urbano	Sinistra		Destra	
	Sommità	Sponda	Sponda	Sommità		Sommità	Sponda	Sponda	Sommità
Piantazione di latifoglie o mista/ceduo intensivo - BP					Area urbana - UR				
Piantazione di Conifere - CP					Zona industriale - IN				
Piantazione di <i>Eucalyptus</i> - EU					Case sparse (sviluppo Suburbano)/incolti - SU				
Piantazione di <i>Populus</i> - PO					Impianto di depurazione - WT				
Frutteti - OR					Strada principale (> 10 m, viadotto, superstrada) - MR				
Uliveti - OL					Strada semplice (<10 m) - SR				
Vigne - VI					Strada bianca/mulattiera - WR				
Campi coltivati - TL					Ferrovia - RA				
Prati/pascoli/alpeggi - RP					Cava - QU				
Marcite - WM					Parchi o giardini - PG				
Risaie - RF					Specchi d'acqua artificiali - AW				
Fattorie/allevamenti - FM					Altro.....				
Campi/aree irrigati intensivamente					Uso artificiale della sponda - AU				

J Profilo della sponda

P/√ (presente), E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero tratto)

Profilo della sponda		Sx (presenza) L (assenza lunghezza della sponda) O (nessun tratto)			
Naturale/Non modificato	Sx	Dx	Artificiale/Modificato	Sx	Dx
Verticale/Sottoscavato			Risezionato (riprofilato)		
Verticale con detriti al piede			Rinforzato - tutto		
Ripido (35° - 70°)			Rinforzato - solo sommità		
Poco inclinato (<35°)			Rinforzato - solo piede		
Composito			Artificiale a due stadi		
Berm naturale			Sponda smossa		
Note			Arginatura addossata		
			Argini arretrati		

K COPERTURA ARBOREA E CARATTERISTICHE ASSOCIATE

P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto) registrare anche se <1%

Alberi (scegliere un'opzione per sponda)				Sx	Dx	Altre caratteristiche	
	Nessuno	☐	☐	☐	☐	Ombreggiatura dell'alveo	
	Isolati/ a piccoli gruppi	☐	☐	☐	☐	Rami sporgenti	
	Singoli, a distanze regolari	☐	☐	☐	☐	Grosse radici esposte sulla riva	
	A gruppi irregolari	☐	☐	☐	☐	Parti vive di radici sommerse (TP)	
	Semi-continui	☐	☐	☐	☐	Detriti legnosi grossolani	
	Continui	☐	☐	☐	☐	Alberi caduti in alveo	
						Alberi caduti/inclinati sulla sponda inferiore	

L VEGETAZIONE ARBOREA in sommità/sponda/alveo

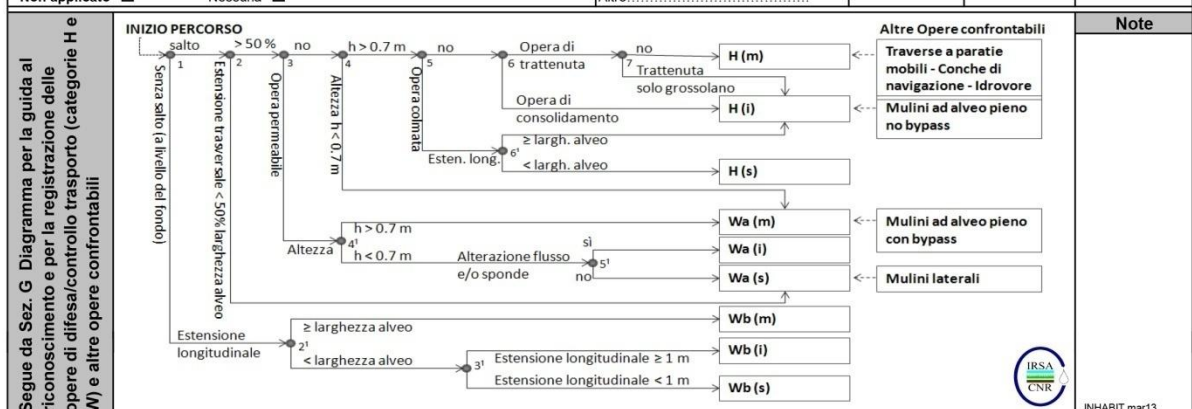
P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto) registrare anche se <1%

	Sommità		Sponda		Alveo	
Ontano (<i>Alnus</i>)					Frassino (<i>Fraxinus</i>)	
Olmo (<i>Ulmus</i>)					Tamerice / Miricaria	
Salice (<i>Salix</i>)					Oleandro / Agnocasto	
Pioppo (<i>Populus</i>)					Platano (<i>Platanus</i>)	
Non applicato ☐ Nessuna ☐					Altro.....	

M PIANTE INFESTANTI DI RILIEVO

P/√ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto) registrare anche se <1%

		Sommità	Sponda	Alveo				Sommità	Sponda	Alveo
Arbusti /Cespugli	Amorpha fruticosa				Alberi	Ailanthus altissima				
	Arundo spp.					Robinia pseudoacacia				
	Buddleja davidii				Vegetazione acquatica	Azolla caroliniana				
	Impatiens spp.					Elodea spp.				
	Reynoutria japonica					Lagarosiphon major				
	Rubus spp.									
Non applicato ☐ Nessuna ☐						Altro.....				
						Altro.....				



N DETTAGLI DEL RILEVAMENTO IN CAMPO	
Data/...../20.....	Nome Operatore: Ente di appartenenza:
Fiume:	Codice di accreditamento dell'Operatore : Dati inseriti in db da:
Nome/Numero tratto:	Il tratto è parte di un fiume, HMWB o di un canale artificiale? Fiume ☐ HMWB ☐ Artificiale ☐
Stato/Regione/Provincia	Condizioni avverse durante il rilevamento? No ☐ Sì ☐
Codice Tratto:	Se sì, elenca
Tipo Fluviale:	Il letto del fiume è visibile? poco o nulla ☐ in parte ☐ Sì ☐
Codice Mappa:	Rilevamento caratteristiche effettuato da: riva Sx ☐ riva Dx ☐ alveo ☐
Transetto 2 (GPS):	E' stato usato un telemetro per le misure del canale, sponde, etc.? No ☐ Sì ☐
Transetto 10 (GPS):	Numero di foto effettuate (ca): Tempo impiegato: Ora inizio: Ora fine:
Codice Foto:	
O FORMA PREVALENTE DELLA VALLE (orizzonte ottico) (selezionare una sola scelta)	
V poco profonda ☐	Concava ☐
V profonda ☐	Valle asimmetrica ☐
Gola ☐	Valle a forma di U (glaciale) ☐
	Senza fianchi della valle evidenti ☐
Fondo valle piatto? ☐ No ☐ Sì	
Terrazzi fluviali naturali presenti? ☐ No ☐ Sì	
P MORFOLOGIA DELL'ALVEO (selezionare una sola scelta)	
Meandriforme ☐	Sinuoso ☐
Canali intrecciati ☐	Confinato (naturale) ☐
Anastomizzato ☐	Canalizzato (artificiale) ☐
Transizionale ☐	Altro (specificare) ☐
Q CONDIZIONI GENERALI DEL TRATTO (No (assente), P/+ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto))	
Barre con profilo tagliato	L'alveo è inciso in modo evidente?
Barre lobate	E' presente una diga/grande sbarramento?
Rocce rugose e/o con bordi e angoli spigolosi	Si osservano fenomeni di "ponding" dovuti a sbarramenti?*
Materiale grossolano nei riffle consolidato	Si è nel tratto sotteso di una presa di derivazione?
Deposito di sedimenti fini nelle pool	Il tratto in esame è soggetto a "hydropeaking"? No ☐ Sì ☐
Linea di aratura dei campi trasversale all'alveo	E' presente una diga a monte? No ☐ Sì ☐ Km ☐
L'alveo è ostruito da vegetazione acquatica?*	E' presente una cava a monte? No ☐ Sì ☐ Km ☐
Canneti sfalciati/Sponde gestite	
Presenza di scale di risalita per pesci	
L'alveo è rettificato in modo evidente?	
* > 10% i.e. > 50 m	
** Entro i 2,5 km di distanza o 100 volte la larghezza media del canale. Usare la distanza maggiore tra le due.	
R CARATTERISTICHE PARTICOLARI (P/+ (presente), E (> 33%) o W (intero tratto) registrare anche se <1%)	
Nessuna ☐	
Canali laterali/Lanche	Canneti di riva
Cascate naturali <5 m	Zattere di vegetazione
Cascate naturali >5 m	Inghiottoi
Scivoli o gradinate in roccia	Ampie aree di backwater
Sbarramenti di detrito veg.	Marcite
Accumulo di foglie	Ambienti di area umida
	Aree di torbiera (Sphagnum)
	Foresta umida
	Prati umidi
	Aree sorgive in alveo o sponde
	Sorgenti pietrificanti
	Specchi d'acqua naturali
	Marmite dei Giganti
	Massi nella piana inondabile
	Altro (spec.)
Altri habitat della Direttiva HABITAT (92/43/EC): Nessuno ☐ Non applicato ☐	
Note	

CNR-IRSA Istituto di Ricerca Sulle Acque, Brugherio (MB), Italy - e-mail: caravaggio@irsa.cnr.it, tel ++39 039 216941, fax ++39 039 2004692



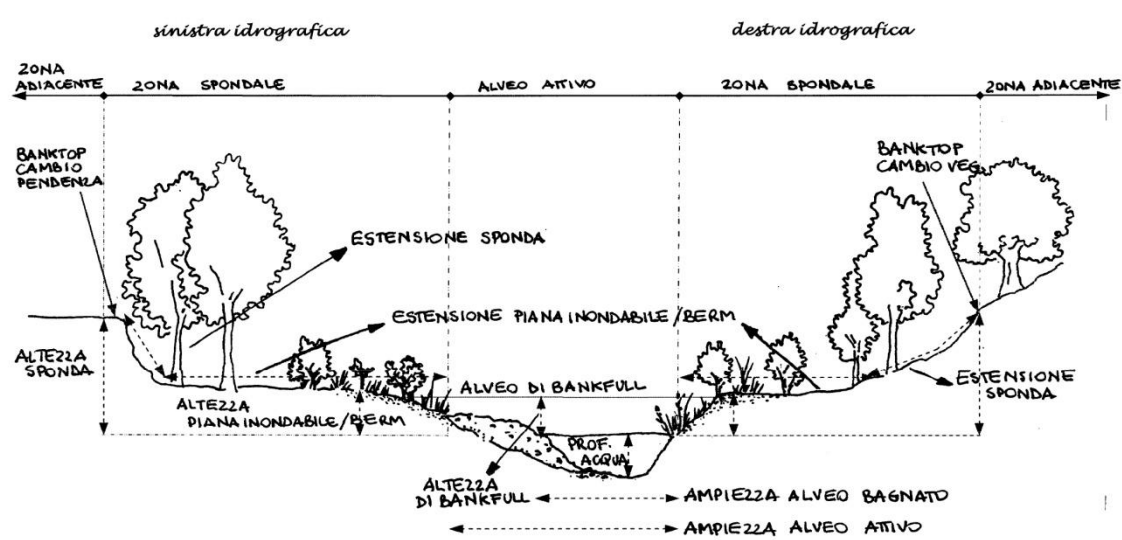
Metodo sviluppato all'interno dei progetti cofinanziati dall'Unione Europea STAR, Euro-limpacs e LIFE+ INHABIT

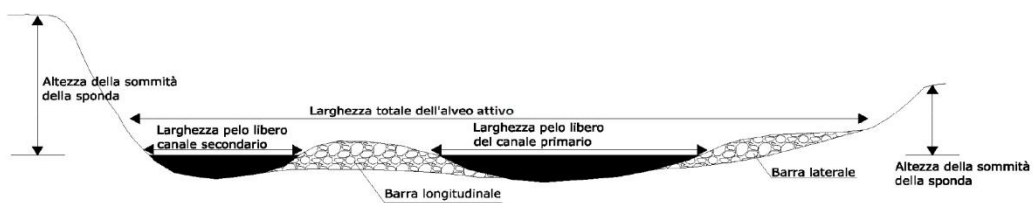
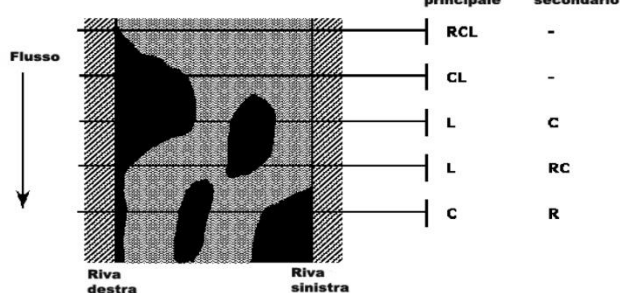
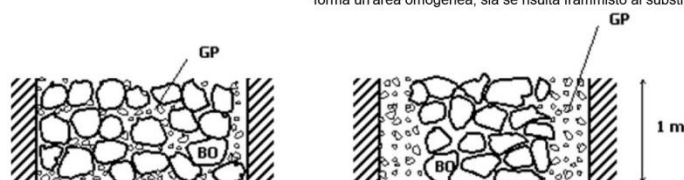


APPENDICE 3. Chiave applicativa per il metodo CARAVAGGIO

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA , Core Assessment of River hAbitat Value and hydro-morpholoGical cOndition			pagina 1
CHIAVE APPLICATIVA			
SPONDE			
USO DEL SUOLO ALLA SOMMITA' DELLA SPONDA E STRUTTURA DELLA VEGETAZIONE DI SPONDA (Sezione A)			
Criteri per la sommità della sponda	Descrizione		
B = Cambio di pendenza	Primo e maggior cambio di pendenza (dove potrebbero esserci coltivazioni o aree urbane), anche inverso.		
S = Uso stabile	Dove è possibile riconoscere un uso stabile del territorio (e.g. case, strade, campi coltivati).		
V = Vegetazione non igrofila	Punto di discontinuità tra alberi e arbusti igrofili e non igrofili (e.g. <i>Alnus</i> vs <i>Quercus</i>).		
T = Linea di detrito (<i>Trashline</i>)	Livello dei detriti depositati dalle piene recenti su alberi e sponda.		
R = Copertura rocce discontinua	Copertura delle rocce di sponda discontinua (e.g. vegetazione o suolo rimossi dalle piene).		
M = Meandro	Sommità di sponda non o difficilmente riconoscibile perché ci si trova all'interno di un meandro.		
Esempi di alberi e arbusti:	Igrofili <i>Alnus, Fraxinus, Myricaria, Nerium oleander, Populus, Salix, Tamarix</i>	Non igrofili <i>Acer, Carpinus, Castanea, Fagus Picea, Quercus, Tilia</i>	
Uso del suolo su piana inondabile, sponda e berm (Sezioni A e I)			
Naturale	Agricolo	Urbano	
BL = Boschi di latifoglie o sempreverdi mediterranei (anche semi-naturali)	BP = Piantag. di latifoglie o mista/ceduo intensivo	UR = Area urbana	
CW = Boschi di conifere (anche semi-naturali)	CP = Piantagione di Conifere	IN = Zona industriale	
MN = Sugherete (semi-naturali)	EU = Piantagione di <i>Eucalyptus</i>	SU = Case sparse/incolti (sviluppo suburbano)	
MM = Macchia mediterranea	PO = Piantagione di <i>Populus</i>	WT = Impianto di depurazione	
SH = Arbusti e cespugli	OR = Frutteti	MR = Strada principale (in gen. > 10 m)	
TH = Erba alta/vegetazione sparsa	OL = Uliveti	SR = Strada semplice (in gen. < 10 m)	
GR = Prati naturali	VI = Vigne	WR = Strada bianca/mulattiera	
MH = Brughiere	TL = Campi coltivati	RA = Ferrovia	
RD = Rocce, pietrisco o dune di sabbia	RP = Prati/pascoli/alpeggi	QU = Cava	
OW = Specchi d'acqua naturali	WM = Marcite	PG = Parchi o giardini	
WL = Zone umide	RF = Risaie	AW = Specchi d'acqua artificiali	
	FM = Fattorie/allevamenti		
		AU = Uso artificiale della sponda	
Struttura della vegetazione di Sponda e Sommità della sponda da rilevare su 10 m (Sezione A)		Copertura arborea (Sezione K)	
B - Bare (=nudo): suolo nudo, rocce, copertura artificiale U - Uniforme: copertura erbacea o muscinale (no alberi/arbusti), piantagioni S - Semplice: due o tre tipi di vegetazione C - Complessa: quattro o più tipi di vegetazione		Tipi di vegetazione Briofite Vegetazione erbacea bassa Vegetazione erbacea alta Arbusti e cespugli Alberi e alberi giovani Riferimento per stimare altezza vegetazione	
		Nessuno Isolati/a piccoli gruppi Singoli, a distanze regolari A gruppi irregolari Semi-continui Continui	
Attributi fisici (Sezione B)			
Materiale di sponda	Caratteristiche Zone Marginali e di Sponda	Pendenza della Sponda	
NV = Non Visibile	NO = Assenti	V = Verticale/Semi-verticale (>70°)	
BE = Roccia (<i>BE</i> drock)	CN = CoNfluenza	S = Ripido (35°-70°) (<i>Steep</i>)	
BO = Massi (<i>BO</i> oulder)	NB = <i>Berm</i> Naturale	G = Poco inclinato (<35°) (<i>Gentle</i>)	
CO = Pietre/Ciotoli (<i>CO</i> bble)	AB = <i>Berm</i> Artificiale (canale a due stadi)		
GS = Ghiaia/sabbia (<i>Gravel/Sand</i>)			
EA = Terra (<i>EA</i> rth/ <i>crumbly</i>)			
PE = Torba (<i>PE</i> at)			
CL = Argilla compatta (<i>stick</i> y <i>CL</i> ay)			
CC = Calcestruzzo/cemento (<i>ConCrete</i>)			
SP = Pali e palancolate metalliche (<i>Sheet Piling</i>)			
WP = Pali e palancolate in legno (<i>Wood Piling</i>)			
GA = Gabbionata (<i>GA</i> bion)			
BR = Mattoni/sassi (<i>BR</i> ick/ <i>laid stone</i>)			
RR = Rip-Rap/Scogliere			
TD = Cumuli di detriti (<i>Tipped Debris</i>)			
FA = Tessuto/non tessuto, geotessuto (<i>FA</i> bric)			
LR = Interventi vivi (<i>Local Restoration</i>)			
BI = Materiali di ing. naturalistica (<i>Blo-engineering</i>)			
CW = Muri cellulari (<i>Crib Walls</i>)			

INHABIT mar13

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA		CHIAVE APPLICATIVA		pagina 2
Caratteristiche selezionate dell'alveo (Sezione C ₂)				
DR = Alveo asciutto (<i>DRy</i>). Assenza di canali con acqua nell'area in esame o lungo il transetto. CN = Confluenza. Dove un tributario si immette nel corso d'acqua in esame, o viceversa. CB = Barra Concava. Barra di deposito osservabile sul lato esterno di un'ansa fluviale alla base di una sponda in erosione (di norma), spesso in opposizione ad una barra di meandro. AB = Barre Alternate. Barre di deposito laterali distribuite in modo alternato tra una sponda e l'altra. TB = Barra Trasversale. Caratteristica deposizionale con disposizione diagonale nell'alveo, emersa o parzialmente sommersa, di norma estesa da una sponda all'altra. BC = Scarpata del fondo (<i>Beds carp</i>). Zona di cambio netto di pendenza dell'alveo rispetto alle aree adiacenti a monte e a valle. Spesso osservabile a monte di un'area a canale inciso. Su depositi fluviali incoerenti. NI = Scalino del fondo (<i>Nickpoint/Headcut</i>). Zona dell'alveo a pendenza molto elevata (e.g. sub-verticale) dovuto a erosione critica dei depositi sottostanti, che dà spesso origine a cascate. Su depositi fluviali consolidati. ER = Radici scoperte in centro alveo. Radici sommerse scoperte da fenomeni erosivi osservabili nel letto fluviale, all'interno del canale. Le radici scoperte o esposte lungo le sponde sono registrate invece nelle sezioni H e K. ED = Depositi alluvionali erosi. Quando fenomeni erosivi in alveo o alla base della sponda determinano il riaffiorare di depositi antichi e consolidati. OD = Canale inciso. Quando l'alveo fluviale presenta chiari segni di incisione, anche se in una porzione piuttosto ristretta. LE = Erosione locale della sponda. Erosione in un'area chiaramente circoscritta (< 3 m di ampiezza) e.g. solo la base della sponda, la base di un ponte.				
Tipi di flusso (Sezione F)		Descrizione		
NV = Non Visibile FF = Cascata (<i>Free Fall</i>) CH = <i>CHute flow</i> BW = <i>Broken standing Waves</i> UW = <i>Unbroken standing Waves</i> CF = Flusso Caotico (<i>Chaotic Flow</i>) RP = Increspato (<i>RiPpled flow</i>) UP = Acqua in risalita (<i>UPwelling</i>) SM = Liscio (<i>SMooth flow</i>) NP = Flusso Non Percettibile DR = Alveo asciutto (<i>DRy</i>)		L'acqua è nettamente separata dal substrato sottostante/retrostante ~ cascate. L'acqua scorre aderente al substrato per poi staccarsene in piccoli salti ~ aree a gradoni. Sono presenti onde stabili e increspate ~ aree con rapide. Sono presenti onde stabili non increspate ~ aree con raschi (<i>riffle</i>). Tre o quattro o tutti i precedenti <i>flow types</i> sono contemporaneamente presenti: non esiste una chiara predominanza di uno solo di essi. Assenza di onde definite, la superficie dell'acqua presenta evidenti increspature ~ aree di <i>run</i>. L'acqua tende a incresparsi la superficie risalendo dal basso ~ aree di <i>boil</i>. La superficie dell'acqua non presenta increspature (liscia) ~ aree di <i>glide</i>. Acqua ferma, non è percettibile alcun movimento verso valle ~ aree di <i>pool</i>, tratti <i>ponded</i>, aree marginali e di Assenza d'acqua in alveo.		
a 		b 		Tipo di flusso primario Il tipo di flusso che occupa la percentuale maggiore della sezione trasversale. Tipo di flusso secondario Il secondo tipo di flusso dominante della sezione trasversale. È registrato anche quando occupa una porzione sensibilmente inferiore al tipo di flusso primario (piccole aree possono essere rilevanti per macroinvertebrati, pesci o altri organismi). Come regola generale, un tipo di flusso che occupa < 10% del transetto dovrebbe essere ignorato.
Tipo di flusso primario = RP		Tipo di flusso primario = RP		
Tipo di flusso secondario = SM		Nessun tipo di flusso secondario		
Dimensioni dell'Alveo (Sezioni A, B & E)				
				
				
CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio (MB), Italia - e-mail: caravaggio@irsa.cnr.it, tel ++39 039 216941, fax ++39 039 2004692				

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA		CHIAVE APPLICATIVA		pagina 3
Definizioni delle caratteristiche fluviali				
Sponda del fiume		Zona di territorio a contatto con il fiume; comincia dal limite dell'alveo attivo e termina con la sommità di sponda (include la <i>berm</i> /piana inondabile se presenti).		
Alveo attivo		L'intera area compresa tra la base della sponda destra e la base della sponda sinistra. Include le aree bagnate e tratti di alveo asciutti (come le barre di deposito). In figura misurato come larghezza totale dell'alveo.		
Base della sponda		Punto in cui si osserva il cambio di pendenza tra il letto e la sponda del fiume. Limite dell'alveo attivo.		
Numero di rami bagnati		Il numero di canali distinti con acqua fluente osservabili lungo la sezione trasversale nel momento del rilievo.		
Larghezza pelo libero canale primario, secondario e totale		Larghezza dei tratti di alveo occupati dall'acqua per, rispettivamente, il canale primario, il canale secondario e la		
				
ATTRIBUTI FISICI DELLA SPONDA E DEL CANALE (Sezioni E & F)				
CARATTERISTICHE DI EROSIONE/DEPOSITO (Sezione E)				
SPONDE				
Erosione/Habitat		Deposito		
NV = Non visibile		NV = Non Visibile		
NO = Nessun fenomeno erosionale		NO = Nessun fenomeno di deposito		
EC = Scarpata verticale in erosione (cerchiare se con substrato sabbioso)		PB (b) = Barra di meandro non vegetata		
SC = Scarpata verticale stabile (cerchiare se con substrato sabbioso)		VP (b) = Barra di meandro vegetata		
EB = Sponda in erosione		SB (b) = Barra laterale non vegetata		
ET = Sponda in erosione presso la sommità		VS (b) = Barra laterale vegetata		
EE = Base della sponda in erosione		AB = Barre Alternate		
TO = Detriti al piede della sponda		CB = Barra Concava		
LE = Erosione locale della sponda		(b) indica <i>backwater</i> tra barra e sponda		
		Deposito		
		BK = Roccia		
		BB = Grossi Blocchi		
		SD = Deposito di Sabbia		
		SP = Depositi Sparsi (materiale simile a quello delle barre ma non organizzato, spesso attraversato da acqua debolmente corrente)		
		Possibili cause di deposito particolari:		
		/BB = Dovuto alla presenza di grossi Blocchi in alveo o roccia emergente		
		/AR = Dovuto alla presenza di caratteristiche Artificiali		
CANALE				
Deposito		Posizione del canale bagnato		
NV = Non visibile				
NO = Assente				
RO = Piccoli massi esposti				
EB = Roccia esposta				
VR = Roccia vegetata esposta				
BB = Grossi blocchi nel canale				
MB = Barra longitudinale non vegetata				
VB = Barra longitudinale vegetata				
MI = Isola Matura				
MU = Barre Multiple				
SP = Depositi SParsi				
Possibili cause di deposito particolari:				
/BB = Dovuto alla presenza di grossi Blocchi in alveo o roccia emergente				
/AR = Dovuto alla presenza di caratteristiche Artificiali				
HABITAT E MODIFICAZIONI DEL CANALE (Sezione F)				
Substrato del canale		Tipo di substrato primario		
NV = Non Visibile		Il tipo di substrato che occupa la percentuale maggiore della sezione trasversale.		
BE = Roccia (<i>BE</i> drock)		Tipo di substrato secondario		
BO = Massi (<i>BO</i> oulder)		Il secondo substrato dominante della sezione trasversale. Il tipo di substrato può essere registrato come secondario sia se forma un'area omogenea, sia se risulta frammentato al substrato		
CO = Ciottoli (<i>CO</i> bble)				
GP = Ghiaia/pietre (<i>Gravel/Pebble</i>) (cerchiare G o P se uno dei due predomina sull'altro indicando il dominante)				
SA = Sabbia (<i>SA</i> nd)				
SI = Limo (<i>SI</i> lt)				
CL = Argilla (<i>CL</i> ay)				
PE = Torba (<i>PE</i> at)				
RR = Rip Rap (grosse pietre)				
CC = Calcestruzzo (<i>Con</i> crete)				
AR = Artificializzato (<i>ART</i> ificial)				

INHABIT mar13

CARAVAGGIO 2013 - CNR-IRSA , Core Assessment of River hAbitat VAue and hydro-morphoGical cOndition

CHIAVE APPLICATIVA

pagina 4

STRUTTURE ARTIFICIALI (Sezione G)

Livello di alterazione: *major*: m; *intermediate*: i; *minor*: s.

+ n se da ingegneria naturalistica

no

Passaggi o d'acqua

si

no

Opere di attraversamento

si

no

Opere trasversali

si

no

Opere laterali

no

Salto d'acqua

si

no

Opere permeabili

si

no

Opere a sezione chiusa

si

no

Altezza opera

h > 0.7 m

h < 0.7 m

no

Opere di difesa/controllo trasporto

si

Dighe e grandi sbarramenti (Sezione Q)

Briglie/Manufatti a forte impatto (H)

Briglie/Soglie (Wa)

Briglie/Soglie (Wb)

Culvert (C)

Ponti (B)

Guadi (F)

Pennelli (D)

Diagramma per la guida al riconoscimento delle opere in alveo

Ogni nodo corrisponde ad una scelta alternativa tra due opzioni; le opzioni di risposta sono poste agli estremi dei bivi.

Per quanto riguarda le opere delle categorie H e W, si rimanda alla pagina 3 della scheda di campo dove è riportato il relativo diagramma.

Mappe in Pagina 2 della scheda di rilevamento (Sezione F)

Indicare la posizione delle caratteristiche registrate nella Sezione G* (Caratteristiche Artificiali e.g. B(i) e C₂ (e.g. OD**)) in riferimento alla posizione degli spot-check

Monte

Sinistra

Valle

Destra

e.g. B (i)

e.g. OD (0.5 m)

e.g. D (s)

*cerchiare la caratteristica della Sezione G se erosa/in erosione

**se è registrato OD (canale inciso), indicarne la profondità massima

STRUTTURE TRASVERSALI - opere di attraversamento

cella rigata: è sufficiente sia presente una delle condizioni riportate; es. per i ponti la presenza di spalle sulle sponde o in alternativa del restringimento di alveo è sufficiente per attribuire il livello intermedio

Culvert (Categoria C) : condizioni di attribuzione

Lunghezza tunnel (tl)	Restringimento alveo	Continuità flusso	livello d'impatto
tl < largh. alveo	no	Acqua si Sedim. si	minor
largh. alveo < tl < 4 volte largh. alveo	< 30%	si	intermediate
tl ≥ 4 volte largh. alveo	≥ 30%	no	major

Opere trasversali difesa/controllo trasporto e altre (diagramma pag. 3 della scheda di campo)

H - Briglie/manufatti a forte impatto: strutture permanenti e impermeabili con salto/gradino > 0.7 m in corrispondenza del corpo centrale. L'acqua, in condizioni normali d'esercizio, passa a valle per tracimazione.

W - Briglie/Soglie: a) Strutture permeabili con salto/gradino di qualsiasi altezza o impermeabili con salto/gradino < 0.7 m; b) Strutture senza salto/gradino (cioè a livello del substrato), a carattere permanente.

Ponti (Categoria B): condizioni di attribuzione

Piloni in alveo	Spalla/Pilone su sponda	Restringimento alveo	livello d'impatto
no	no	no	minor
no	si	< 50%	intermediate
si	si/no	≥ 50%	major

Glossario minimo sulle strutture trasversali

permeabilità: caratteristica propria delle opere in materiale naturale (legname o pietra) che lasciano filtrare l'acqua. Le strutture in calcestruzzo sono per definizione impermeabili

altezza h: altezza della struttura rispetto alla superficie dell'acqua

opera colmata: si definisce tale una struttura trasversale ove i sedimenti accumulatisi, a monte della stessa, abbiano raggiunto la quota del manufatto colmandolo

opera di trattenuta: struttura finalizzata alla trattenuta del materiale di trasporto solido (si deve valutare se l'opera trattiene solo il materiale grossolano come tronchi/massi o se la sua capacità sia maggiore)

opera di consolidamento: struttura finalizzata alla stabilizzazione del fondo alveo e delle sponde

estensione longitudinale: estensione longitudinale della struttura (parallelamente alla sponda)

spalle: termine che indica le strutture esterne di appoggio del ponte

Guadi (Categoria F): condizioni di attribuzione

Artificializzazione	Alveo	livello d'impatto
Sponda no	no	minor
si	no	intermediate
si	si	major

Pennelli (Opere laterali - Categoria D) : condizioni di attribuzione

Estensione pennello rispetto alveo	livello d'impatto
< 10% larghezza alveo	minor
≥ 10% e < 30% larghezza alveo	intermediate
≥ 30% larghezza alveo	major

Scarichi / Prelievi/Captazioni (Altri tipi di opere Categorie O / I) : condizioni di attribuzione

Estensione lungo la sponda (considerare il peggiore tra i due)	Diametro del tubo di presa/scarico	Acqua prelevata/impressa	livello d'impatto
% larghezza alveo < 50	< 10 m	< 0.5 m	minor
50 ≤ % < 100	10 m ≤ e < 25 m	0.5 m ≤ Ø < 1 m	intermediate
≥ 100	≥ 25 m	≥ 1 m	major

cella rigata: è sufficiente sia presente una delle condizioni riportate

Stima della classe dimensionale del substrato presente nell'alveo

Scala

Sabbia grossolana

Ghiaia

GP

Pietre

Ciottoli (Fino a 25.6 cm)

CO

0.2

1 cm

1.6 cm

5 cm

6.4 cm

10 cm

NB: considerare l'asse secondario

↔

✓

↕

No

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio (MB), Italia - e-mail: caravaggio@irsa.cnr.it, tel ++39 039 21694-1, fax ++39 039 2004692

IN-HABIT mar13

APPENDICE 4. Range delle variabili considerate nelle analisi

variable	unit	code	A (n: 4)			B (n: 7)			C (n: 7)			D (n: 14)			E (n: 4)			F (n: 23)		
			min	mdn	max	min	mdn	max	min	mdn	max	min	mdn	max	min	mdn	max	min	mdn	max
Channel resectioning	dimensionless (count)	chanRS	0	3	4	0	1	10	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Channel reinforcement	dimensionless (count)	chanRI	1	7	9	0	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Channel modification	% along 500m reach	totArtCh	100	100	100	20	30	100	20	40	60	0	0	0	0	5	10	0	0	10
Bank protection	% along 500m reach	totRI	35	65	100	5	10	30	0	10	20	0	0	20	0	2.5	10	0	0	15
Bank resectioning	% along 500m reach	bankRS	0	55	80	0	10	25	35	80	100	0	0	80	10	35	95	0	0	5
Bank modification	% along 500m reach	ART_bank	50	53	100	0	12	28	22	30	43	0	0	43	8	16	38	0	0	18
Bridges	dimensionless (count)	BRID	0	1.5	2	0	0	1	0	1	2	0	0	2	0	0.5	1	0	0	1
Culverts	dimensionless (count)	CULV	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	1
Over deepened channel	dimensionless (count)	OD	0	0	1	0	0	3	0	0	1	0	1.5	4	0	0	2	0	0	5
Tree cover	dimensionless	TreeCov	0	0.5	1	0	2.5	5	1	1	4	0	3.25	4	1	4	4	1	4	5
Alders	dimensionless (count)	BF_ALD	0	0	0	0	0	4	0	1	4	0	0	4	1	1	4	0	1	9
Tree-related bank habitats	dimensionless	B_K	0	0	0.1	0	0.2	0.8	0	0.2	0.5	0	0.05	0.2	0.2	0.2	0.6	0.1	0.4	1.2
Tree-related channel habitats	dimensionless	CH_K	0	0.1	0.1	0	0	0.5	0	0.1	0.1	0	0	0.1	0.1	0.2	0.2	0	0.2	0.8
Tree-related bank and channel habitats	dimensionless	K_OTH_n	0	0.1	0.2	0	0.3	1.3	0	0.3	0.6	0	0.1	0.2	0.4	0.4	0.7	0.3	0.6	2
Channel shading	dimensionless	CH_SHAD	0	0	0.1	0	0.1	0.4	0	0.1	0.4	0	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.9
Erosional features	dimensionless (count)	TOT_Eros	0	2.5	15	0	7	20	0	3	14	0	1	9	0	0	6	0	4	16
Absence of bank erosion	dimensionless (count)	N_Eros	5	17	20	3	13	20	6	18	20	11	18.5	20	13	19	20	3	15	20
Bank face slope	%	BPF_SLOP	58	78	90	24	50	90	47	64	90	26	50	90	29	50	54	15	50	90
Bank face extension	m	BMF_EXT	2.5	5.5	10.5	3.7	10.5	20.2	1.7	4.1	13.4	2.2	6.1	10.5	4.0	8.7	13.4	2.2	7.2	17.5
Substrate % - Concrete	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_CC	0	36	73	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substrate % - Silt < 0.06 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_SI	0	0	33	0	0	12	0	0	18	0	0	5	0	0	0	0	0	33
Substrate % - Sand 0.06-2 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_SA	0	10	64	0	20	45	0	25	63	0	10	64	34	48	72	0	22	70
Substrate % - Gravel 2-16 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_PG	0	0	3	0	0	7	0	12	23	0	0	15	0	0	4	0	0	43
Substrate % - Pebbles 16-64 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_PP	0	8	18	0	0	40	6	22	42	0	0	60	0	2	25	0	9	49
Substrate % - Cobbles 64-256 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_CO	0	6	26	0	16	76	0	15	48	7	27	46	4	10	15	0	18	49
Substrate % - Boulders > 256 mm	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_BO	0	0	27	0	0	43	0	0	19	0	1	39	0	1	7	0	3	33

continua

segue																				
Substrate % - Bedrock	% along 500m lenght x wetted channel width	SP_BE	0	0	3	0	0	3	0	0	21	0	1	33	0	0	2	0	5	42
Substrate % - CPOM and Xylal	% along 500m lenght x wetted channel width	OP_CPHY	0	0	7	0	10	34	0	35	52	0	4	49	7	19	47	8	20	66
Substrate % - Submerged macrophytes	% along 500m lenght x wetted channel width	OP_SUB	0	0	1	0	2	12	0	4	8	0	2	19	0	4	7	0	1	19
Substrate % - Emergent macrophytes	% along 500m lenght x wetted channel width	OP_EMER	4	7	15	0	10	26	0	14	27	0	9	51	3	5	11	0	5	25
Substrate % - Terrestrial plants	% along 500m lenght x wetted channel width	OP_TP	0	0	2	0	0	2	0	1	13	0	0	10	0	4	9	0	3	25
Substrate % - Liverworts, mosses and lichens	% along 500m lenght x wetted channel width	OP_LML	0	0	0	0	0	6	0	0	4	0	0	14	0	0	6	0	1	9
Substrate granulometry	cm	GRANtot	13.00	28.38	39.15	1.63	8.14	21.28	4.40	10.11	25.57	5.84	7.78	35.15	1.06	4.72	7.22	1.37	12.21	24.66
Flow type	dimensionless	FTval_tot	1	2	3	0.67	2	2.67	0	1.5	1.67	0	1.25	2.67	1.34	1.75	2	0	1.34	2.67
Flow type diversity (Shannon-Wiener)	dimensionless	F_SH	1.08	1.16	1.22	1.15	1.26	1.53	0.75	1.00	1.34	0.22	1.11	1.48	0.95	1.26	1.42	0.36	1.19	1.81
Organic substrates diversity (Shannon-Wiener)	dimensionless	O_SH	0.18	0.35	1.27	0.44	1.05	1.92	0.32	1.15	1.61	0.42	0.89	1.83	0.92	1.32	1.75	0.70	1.37	2.22
Mineral Substrates diversity (Shannon-Wiener)	dimensionless	S_SH	0.84	0.99	1.65	0.64	1.09	1.69	1.03	1.39	1.60	0.86	1.15	1.53	0.81	1.10	1.29	0.86	1.42	1.70
Overall Substrates diversity (Shannon-Wiener)	dimensionless	T_OS_SH	0.95	1.18	1.69	1.08	1.52	2.23	1.27	1.69	2.26	1.12	1.51	2.22	1.36	1.75	2.16	1.23	1.99	2.65
Water width variability	dimensionless	CHCV_TWW	0.08	0.39	0.43	0.15	0.28	0.55	0.18	0.33	0.82	0.18	0.44	2.06	0.27	0.32	0.45	0.17	0.43	0.72
Total channel width variability (Channel includes wetted areas and bars)	dimensionless	CHCV_TCH	0.25	0.36	0.65	0.14	0.35	1.55	0.34	0.53	0.72	0.00	0.37	0.79	0.28	0.37	0.47	0.20	0.40	0.88
Habitat Modification Score	dimensionless	HMS	45	69.5	88	11	21	51	31	45	67	0	0.5	57	14	15.5	44	0	1	26
Habitat Quality Assessment	dimensionless	HQA	26	32	45	34	48	65	29	43	62	29	51	61	40	55.5	62	48	58	84
Land Use Index (reach scale)	dimensionless	LUIr	2.63	10.97	13.07	1.03	3.90	11.02	0.53	3.94	9.83	0.00	0.07	4.48	1.61	2.39	3.36	0.00	0.15	3.99
Lentic-lotic River Descriptor	dimensionless	LRD	-32.05	2.23	80.34	-38.82	10.25	29.29	-21.43	13.64	55.84	-30.54	6.435	87.7	-10.21	-5.32	-0.65	-27.39	8.75	59.5
Index of Habitat Quality	dimensionless	IQH_RAS	0.40	0.48	0.74	0.57	0.86	0.97	0.59	0.66	0.88	0.59	0.94	1.03	0.71	0.90	0.97	0.91	0.99	1.17
% Natural bankface landuse: Trees	% along 500m reach	UPF_NT	0	12	32	10	33	50	0	14	67	0	69	83	10	48	60	14	69	100
% Natural bankface landuse: Sparse vegetation	% along 500m reach	UPF_NV	0	17	39	0	29	54	33	50	75	0	9	40	15	33	50	0	17	71
% Natural bankface landuse: Rocks	% along 500m reach	UPF_NR	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	67
% Urban bankface landuse	% along 500m reach	UPF_U	29	63	89	0	27	50	0	14	20	0	0	100	0	0	25	0	0	17
% Agricultural banktop landuse: Intensive	% along 500m reach	UPT_AH	0	14	44	0	8	50	0	14	63	0	0	39	0	0	47	0	0	20
% Agricultural banktop landuse: Soft	% along 500m reach	UPT_AS	8	19	43	0	0	7	0	13	43	0	0	58	0	16	38	0	0	57
% Natural banktop landuse: Trees	% along 500m reach	UPT_NT	0	2	25	6	50	71	4	13	39	15	71	100	14	20	45	14	71	100
% Natural banktop landuse: Sparse vegetation	% along 500m reach	UPT_NV	8	11	25	0	15	36	0	20	65	0	9	27	14	26	48	0	17	71

continua

segue																				
% Natural banktop landuse: Rocks	% along 500m reach	UPT_NR	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	16
% Urban banktop landuse	% along 500m reach	UPT_U	11	18	48	0	15	39	0	13	27	0	0	38	0	11	25	0	0	38
Distance from source	km	Sor_Dis	4.9	14.05	27.5	9.3	10.8	17.1	11.3	16.1	21.6	2.6	7.3	26.7	6.5	13.6	21.6	2	6.5	36
Altitude	m a.s.l.	alt	14	24	42	19	44	210	9	32	100	16	163	770	12	48	98	23	111	408
Slope of the thalweg	%	slope_th	0.6	0.765	1.1	0.5	0.83	2	0.5	0.62	1.6	0.71	2.3	5	0.5	0.815	0.83	0.2	1.61	9.9
Discharge	m ³ /sec	Q_ist	0.03	0.25	1.64	0.08	0.25	0.79	0.06	0.25	1.14	0.00	0.07	0.75	0.14	0.41	5.04	0.00	0.08	3.04
Valley shape	dimensionless	v_sh_new	2	3	5	2	3	5	1	2	5	2	6	7	4	5	5	1	5	7
Water temperature	°C	wat_T_is	11	20.5	23	12.8	18.2	24.6	10.4	17.3	21	11	18	23	9.2	13.5	17	8.4	17	25
O ₂	mg/l	Conc_O ₂	8.7	9.2	11.1	8.7	9.2	11.5	8.8	9.3	10.8	3.2	9.4	10.7	9.2	9.5	11.8	1.0	9.7	12.5
Cl-	mg/l	Cl	18.0	40.2	91.8	26.5	39.9	87.6	24.8	43.7	87.6	23.4	58.6	131.0	19.3	29.6	124.0	20.8	55.0	249.0
N-NH ₄	mg/l	NH ₄	0.01	0.05	0.12	0.01	0.03	0.10	0.01	0.03	0.10	0.00	0.02	0.09	0.03	0.03	0.04	0.00	0.02	0.09
N-NO ₃	mg/l	NO ₃	0.20	0.66	1.70	0.09	0.30	1.43	0.20	0.50	2.27	0.04	0.18	7.05	0.07	0.76	1.68	0.00	0.30	3.00
P-PO ₄	µg/l	PO ₄	4	29	78	4	14	25	2	11	44	5	49	260	3	4	49	1	15	251
pH	pH unit	pH	7.2	7.6	7.8	7.2	7.7	7.9	7.2	7.6	8.1	6.9	7.7	8.6	7.4	7.8	7.9	7.0	7.8	8.3
Conductivity	µS/cm	Cond	160	368	496	140	313	565	180	269	689	143	420	807	175	285	574	166	314	674
Macroconstituents Pollution Level	dimensionless	LIMeco	0.63	0.69	1.00	0.69	0.88	1.00	0.66	0.75	1.00	0.44	0.94	1.00	0.69	0.81	1.00	0.41	0.88	1.00
Organic Pollution Index	dimensionless	OPD	0.48	0.66	0.69	0.61	0.77	0.88	0.56	0.65	0.88	0.43	0.72	1.00	0.67	0.70	0.81	0.40	0.74	1.00

APPENDICE 5. Lista dei taxa inclusi ed esclusi nell'analisi MRT

Frequenza	Taxalist
Taxa < 5 %	Bithyniidae, Blephariceridae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Dendrocoelidae, Dolichopodidae, Ephyridae, Gordiidae, Haemopidae, Haplotaxidae, Helicopsychidae, Hydraenidae (larve), Hydrochidae, Hydrophilidae, Hydrosaphidae, Hygrobiidae, Mesoveliidae, Nemouridae, Neritidae, Odontoceridae, Planariidae, Platycnemididae, Psychodidae, Rhagionidae, Scirtidae (adulti), Scirtidae (larve), Spercheidae (adulti), Syrphidae, Taeniopterygidae, Unionidae, Valvatidae, Veliidae.
Taxa inclusi nell'analisi	Aeshnidae, Anthomyiidae, Asellidae, Athericidae, Atyidae, Beraeidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Culicidae, Dixidae, Dryopidae (adulti e larve), Dugesidae, Elmidae (adulti e larve), Empididae, Erpobdellidae, Gammaridae, Gerridae, Glossiphoniidae, Glossosomatidae, Goeridae, Gomphidae, Gyrinidae (adulti e larve), Haliplidae (adulti e larve), Helophoridae (adulti), Hydraenidae (adulti), Hydrobiidae, Hydrometridae, Hydrophilidae (adulti e larve), Hydropsychidae, Hydroptilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Lestidae, Leuctridae, Libellulidae, Limnephilidae, Limoniidae, Lumbricidae, Lumbriculidae, Lymnaeidae, Naididae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Perlodidae, Philopotamidae, Physidae, Pisidiidae, Planorbidae, Pleidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Rhyacophilidae, Sericostomatidae, Siphonuridae, Sphaeriidae, Stratiomyidae, Tabanidae, Tubificidae, Uenoidae.
Taxa > 75 %	Chironomidae, Ancyliidae, Baetidae, Caenidae, Ceratopogonidae, Dytiscidae (adulti e larve), Ephemerellidae, Heptageniidae, Simuliidae, Tipulidae.

Ringraziamenti

I miei ringraziamenti sono rivolti a tutti coloro che mi hanno aiutato nel realizzare e migliorare questo lavoro, chi con la propria professionalità e chi con la presenza costante.

Ringrazio:

- Il Prof. Carlo Belfiore (Università degli Studi della Tuscia di Viterbo) e il Dott. Andrea Buffagni (CNR-IRSA) per avermi dato la possibilità di continuare a fare ricerca e per i suggerimenti e aiuti dati;
- Il Dipartimento del DEB nella persona del Prof. Giuseppe Nascetti (Università degli Studi della Tuscia di Viterbo);
- L'Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IRSA), sezione di Brugherio per avermi ospitata.

Ringrazio con affetto Marcello Cazzola, la Dott.ssa Stefania Erba e la Dott.ssa Raffaella Balestrini, ricercatori del CNR-IRSA, per il grande aiuto, sostegno, disponibilità e ospitalità offerti in questi anni di collaborazione.

Un 'Grazie' sincero a coloro che ogni giorno sono con me:

- La mia Famiglia, esempio di Amore e Forza;
- Simone Cardoni, per tutto quello che rappresenta per me;
- I miei cari parenti e amici;

....