



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

Sede Amministrativa: Università degli Studi di Padova

Dipartimento di Scienze Storiche, Geografiche e dell'Antichità - DiSSGeA

SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN: STUDI STORICI, GEOGRAFICI, STORICO-RELIGIOSI

INDIRIZZO: GEOGRAFIA UMANA E FISICA

CICLO XXVI

**VALUTAZIONE DELLO STATO MORFOLOGICO ED ECOLOGICO
DI CORSI D'ACQUA ALPINI:
UTILIZZO E CONFRONTO DELL'INDICE DI QUALITÀ MORFOLOGICA
(IQM) E DI UN INDICE BASATO SUGLI ODONATI**

Direttore della Scuola: Ch.ma Prof.ssa Maria Cristina La Rocca

Coordinatore d'indirizzo: Ch.mo Prof. Andrea Pase

Supervisore: Dr. Nicola Surian

Dottorando: Bruno Golfieri

Gennaio 2014

A Chiara ed alla mia famiglia

RINGRAZIAMENTI

In primo luogo i miei ringraziamenti vanno al supervisore di questa ricerca, Nicola Surian, per avermi seguito con estrema attenzione e disponibilità nel corso di questo Dottorato, offrendomi innumerevoli spunti di riflessione ed occasioni di crescita nell'ambito della materia.

Desidero inoltre ringraziare vivamente Sönke Hardersen (Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale Bosco Fontana di Verona) e Bruno Maiolini (Fondazione E. Mach), che hanno contribuito in maniera fondamentale alla realizzazione di questo Dottorato di Ricerca attraverso la loro collaborazione. Li ringrazio per i preziosi consigli nell'impostazione del progetto, nell'analisi e nell'interpretazione dei dati raccolti, per la lettura critica di questo ed altri testi, oltre che per l'aiuto fornitomi nella determinazione del materiale raccolto e nel corso di alcuni rilievi sul campo.

Ringrazio inoltre sentitamente Jochem Kail, che mi ha seguito durante una visita di ricerca all'IGB di Berlino, e con cui ho potuto approfondire aspetti legati alle analisi statistiche ed all'interpretazione dei dati raccolti.

Una lunga serie di persone ha inoltre contribuito, attraverso una serie di consigli e indicazioni specifiche o fornendomi materiale e dati, alla buona riuscita di questo progetto, e tra loro voglio ricordare:

- Martina Bussetti (ISPRA)
- Lucio Bonato (Dipartimento di Biologia - Università di Padova)
- Francesco Ferrarese (DISGEA, Sezione di Geografia - Università di Padova)
- Chiara Silvestro (Regione Piemonte)
- Bruna Buttiglione, Claudia Giampani ed Enrico Rivella (Arpa Piemonte)
- Laura Tremolada e Pietro Genoni (Arpa Lombardia)
- Paolo Negri (Arpa Trento)
- Manuela Cason (Arpa Veneto)
- Raffaella Zorza e Valentina Stocca (Arpa Friuli Venezia Giulia)
- Lorenzo Marchi (CNR IRPI - Padova)
- Franco Godone (CNR IRPI - Torino)
- Barbara Belletti (Università di Firenze)

In particolare desidero ringraziare Marina Bussetti, per il materiale e le informazioni fornitemi, Lucio Bonato per avermi ospitato alcuni mesi nel suo laboratorio per determinare parte del materiale biologico raccolto e per una serie di suggerimenti riguardanti analisi statistiche ed aspetti legati alla bioindicazione, Francesco Ferrarese per l'aiuto nelle analisi GIS e Chiara Silvestro per avermi fornito utili indicazioni per la scelta dei tratti di studio sui fiumi piemontesi, nonché per aver partecipato ad alcuni rilievi di campo per il calcolo dell'IQM.

Ringrazio infine Nico Bazzi per aver partecipato alla raccolta dati relativi agli Odonati ed alla valutazione dell'IQM sui fiumi Chiese e Sesia.

INDICE

INDICE	1
RIASSUNTO	3
ABSTRACT	5
CAPITOLO 1 - INTRODUZIONE	7
1.1 CONTESTO DELLA RICERCA: L'IMPATTO ANTROPICO SUI CORSI D'ACQUA	7
1.2 LA GESTIONE DEI CORSI D'ACQUA E LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA ACQUE 2000/60/CE	8
1.3 OBIETTIVI DELLA RICERCA	12
CAPITOLO 2 - INDIVIDUAZIONE DI UN BIOINDICATORE PER VALUTARE LE CONDIZIONI ECOLOGICHE DEL CORRIDOIO FLUVIALE: GLI ODONATI	13
2.1 DEFINIZIONE E CARATTERISTICHE DI UN BIOINDICATORE	13
2.2 REVISIONE BIBLIOGRAFICA DEI BIOINDICATORI UTILIZZATI NELLA VALUTAZIONE DELLE CONDIZIONI ECOLOGICHE DEL CORRIDOIO FLUVIALE	14
2.3 ODONATI: CARATTERISTICHE GENERALI ED UTILIZZO COME BIOINDICATORI	16
CAPITOLO 3 - MATERIALI E METODI	19
3.1 METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DELLE CONDIZIONI IDROMORFOLOGICHE DEI CORSI D'ACQUA	19
3.1.1 L'INDICE DI QUALITA' MORFOLOGICA (IQM)	20
3.1.2 MATERALE UTILIZZATO, ANALISI GIS E RILIEVI SUL TERRENO	26
3.2 METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI	27
3.3 CARATTERIZZAZIONE DEI SITI DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI	30
3.4 IL SISTEMA DI VALUTAZIONE BASATO SUGLI ODONATI	31
3.5 INDICI RELATIVI AI BIOINDICATORI PREVISTI DALLA WFD	32
3.6 ANALISI STATISTICHE	33
CAPITOLO 4 - CASI DI STUDIO	35
4.1 SELEZIONE DEI CASI DI STUDIO	35
4.2 INQUADRAMENTO GENERALE DEI CASI DI STUDIO	36

CAPITOLO 5 - RISULTATI.....	39
5.1 CONDIZIONE MORFOLOGICA DEI TRATTI DI STUDIO: APPLICAZIONE DELL'IQM	39
5.2 ODONATI: ASPETTI FAUNISTICI.....	71
5.3 CONFRONTO ED ANALISI DI SIMILARITA' TRA LE METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTI DEGLI ODONATI.....	74
5.4 DEFINIZIONE DEL NUOVO INDICE DI QUALITA' ODONATI - IQO.....	77
5.5 CONDIZIONI ECOLOGICHE DEI TRATTI DI STUDIO: APPLICAZIONE DELL'INDICE IQO.....	86
5.6 CONFRONTO TRA LE CONDIZIONI MORFOLOGICHE ED ECOLOGICHE DEI TRATTI DI STUDIO	97
CAPITOLO 6 - DISCUSSIONE	103
6.1 CONDIZIONI MORFOLOGICHE	103
6.2 ODONATI: ASPETTI FAUNISTICI ED ECOLOGICI.....	104
6.3 CONFRONTO TRA LE DIVERSE METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI	106
6.4 DEFINIZIONE ED APPLICAZIONE DELL'IQO.....	108
6.5 CONFRONTO TRA IQM, IQO E ALTRI BIONDICATORI PREVISTI DALLA WFD	109
CAPITOLO 7 - CONCLUSIONI.....	113
CAPITOLO 8 - BIBLIOGRAFIA.....	115
APPENDICI.....	131
APPENDICE 1 - SCHEDA DI VALUTAZIONE IQM PER ALVEI SEMI- NON CONFINATI	133
APPENDICE 2 - TABELLA DI PRESENZA/ASSENZA DELLE SPECIE DI ODONATI NEI 72 SITI DI CAMPIONAMENTO.....	139
APPENDICE 3 - VARIABILI AMBIENTALI RILEVATE NEI SITI DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI.....	143
APPENDICE 4 - USO DEL SUOLO - SITI DI CAMPIONAMENTO ODONATI	146

RIASSUNTO

I corsi d'acqua sono uno degli ecosistemi maggiormente influenzati dall'impatto antropico. Le alterazioni della morfologia dei corsi d'acqua sono una delle principali cause della degradazione del loro stato ecologico e sono dovute a modifiche a scala di bacino (ad esempio variazioni di uso del suolo), ma anche ad una serie di interventi diretti sul corso d'acqua (ad esempio canalizzazioni, costruzione di dighe, estrazione di sedimenti in alveo). La valutazione dello stato morfologico ed ecologico dei corsi d'acqua riveste dunque un'importanza fondamentale ai fini della gestione e della tutela degli stessi. La Direttiva Quadro Europea Acque 2000/60/CE (*Water Framework Directive* o WFD) è la normativa di riferimento in questo ambito ed ha introdotto la valutazione degli aspetti idromorfologici, oltre a quelli biologici e chimico-fisici, per definire lo stato ecologico dei corsi d'acqua.

Per quanto riguarda invece la valutazione degli aspetti biologici, la WFD prevede l'impiego di organismi acquatici (macroinvertebrati bentonici, diatomee bentoniche, macrofite acquatiche e fauna ittica), che forniscono informazioni sulla qualità delle acque, ma il cui utilizzo esclusivo non sembra garantire una valutazione complessiva della qualità ecologica del corridoio fluviale.

Sulla base di queste considerazioni gli obiettivi della ricerca consistono (i) nell'individuare e testare un bioindicatore per valutare lo stato ecologico del corridoio fluviale, (ii) nel confrontare le condizioni morfologiche ed ecologiche di tratti fluviali con due specifici indici, l'Indice di Qualità Morfologica (IQM) e un indice basato sul bioindicatore prescelto, e (iii) nel confrontare i risultati di questi indici con quelli relativi ai bioindicatori previsti dalla WFD.

Una ricerca bibliografica ha portato alla scelta degli Odonati (Libellule) come bioindicatore per valutare lo stato ecologico del corridoio fluviale. A partire da un sistema di valutazione proposto in Austria (Chovanec & Waringer, 2001) è stato sviluppato un nuovo indice multimetrico, Indice di Qualità Odonati (IQO) basato sull'utilizzo di questo taxon per valutare l'integrità ecologica di tratti fluviali. Questi due indici sono stati applicati su 18 tratti fluviali di sei fiumi alpini (Tagliamento, Brenta, Adige, Chiese, Sesia e Stura di Demonte), scelti per rappresentare differenti condizioni morfologiche, ecologiche e di impatto antropico.

Gli Odonati hanno dimostrato di essere un valido bioindicatore, applicabile nella gran parte delle morfologie fluviali indagate, con l'eccezione di tratti a canali intrecciati dinamici e poco vegetati. L'indice IQO, sia pure testato in un numero ridotto di tratti, si è mostrato capace di registrare l'ampia varietà di condizioni ecologiche presenti nei tratti di studio.

I risultati ottenuti indicano una correlazione significativa tra i valori degli indici IQM ed IQO, a sottolineare l'importanza dei processi geomorfologici quali *driver* fondamentali per il mantenimento di un'elevata diversità di habitat e di specie all'interno del corridoio fluviale. Al contrario non sono risultate correlazioni significative tra gli indici utilizzati (IQM ed IQO) e quelli relativi a macroinvertebrati bentonici e diatomee, bioindicatori previsti dalla WFD. Essi quindi non sembrano adatti a valutare le alterazioni idromorfologiche presenti, ma indicano il livello di inquinamento delle acque. Il presente lavoro indica che l'utilizzo degli Odonati, attraverso il nuovo indice IQO, è un utile strumento sia nella valutazione dello stato ecologico, ad integrazione dei bioindicatori previsti dalla WFD, che per una maggiore comprensione delle relazioni tra aspetti morfologici ed ecologici di un sistema fluviale.

ABSTRACT

River ecosystems are heavily affected by human impact. Channel changes are a major cause of degradation of their ecological status. These changes are due to modifications at catchment scale (e.g. land-use changes) and due to many direct interventions at reach scale (e.g. construction of levees and bank protections, dams and sediment mining). The assessment of river conditions is a crucial issue for their management and protection.

The European Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) introduced the assessment of hydro-morphological elements, in addition to the biological, physical and chemical ones, to define the ecological status of rivers. As far as the biological aspects are concerned, the WFD suggests using aquatic organisms (benthic macro-invertebrates, benthic diatoms, macrophytes and fish fauna) as bioindicators to evaluate the ecological condition of rivers. These organisms provide information on water quality, but not about the hydro-morphological degradation of rivers. Relying only on these does not seem to guarantee an overall assessment of the ecological quality of river corridors.

The research objectives are: (i) to identify and test a bioindicator for assessing the ecological status of river corridors, (ii) to compare the morphological and ecological conditions of river reaches by using two specific indices and (iii) to compare the results of these indices with those related to the bioindicators required by the WFD.

After a preliminary phase of bibliographical research, Odonata (dragonflies) were chosen as bioindicators to assess the ecological status of river corridors. A new multi-metrical index, the Odonata Quality Index (OQI) has been developed, starting from an evaluation system proposed in Austria by Chovanec & Waringer (2001). The OQI index is based on the use of this taxon to evaluate the ecological integrity of river reaches, while the assessment of their morphological status used the Morphological Quality Index (MQI). The case studies are 18 river reaches located along six Alpine rivers (Tagliamento, Brenta, Adige, Chiese, Sesia, Stura di Demonte). These rivers present various morphological and ecological conditions and different degrees of human impact.

Dragonflies were found to be valid bioindicators, applicable in most of the river morphologies, with the exception of braided reaches without vegetation. The index OQI, albeit tested in a limited number of reaches, revealed the different ecological conditions present in the study cases. The results also indicated a significant correlation between the values of the MQI and OQI and demonstrated the importance of river processes as drivers for the maintenance of a high diversity of habitats and species within the river corridor. On the contrary, no significant correlations were found between the indices used (IQM and IQO) and those related to benthic macroinvertebrates and diatoms. These organisms are sensitive to hydromorphological alterations but not to water pollution.

The use of Odonata and of the new index IQO was found to be useful for the assessment of the ecological status of river systems, thus completing the bioindicators commonly used for implementation of WFD, and to have better insights into the relationships between morphological and ecological elements of river systems.

CAPITOLO 1 - INTRODUZIONE

1.1 CONTESTO DELLA RICERCA: L'IMPATTO ANTROPICO SUI CORSI D'ACQUA

Gli ecosistemi fluviali sono uno degli ecosistemi maggiormente influenzati dall'impatto di numerose attività antropiche (Abell, 2002; Tockner *et al.*, 2010), tanto che nella maggior parte delle regioni temperate del pianeta risulta difficile riconoscere quelle che dovrebbero essere le condizioni inalterate, primigenie, di un corso d'acqua (Montgomery, 2008). La condizione attuale è il frutto di una serie di interventi che ha lontane origini storiche, tra i 3000 ed i 300 anni fa, a seconda dei contesti geografici considerati (Downs & Gregory, 2004). Le prime tipologie di interventi consistevano sostanzialmente nella costruzione di una serie di opere per la derivazione ad uso agricolo delle acque, per la difesa dalle piene e per la messa a coltura di terreni. L'impatto umano sui corsi d'acqua è aumentato in maniera esponenziale in seguito alla Rivoluzione industriale, sia in termini quantitativi che qualitativi, grazie alle nuove tecnologie disponibili (Petts, 1989; Downs & Gregory, 2004).

Secondo Vörösmarty *et al.* (2010) le principali pressioni che alterano lo stato dei corsi d'acqua possono essere suddivise e riassunte in quattro categorie:

- modifiche delle condizioni del bacino (variazioni dell'uso del suolo e deforestazione);
- inquinamento (carico organico, metalli pesanti, pesticidi);
- alterazione del regime idrologico ed eccessivo prelievo delle acque stesse (per uso agricolo o idroelettrico);
- impatti dovuti a fattori biologici (specie invasive).

Tali pressioni inoltre agiscono per lo più in maniera contemporanea, dando origine ai cosiddetti *multiple stressors* (Tockner *et al.*, 2010; Vörösmarty *et al.*, 2010) la cui comprensione è una delle maggiori sfide nell'ambito dell'ecologia fluviale. Bisogna inoltre considerare che questi impatti si inseriscono nel contesto del riscaldamento climatico del pianeta, anch'esso causa di intense e complesse modifiche a carico degli ecosistemi acquatici (Fenoglio *et al.*, 2010; Stendera *et al.*, 2012).

Analizzando in maniera più approfondita le pressioni elencate da Vörösmarty *et al.* (2010), si può notare come alcune di esse, inquinamento e fattori biologici, abbiano conseguenze dirette sulle componenti biotiche degli ecosistemi, mentre alterazioni alla scala di bacino, come le variazioni dell'uso del suolo e del regime idrologico, abbiano *in primis* un impatto sulle componenti abiotiche degli ecosistemi, a cui conseguono poi ripercussioni per quelle biotiche.

Le alterazioni della morfologia dei corsi d'acqua sono una delle principali cause della degradazione dello stato ecologico degli stessi: esse sono dovute agli interventi a scala di bacino sopra citati, ma anche ad una serie di interventi diretti sul corso d'acqua, come interventi di canalizzazione, costruzione di argini e difese spondali, costruzione di dighe, estrazione di sedimenti in alveo, taglio e rimozione della vegetazione in alveo e nella fascia perifluviale (Rinaldi *et al.*, 2005; Gurnell *et al.*, 2009a; Ziliani & Surian, 2012).

Le attività antropiche sopra citate si ripercuotono, in una serie di variazioni di tipo altimetrico (incisione o aggradazione), planimetrico (restringimento o allargamento) e di variazione della configurazione complessiva dell'alveo stesso (Kellerhals, 1982; Schumm *et al.*, 1984; Simon, 1989;

Kondolf, 1997). Tali fenomeni si sono verificati in diversi contesti geografici presentando però le medesime caratteristiche (Williams & Wolman, 1984; Wyzga, 1993; Winterbottom, 2000; Liebault & Piegay, 2001; Lu *et al.*, 2007; Hoyle *et al.*, 2008). Risulta inoltre ormai ben documentato come anche la maggior parte dei corsi d'acqua italiani abbia subito, soprattutto a partire dagli anni '50 del secolo scorso, forti fenomeni di incisione dell'alveo, in media nell'ordine di alcuni metri, con punte massime che hanno raggiunto i 10-12 metri, accompagnati da restringimenti dell'alveo generalmente superiori al 50%, con valori massimi pari all'85-90%. (Rinaldi, 2003; Surian & Rinaldi, 2003; Surian *et al.*, 2009a). In diversi tratti si è inoltre osservato un passaggio da configurazioni morfologiche pluricursali a morfologie a canale singolo (Surian & Rinaldi, 2003).

Questi fenomeni comportano gravi ripercussioni sulle condizioni ecologiche del corridoio fluviale, inteso come alveo, piana inondabile e terrazzi recenti, tra le quali vanno ricordate l'alterazione della funzionalità dei processi di continuità laterale dei flussi liquidi e solidi e una più o meno intensa disconnessione dell'alveo dalle aree perifluviali nelle quali si svolgono importanti funzioni morfologiche (laminazione delle portate di piena e conseguente parziale dissipazione dell'energia della corrente, sedimentazione laterale dei sedimenti più fini), idrogeologiche (ricarica delle falde) ed ecologiche (pulsazione delle piene e mantenimento degli habitat ripariali attraverso periodica sommersione) (Bravard *et al.*, 1999; Elozegi *et al.*, 2010; Elozegi & Sabater, 2013).

Nella comunità scientifica risulta dunque ampiamente condiviso il fatto che il buon funzionamento dei processi geomorfologici di un corso d'acqua e il loro mantenimento in condizioni di equilibrio dinamico promuovono spontaneamente la diversità di habitat e la funzionalità degli ecosistemi acquatici e ripariali (Ward *et al.*, 1999; Ward *et al.*, 2002; Garcia *et al.*, 2012), ma emerge al tempo stesso la necessità di arrivare ad una migliore comprensione di quali siano gli aspetti biologici e morfologici più strettamente correlabili tra loro e con lo stato ecologico complessivo di un corso d'acqua (Gurnell *et al.*, 2009b; Kail & Hering, 2009).

1.2 LA GESTIONE DEI CORSI D'ACQUA E LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA ACQUE 2000/60/CE

Rispetto alla gestione dei corsi d'acqua, per tutto il diciannovesimo secolo e per buona parte del ventesimo, la visione dominante è stata del tutto ingegneristica, e basata di fatto sulla convinzione che le capacità tecnologiche potessero risolvere ogni problematica gestionale, dall'approvvigionamento idrico alla difesa delle piene. Il forte peggioramento delle condizioni generali dei corsi d'acqua avvenuto nei decenni tra il 1950 ed il 1970, e l'osservazione che le soluzioni per le sempre crescenti problematiche, non erano affrontabili e sostenibili, anche in termini economici, esclusivamente in maniera ingegneristica, proseguendo senza sosta nell'artificializzazione dei corsi d'acqua, hanno quindi reso evidenti i limiti di tale concezione e contribuito alla maturazione di una nuova visione (Downs & Gregory, 2004). A partire dagli anni '70 del secolo scorso si è quindi sviluppata una crescente attenzione e consapevolezza verso queste tematiche, sia da parte della comunità scientifica, che dell'opinione pubblica e degli amministratori, che ha gettato le basi per una gestione dei corsi d'acqua più sostenibile in termini ambientali, riassumibile nell'espressione "lavorare con il fiume piuttosto che contro di esso" (Winkley, 1972; Downs & Gregory, 2004). Inoltre, nello stesso periodo, sono stati intrapresi i primi progetti di Riquilificazione fluviale o *River Restoration*, termine che indica, secondo la definizione di Bennett

et al., (2011), “un’ampia gamma di azioni intraprese per migliorare la funzionalità, la struttura e l’integrità del corridoio fluviale”.

È in questo contesto di crescente attenzione verso le problematiche ambientali e di maggiore comprensione e considerazione dell’insieme dei processi che interessano l’ambiente fluviale che è stata emanata la Direttiva Europea 2000/06/CE Acque, *Water Framework Directive* o WFD (European Commission, 2000), recepita nella normativa nazionale sulla base del Decreto 152/2006. Questa Direttiva non riguarda solamente i corsi d’acqua, ma tutte le acque superficiali interne, le acque di transizione, le acque costiere e sotterranee. I principali obiettivi della WFD sono:

- impedire l’ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico;
- favorire un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- il raggiungimento entro il 2015 di uno stato ecologico buono per i corpi idrici dei paesi membri dell’Unione Europea.

La WFD definisce inoltre la struttura organizzativa (Distretti di Bacino Idrografico) su cui si deve basare la gestione fluviale ed indica le scale spaziali su cui attuare analisi e valutazioni specifiche. Tra questi ha particolare importanza il corpo idrico, termine che indica un elemento distinto e significativo delle acque superficiali, come ad esempio un tratto fluviale o un lago, ed unità di lavoro e valutazione fondamentale ai fini della WFD.

La valutazione dello stato attuale dei corpi idrici attraverso la definizione del loro stato ecologico, è dunque un aspetto fondamentale all’interno della WFD e presenta delle importanti ricadute gestionali, poiché i corpi idrici che non raggiungeranno un buono stato ecologico entro il 2015 dovrebbero essere sottoposti ad una serie di interventi di miglioramento e recupero ambientale.

Lo stato ecologico dei corpi idrici viene definito sulla base dei seguenti elementi di qualità:

- elementi di qualità biologica (diatomee bentoniche, macrofite acquatiche, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica);
- elementi chimici generali, che comprendono parametri chimici per la valutazione delle condizioni di ossigenazione, termiche, dei nutrienti, di acidificazione e di salinità;
- inquinanti specifici, ovvero le sostanze inquinanti comprese in uno specifico allegato della WFD;
- elementi idromorfologici.

Un aspetto innovativo della WFD è l’introduzione del termine idromorfologia e l’integrazione della sua valutazione, ovvero delle condizioni relative al regime idrologico, al trasporto di sedimenti, alla morfologia dell’alveo ed alla mobilità laterale del corso d’acqua, per la definizione dello stato ecologico dei corsi d’acqua (Rinaldi *et al.*, 2013). A differenza degli altri elementi biologici e chimici, l’idromorfologia entra però ufficialmente nel sistema di classificazione solo per la conferma della classe di stato elevato. La classe di stato ecologico è attribuita al corpo idrico in base al più basso dei valori riscontrati nell’ambito del monitoraggio degli elementi di qualità chimici e

biologici e viene espressa secondo 5 classi di qualità: elevata, buona, sufficiente, scadente o scarsa, pessima o cattiva.

La valutazione degli elementi idromorfologici e di quelli di qualità biologica, i soli di cui ci si occuperà specificatamente nel corso del presente lavoro, viene effettuata attraverso l'utilizzo di specifici indici di cui ogni nazione appartenente all'UE si è dotata. Tali indici presentano delle caratteristiche comuni quali il sistema di classificazione dei risultati, suddiviso in 5 classi di qualità corrispondenti a quelle dello stato ecologico, ed il fatto che la valutazione è espressa come grado di scostamento tra i valori osservati e quelli riferibili a situazioni prossime alla naturalità, in assenza di pressioni antropiche significative. Tali situazioni sono dette condizioni di riferimento o *reference conditions*. Il valore numerico di questi indici è espresso come rapporto di qualità tra i valori osservati e quelli di riferimento.

La definizione della condizioni di riferimento risulta quindi essere uno degli aspetti più critici nella costruzione di un indice biotico o idromorfologico (Stoddard *et al.*, 2006; Pardo *et al.*, 2012): in letteratura sono riportati diversi approcci per affrontare la questione, legati anche alla quantità e qualità dei dati disponibili nell'area geografica ed alla tipologia di indicatore utilizzato. Come riassunto da Nijober *et al.* (2004) e da Birk *et al.* (2012) alcuni autori hanno identificato tra i loro casi di studio dei siti di riferimento (*benchmark*), altri hanno utilizzato un approccio prevalentemente statistico basandosi su dati attuali, altri hanno tenuto in considerazione anche dati derivanti da serie o dati storici per definire la condizione di riferimento. Infine, un'ulteriore possibilità è quella di definire le condizioni di riferimento sulla base di un "giudizio esperto".

Gli indici biologici utilizzati ai fini della WFD devono inoltre essere *type-specific*, ovvero riferiti ad una serie di corsi d'acqua che presentino specifici attributi fisici e morfologici, ad esempio dimensioni e geologia del bacino, dimensioni del corso d'acqua, quota.

Come indicato sopra, gli elementi di qualità biologica previsti dalla WFD per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici sono diatomee bentoniche, macrofite acquatiche, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica. Questi organismi sono stati selezionati per il fatto che sono stati oggetto di una lunga serie di studi e dimostrano di essere buoni indicatori di alcuni impatti comunemente registrati nei corsi d'acqua. In particolare, le diatomee bentoniche (van Dam *et al.*, 1994), le macrofite acquatiche (Schneider *et al.*, 2000) ed i macroinvertebrati bentonici (Statzner *et al.*, 2001) sono sensibili al livello di inquinamento delle acque: le macrofite acquatiche (Schaumburg *et al.*, 2004) ed i macroinvertebrati bentonici (Dolédec *et al.*, 2001) forniscono inoltre indicazioni riguardo alla degradazione generale del corpo idrico. La fauna ittica è invece riconosciuta come indicatore della degradazione degli habitat fluviali (Gorman & Karr, 1978) e delle alterazioni del regime idrologico (Bain *et al.*, 1988).

L'inquinamento chimico ed organico delle acque è stato per diversi decenni, nella seconda metà del secolo scorso, la principale pressione operante sulle comunità biologiche dei corsi d'acqua, ma attualmente, grazie ad una serie di misure di protezione ed a migliori tecniche di depurazione, esso non risulta essere più così impattante, perlomeno in diversi paesi dell'Europa centro-settentrionale (Lorenz *et al.*, 2004). Al contrario, la pressione più comunemente registrata in paesi come Austria, Germania e Danimarca, ma comune anche al resto dei paesi europei, risulta essere l'alterazione delle condizioni idromorfologiche (Lorenz *et al.*, 2004).

Come rispondono quindi gli elementi di qualità biologici previsti dalla WFD e sviluppati in primo luogo per identificare fenomeni di inquinamento delle acque, in relazione alle pressioni idromorfologiche? Hering *et al.* (2006b) e Marzin *et al.* (2012) hanno evidenziato come solamente i

pesci e i macroinvertebrati bentonici risultino sensibili alle degradazione idromorfologica. Tali risultati sono supportati, per quanto riguarda il macrobenthos, da quanto riportato da Balestrini *et al.* (2004), Lorenz *et al.* (2004) e Guareschi *et al.* (2012). In letteratura però sono riportati anche dei risultati opposti, indicanti una debole risposta dei macroinvertebrati bentonici rispetto alle pressioni idromorfologiche (Dahm *et al.*, 2013; Feld *et al.*, 2013). Inoltre, una serie di recenti studi (Jähnig *et al.*, 2009 e 2010; Feld *et al.*, 2011; Haase *et al.*, 2013; Lorenz & Feld, 2013) evidenziano come, in seguito ad interventi di riqualificazione fluviale, i macroinvertebrati bentonici, ma in alcuni casi anche i pesci, non registrino un miglioramento delle condizioni ecologiche. Il quadro relativo alla sensibilità degli indicatori biologici previsti dalla WFD rispetto alle pressioni idromorfologiche risulta dunque essere ancora poco chiaro e tale questione necessita di ulteriori indagini.

Un'ulteriore criticità individuabile nei bioindicatori della WFD è che essi non forniscono specifiche indicazioni sulle condizioni “degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici” (European Commission, 2000). Essi sono organismi strettamente acquatici, con l'eccezione di alcuni taxa (gruppi animali) valutati nel macrobenthos, come ad esempio Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri, che presentano anche fasi vitali esterne all'ambiente acquatico. I siti di campionamento dei bioindicatori della WFD sono localizzati esclusivamente sul canale principale dei corsi d'acqua, il quale rappresenta però solo che una piccola parte, sia in termini spaziali che di diversità di biologica e di habitat, del corridoio fluviale nel suo complesso (Ward *et al.*, 2002). Può dunque l'utilizzo esclusivo di questi bioindicatori garantire una valutazione complessiva della qualità ecologica di un ambiente così complesso e variegato? Tale obiettivo appare conseguibile solo parzialmente, poiché questi bioindicatori non permettono di considerare l'integrità ecologica della fascia perifluviale, delle zone umide ivi presenti, e delle altre aree terrestri, quali isole e barre fluviali. La loro applicazione potrebbe quindi risultare limitante, soprattutto nelle situazioni in cui le aree acquatiche occupano una porzione limitata del corridoio fluviale, come si verifica nei tratti con morfologie d'alveo a canali intrecciati e transizionali.

Oltre a questi limiti nella spazialità della loro applicazione, alcuni studi sottolineano inoltre come nel contesto mediterraneo, soprattutto per i corsi d'acqua con regime intermittente, l'efficienza degli indici biologici basati sui questi bioindicatori mostri diversi limiti (Munnè & Prat, 2011; Dallas, 2012). In particolare Munnè & Prat (2011) riportano come nei corsi d'acqua a carattere temporaneo, Odonati, Coleotteri ed Eterotteri costituiscano la componente più importante della comunità macrobentonica, rispetto ad Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri, su cui si basano alcune metriche utilizzate negli indici di diversi paesi dell'Unione Europea, tra cui anche lo STAR_ICMi utilizzato in Italia.

1.3 OBIETTIVI DELLA RICERCA

Sulla base di quanto esposto nei paragrafi precedenti, emergono due aspetti che meritano un maggiore approfondimento nell'ambito delle ricerche che riguardano l'ambiente fluviale, all'interfaccia tra idromorfologia, geomorfologia ed ecologia fluviale. Il primo riguarda la necessità di aumentare le conoscenze rispetto alle relazioni tra condizioni idromorfologiche ed ecologiche dei corsi d'acqua. Il secondo è costituito invece dai limiti e dalle problematiche dimostrate da parte degli indicatori biologici della WFD nella valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici.

A partire da questi due aspetti si delineano quindi gli obiettivi della presente ricerca, ovvero:

- individuare e testare un taxon da utilizzare quale bioindicatore che permetta una valutazione complessiva dello stato ecologico del corridoio fluviale, ad integrazione dei bioindicatori comunemente utilizzati;
- contribuire a chiarire ed evidenziare le relazioni tra aspetti morfologici ed ecologici che caratterizzano un sistema fluviale, attraverso il confronto di due indici, uno morfologico ed uno ecologico, quest'ultimo basato sul bioindicatore prescelto (si veda il primo obiettivo);
- confrontare i risultati ottenuti con i due indici utilizzati in questa ricerca con quelli ottenuti attraverso l'impiego dei bioindicatori previsti dalla WFD.

Per raggiungere questi obiettivi, la presente ricerca ha indagato sei corsi d'acqua alpini italiani (Tagliamento, Brenta, Adige, Chiese, Sesia, Stura di Demonte) ed in ciascuno di essi sono stati individuati tre tratti di studio.

CAPITOLO 2 - INDIVIDUAZIONE DI UN BIOINDICATORE PER VALUTARE LE CONDIZIONI ECOLOGICHE DEL CORRIDOIO FLUVIALE: GLI ODONATI

Come indicato nel paragrafo 1.3, uno degli obiettivi della presente ricerca è quello di individuare e testare un bioindicatore che permetta una valutazione complessiva dello stato ecologico del corridoio fluviale. Nel primo paragrafo di questo capitolo (2.1) viene definito in maniera più approfondita il concetto di bioindicatore, nelle sue diverse accezioni, e vengono descritte le caratteristiche che deve possedere per svolgere la sua funzione nella maniera più efficace.

Nel paragrafo successivo (2.2) vengono illustrati i risultati della ricerca bibliografica effettuata per individuare il bioindicatore che meglio si prestasse a soddisfare gli obiettivi di questa ricerca. Infine nell'ultimo paragrafo (2.3) vengono presentate le caratteristiche dell'indicatore prescelto, ovvero gli Odonati (Libellule), ed il loro utilizzo nell'ambito della bioindicazione.

2.1 DEFINIZIONE E CARATTERISTICHE DI UN BIOINDICATORE

Il termine bioindicatore viene comunemente utilizzato in un'ampia varietà di contesti e presenta diverse accezioni (McGeoch, 1998). In letteratura sono riportate varie definizioni di bioindicatore: Allaby (1992) lo descrive come “una specie sensibile ad uno più fattori ambientali la cui presenza è indicativa di una condizione o un set di condizioni ambientali”, mentre Landres *et al.* (1988) lo definiscono invece come “una specie le cui caratteristiche (presenza o assenza, densità di popolazione, distribuzione, successo riproduttivo) sono utilizzate quali indici di attributi di altre specie o di condizioni ambientali di interesse che sono troppo difficili, inconvenienti o costosi da misurare”. Entrambe le definizioni sono focalizzate alla scala della specie, ma possono fungere da bioindicatori anche intere comunità di organismi, oppure, in certi casi, anche una porzione di un organismo, come un tessuto o un organo (McGeoch, 1998). Va inoltre ricordato che il significato originale del termine “indicatore biologico” nell'ambito degli ecosistemi acquatici era riferito all'individuazione ed al monitoraggio di modifiche nel biota dovute ad alterazioni dell'ambiente (Wilhm & Dorris, 1968).

Secondo McGeoch (1998) i bioindicatori possono essere suddivisi in tre categorie:

- Bioindicatori ambientali (*environmental indicators*). Una o più specie che rispondono in maniera prevedibile, osservabile e quantificabile a disturbi abiotici dell'ambiente (Hellawell, 1986; Paoletti & Bressan, 1996). Ne sono un esempio i cosiddetti “bioaccumulatori” cioè gli organismi che assumono e accumulano nei loro tessuti sostanze chimiche in modo misurabile.
- Bioindicatori ecologici (*ecological indicators*). Si tratta di un taxon rappresentativo di squilibri all'interno di una comunità, di un habitat o di un ecosistema ed attraverso il quale è possibile valutarne le condizioni (Noss, 1990; Meffe & Carroll, 1994).
- Bioindicatori di biodiversità (*biodiversity indicators*). Essi sono “organismi la cui

biodiversità riflette quella di altri taxa in un habitat o in un set di habitat” (Gaston & Blackburn, 1995; Gaston, 1996) e vengono dunque utilizzati per misurare la biodiversità generale di un ecosistema.

Secondo Andersen (1999) le caratteristiche di un valido bioindicatore ecologico e/o di biodiversità sono le seguenti:

- ricchezza del numero di specie (o altri taxa) e ampia varietà di esigenze ambientali e di habitat;
- stabilità tassonomica;
- possesso di caratteristiche biologiche associabili al parametro ambientale-ecologico da valutare;
- facilità di campionamento e di determinazione degli individui;
- conoscenza degli aspetti biologici, ecologici e di distribuzione geografica.

Nell’ambito della bioindicazione gli invertebrati sono gli organismi più frequentemente utilizzati poiché rivestono un ruolo primario negli ecosistemi (acquatici e terrestri), presentano un elevato numero di specie, che testimonia una grande diversificazione ecologica, ed inoltre alcuni gruppi tassonomici presentano elevate densità, intesa come numero di individui per unità di volume (Mason *et al.*, 2002). Essi si rivelano più utili rispetto ai Vertebrati, poiché generalmente dimostrano una più alta specificità per particolari microambienti (Pearson, 1995; New, 1995).

2.2 REVISIONE BIBLIOGRAFICA DEI BIOINDICATORI UTILIZZATI NELLA VALUTAZIONE DELLE CONDIZIONI ECOLOGICHE DEL CORRIDOIO FLUVIALE

La revisione bibliografica effettuata nella prima fase della presente ricerca ha riguardato i taxa utilizzati, oltre a quelli già previsti dalla WFD, come bioindicatori nel contesto degli ambienti fluviali e delle aree ripariali. Nella tabella 2.1 sono riportati gli indicatori biologici che sono stati individuati in letteratura ed una valutazione del grado con cui essi soddisfano i criteri, riportati nel paragrafo precedente, per essere considerati dei buoni bioindicatori (Andersen, 1999). Tale valutazione non pretende di essere esaustiva, data la complessità della materia (si veda in proposito Innis *et al.*, 2000 e Dziocck *et al.*, 2006), ma vuole comunque fornire un’indicazione sull’applicabilità dei diversi gruppi. Come si può osservare, anche i bioindicatori con la maggiore tradizione di studi, come la vegetazione ripariale, i Carabidi ed i Sirfidi, presentano criticità nelle fasi di campionamento e determinazione, che possono risultare molto complesse ed onerose. Per altri taxa, come Molluschi, Aracnidi, Lepidotteri, Ortotteri e Stafilinidi, mancano inoltre una serie di conoscenze di base legate all’autoecologia ed alla distribuzione delle specie appartenenti a questi gruppi. Il principale ostacolo all’utilizzo del complesso delle “rane verdi” (*Rana synklepton esculenta*) è dovuto invece alla determinazione delle diverse specie, per la cui conferma, risulta spesso necessario effettuare analisi genetiche (Andreani, 2003).

Indicatore	N° specie	Varietà esigenze ambientali	Conoscenza tassonomica	Campionamento	Determinazione	Conoscenze ecologiche e di distribuzione	Presenza metodologia ai fini WFD	Riferimenti bibliografici principali
Vegetazione ripariale	+	+	+	+	-	+	No	Murphy <i>et al.</i> , 1994; Follner & Henle, 2006
Molluschi	+	+	-	-	-	-	No	Reemer <i>et al.</i> , 2005; Foeckler <i>et al.</i> , 2006
Aranei	+	-	-	-	-	-	No	Paetzold <i>et al.</i> , 2008
Odonati	+	+	+	+	+	+	Si	Chovanec & Waringer, 2001; Simaika & Samways, 2009
Ortotteri	+	-	+	+	-	+	No	Reich, 1991; Reemer <i>et al.</i> , 2005
Lepidotteri	+	+	-	+	-	-	No	Nelson & Andersen, 1994
Sirfidi	+	+	+	+	-	+	No	Speight & Castella, 2001; Reemer <i>et al.</i> , 2005
Stafilinidi	+	-	-	+	-	-	No	Paetzold <i>et al.</i> , 2008
Carabidi	+	-	+	+	+	+	No	Boscaini <i>et al.</i> , 2000; Van Looy <i>et al.</i> , 2005
“Rane verdi”	-	-	+	+	-	+	No	Andreani, 2003

Tabella 2.1 - Indicatori biologici utilizzati nell’ambito fluviale e valutazione del grado con cui soddisfano i criteri per l’utilizzo di un bioindicatore (Andersen,1999). Il simbolo + rappresenta una valutazione positiva, il simbolo - una valutazione negativa. Le voci Campionamento e Determinazione tengono conto della loro efficacia ed efficienza.

Gli Odonati, comunemente conosciuti con il termine di Libellule, sono l'unico tra i taxa esaminati che non presenta criticità rilevanti rispetto ai criteri elencati da Andersen (1999). Le conoscenze relative alla loro autoecologia ed alla loro distribuzione geografica sono infatti consolidate, presentano una buona ricchezza di specie, un'estesa varietà di esigenze ambientali e sono relativamente facili da campionare e identificare (Chovanec & Waringer, 2001; Corbet, 2004). Diversi studi hanno inoltre dimostrato una forte correlazione tra gli Odonati e tra alcune componenti degli habitat, in particolare la vegetazione acquatica e ripariale (Buchwald, 1992; Sahlén & Ekestubbe, 2001; Lee Foote & Rice Hornung, 2005; Rensburg & Turner, 2009), e la tassonomia di questo taxon risulta essere relativamente stabile (Corbet, 2004). Un ulteriore elemento che ha contribuito alla scelta degli Odonati per questa ricerca, è il fatto che sono l'unico tra i bioindicatori valutati per cui è presente una metodologia di valutazione delle condizioni corsi d'acqua, sviluppata in conformità a quanto richiesto dalla WFD (Chovanec & Waringer, 2001).

2.3 ODONATI: CARATTERISTICHE GENERALI ED UTILIZZO COME BIOINDICATORI

Gli Odonati sono un ordine di Insetti emimetaboli, presenti in tutti i continenti, con l'eccezione dell'Antartide, e raggiungono la maggiore diversità nelle regioni equatoriali e tropicali (Kalkman *et al.*, 2008). Complessivamente, ad oggi, sono conosciute 5680 specie (Kalkman *et al.*, 2008), mentre in Italia sono presenti 93 specie, appartenenti a nove famiglie, quattro di Zigofteri (Calopterygidae, Coenagrionidae, Lestidae e Platycnemididae) e cinque di Anisotteri (Aeshnidae, Cordulegastridae, Corduliidae, Gomphidae e Libellulidae).

Morfologicamente sono caratterizzati da un capo largo, con occhi molto grandi, da ali membranose con un'estesa venulazione, da un addome allungato e da una colorazione del corpo e delle ali spesso vivace ed intensa (Carchini, 1983). L'ordine è costituito da due sottordini principali, gli Zigofteri e gli Anisotteri, oltre che dal sottordine degli Anisozigofteri, il quale conta però di sole 2 specie, entrambe asiatiche. Gli Anisotteri adulti sono caratterizzati da dimensioni corporee maggiori rispetto agli Zigofteri e dal fatto che le ali sono tenute aperte in posizione di riposo (Dijkstra, 2006) (figura 2.1). Allo stadio larvale gli Anisotteri presentano invece un addome corto, di forma ovoidale ed appiattito dorsoventralmente, e branchie rettili (Carchini, 1983).



Figura 2.1 - Esemplare maschio di *Sympetrum pedemontanum* (Anisotteri).

Gli Zigaretteri adulti sono caratterizzati da un addome sottile ed allungato, dimensioni corporee inferiori a quelle degli Anisotteri, e dal fatto che le ali in posizione di riposo sono mantenute generalmente chiuse sopra l'addome (figura 2.2). Le larve degli Zigaretteri presentano invece una struttura corporea allungata e lamellari branchiali esterne (Carchini, 1983).



Figura 2.2 - Tandem e ovodeposizione di *Coenagrion puella* (Zigaretteri).

Gli Odonati sono caratterizzati da un ciclo vitale anfibio, con la fase larvale trascorsa in acqua e gli adulti volatori che frequentano invece le aree circostanti, per ritornare poi a riprodursi nei corpi idrici (Corbet, 2004). Le uova vengono deposte direttamente in acqua o in tessuti della vegetazione acquatica o ripariale. Le larve si sviluppano attraverso una dozzina di mute, e questa fase può durare da qualche mese, per alcune specie di Zigaretteri, fino a 5-7 anni per alcune specie di Anisotteri in aree montane (Corbet, 2004). Una volta terminata la fase larvale l'individuo esce dall'acqua posizionandosi su fusti di vegetazione emergente o su substrato emerso, ed in un intervallo di tempo abbastanza breve l'esemplare adulto fuoriesce da una fenditura mediotoracica dorsale della cuticola larvale (Corbet, 2004). Questa cuticola, una volta abbandonata, prende il nome di exuvia.

Gli Odonati sono predatori in entrambe le fasi del ciclo vitale e si riproducono in una grande varietà di ambienti, sia lenticici che lotici, come pozze, stagni, laghi, torbiere, canali, torrenti e corsi d'acqua di grandi dimensioni risultando assenti sostanzialmente solo dai torrenti montani con corrente elevata e basse temperature delle acque (Dijkstra, 2006). Molte specie presentano poi esigenze ambientali specifiche e sono presenti solo in habitat con determinate caratteristiche. Grazie alle ottime abilità di volo, proprie soprattutto degli Anisotteri, gli Odonati posseggono inoltre un'elevata capacità di dispersione (Chovanec & Waringer, 2001).

Sulla base di queste caratteristiche autoecologiche gli Odonati forniscono dunque informazioni sia sulle condizioni dei corpi idrici in cui si riproducono, che sull'ambiente terrestre circostante (Clark & Samways, 1996; Samways & Steytler, 1996; Carchini *et al.*, 2003; Silva de Paiva *et al.*, 2010). Come anticipato nel paragrafo precedente, la vegetazione, sia acquatica che ripariale, è uno dei fattori ambientali che influenza maggiormente le comunità degli Odonati (Buchwald, 1992; Sahlén & Ekestubbe, 2001; Müller *et al.*, 2003; Lee Foote & Rice Hornung, 2005; Butler & deMaynadier, 2008; Remsburg & Turner, 2009; Magoba & Samways, 2010), insieme alle condizioni idrologiche dei siti di riproduzione (Castella, 1987; Schindler *et al.*, 2003; Chovanec & Waringer, 2004; Hardersen, 2008).

Nell'ambito della bioindicazione gli Odonati sono utilizzati come indicatori di integrità ecologica, ovvero bioindicatori ecologici *sensu* McGeogh (1998) (Chovanec & Waringer, 2001; Smith *et al.*,

2007; Silva de Paiva *et al.*, 2010 Simaika & Samways; 2011), bioindicatori ambientali *sensu* McGeogh (1998) (Hardersen, 2000; Nummelin, 2007), bioindicatori di biodiversità *sensu* McGeogh (1998) (Briers & Biggs, 2003; Simaika & Samways; 2009). A partire dall'inizio dello scorso decennio sono stati inoltre sviluppati alcuni indici e metodologie per valutare le condizioni ambientali di corsi d'acqua e zone umide basandosi sul campionamento di questi organismi:

- il sistema di valutazione basato sull'*Odonate Habitat Index* (OHI) per valutare l'integrità ecologica del corridoio fluviale in corsi d'acqua austriaci ai fini della WFD (Chovanec & Waringer, 2001);
- il *Dragonfly Biotic Index* (DBI), indice di biodiversità ed integrità ecologica applicato in corsi d'acqua sudafricani ed in piccole zone umide europee (Simaika & Samways, 2009);
- l'*Habitat Condition Score* (HSC), un'estensione del DBI (Simaika & Samways, 2012);
- l'*Odonata Index of Wetland Integrity* (OIWI), indice per valutare l'integrità ecologica di zone umide negli Stati Uniti orientali (Rhode Island) (Kutcher & Bried, 2014).

CAPITOLO 3 - MATERIALI E METODI

3.1 METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DELLE CONDIZIONI IDROMORFOLOGICHE DEI CORSI D'ACQUA

Nel corso degli ultimi anni sono stati sviluppati diversi metodi per valutare le condizioni morfologiche dei corsi d'acqua, sulla base anche di quanto richiesto da parte della WFD, che, come indicato al paragrafo 1.2, ha introdotto il termine idromorfologia e la sua valutazione ai fini della definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua (Rinaldi *et al.*, 2013).

La maggior parte di questi metodi, che prendono il nome di “rilievo degli habitat fluviali” (*river habitat survey*), si basa sul censimento degli habitat fisici e della diversità di forme fluviali, e la loro applicazione è diffusa in diversi paesi europei tra cui Regno Unito (*River Habitat Survey* - RHS; Raven *et al.*, 1997), Francia (*Physical S.E.Q.*; AE, 1998) e Germania (Lawa, 2000). In Italia è stato inoltre proposto un adattamento del RHS, il metodo “Caravaggio” (Buffagni *et al.*, 2005). Tali metodi presentano però alcuni limiti significativi, in particolare la scala spaziale di analisi è quella del sito, dell'ordine di grandezza di alcune centinaia di metri, generalmente inadeguata per descrivere le alterazioni morfologiche di un corso d'acqua e comprenderne le cause. Tali metodi prevedono inoltre un'applicazione limitata di metodi di indagine largamente impiegati nelle analisi geomorfologiche, come l'utilizzo dei *Geographic Information Systems* (GIS) e di tecniche di telerilevamento, che permettono analisi spaziali ad una scala più ampia. In questi metodi inoltre si adottano “condizioni di riferimento” statiche, basate principalmente sulle forme e non sui processi che interessano il corso d'acqua.

Per ovviare a questi limiti sono state sviluppate delle metodologie con un approccio geomorfologico più marcato e caratterizzate da una maggiore considerazione dei processi fisici e delle scale spaziali e temporali in cui questi processi operano. A questo tipo di metodologie appartengono il *River Styles Framework* sviluppato in Australia da Brierley & Fryirs (2005), lo spagnolo *Indice Hydrogeomorfologico* - IHG (Ollero *et al.*, 2007 e 2011), il francese *Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau* (SYRAH) (Chandesris *et al.*, 2008) e le metodologie proposte da Wyzga *et al.* (2010 e 2012). Tali metodologie costituiscono validi strumenti, ma nessuna di esse soddisfa appieno le condizioni per l'applicazione di quanto richiesto dalla WFD nei corsi d'acqua italiani, ovvero una valutazione quantitativa delle condizioni morfologiche, una applicazione da parte di enti competenti, come le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), e che il metodo sia applicabile nel contesto molto diversificato, in termini di condizioni naturali e di impatto antropico, com'è quello dei corsi d'acqua italiani (Rinaldi *et al.*, 2013).

Nel nostro paese è stata dunque recentemente sviluppata una nuova metodologia per la valutazione delle condizioni idromorfologiche dei corsi d'acqua denominata IDRAIM (sistema di valutazione IDRomologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua), nella quale l'Indice di Qualità Morfologica (IQM) rappresenta lo strumento per valutare le condizioni morfologiche attuali di un corso d'acqua (Rinaldi *et al.*, 2011). Le condizioni idrologiche, ossia l'alterazione del regime idrologico, viene invece valutata attraverso un altro indice, l'Indice di Alterazione Idrologica (IARI), sviluppato da ISPRA (2011). La modifica apportata con il decreto dell'8 novembre 2010 al Decreto Legislativo 152/2006 (MATTM, 2006 e 2010) ha inoltre stabilito l'utilizzo di IDRAIM

quale metodologia ufficiale per la valutazione delle condizioni idromorfologiche dei corsi d'acqua nel territorio nazionale.

3.1.1 L'INDICE DI QUALITÀ MORFOLOGICA (IQM)

Nel corso di questa ricerca è stato utilizzato l'Indice di Qualità Morfologica - IQM, per valutare le condizioni morfologiche dei tratti fluviali esaminati. La metodologia e gli aspetti legati alla sua applicazione sono descritti nel "Manuale tecnico - operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua" (Rinaldi *et al.*, 2011). Le principali caratteristiche e le metodologie di analisi impiegate nell'IQM (Rinaldi *et al.*, 2011; Rinaldi *et al.*, 2013) sono di seguito sintetizzate.

- L'indice si basa sulla considerazione dei processi geomorfologici che interessano i corsi d'acqua (ad esempio continuità nel flusso di sedimenti e materiale legnoso, erosione spondale, mobilità laterale e variazioni morfologiche) piuttosto che sulla semplice osservazione delle forme fluviali.
- Vengono considerate diverse scale, sia spaziali, da quella del bacino idrografico fino a quella del sito, con un approccio di suddivisione gerarchica (*hierarchical nested approach*, Brierley & Fryirs, 2005), che temporali, a seconda degli aspetti analizzati.
- Le condizioni di riferimento, definite principalmente sulla base di un "giudizio esperto", non consistono in una visione "statica", ma "dinamica" del corso d'acqua, considerando quindi il concetto di traiettoria evolutiva. Un'importante implicazione di tale concetto è che la condizione di riferimento in un determinato tratto non corrisponde ad una specifica configurazione morfologica. In particolare, articolando la valutazione dello stato attuale in tre componenti, funzionalità, artificialità e variazioni morfologiche, come esplicitato più avanti, lo stato di riferimento viene ad identificarsi con le condizioni di piena funzionalità dei processi che caratterizzano una determinata morfologia fluviale (condizione di equilibrio dinamico), assenza o presenza molto limitata di artificialità ed assenza di instabilità geomorfologica del corso d'acqua nell'arco temporale degli ultimi 50 - 100 anni (Rinaldi *et al.*, 2013).
- Le metodologie di indagine si basano principalmente su un approccio integrato di analisi GIS di dati telerilevati e rilevamenti sul terreno.
- La metodologia, sviluppata per essere utilizzata su larga scala anche da enti ed agenzie ambientali, come le ARPA, pur mantenendo robustezza e rigore scientifico, è relativamente semplice e poco onerosa in termini temporali ed economici.

Complessivamente, l'analisi morfologica prevista in IDRAIM comprende tre fasi: l'inquadramento generale del corso d'acqua e la classificazione morfologica dei tratti, la valutazione dello stato

attuale, il monitoraggio. In questo studio l'obiettivo è la valutazione dello stato attuale dei corsi d'acqua, pertanto saranno trattate ed applicate soltanto le prime due fasi.

Nell'inquadramento e la classificazione iniziale, sono delineati i caratteri principali di un corso d'acqua all'interno di un bacino permettendo una prima suddivisione dello stesso in segmenti e tratti omogenei. Questa prima fase viene svolta prevalentemente in ambiente GIS e può, a sua volta, essere suddivisa in quattro *step*:

1. inquadramento e definizione delle unità fisiografiche e dei segmenti;
2. definizione del confinamento;
3. definizione della morfologia dell'alveo;
4. suddivisione finale in tratti omogenei.

Il primo *step* consiste nel descrivere l'ambiente fisico del bacino nel quale si trova inserito il corso d'acqua, tenendo conto degli aspetti geologici, geomorfologici, di uso del suolo e del clima, ed effettuare una suddivisione del bacino in macro-aree dette unità fisiografiche e del corso d'acqua in segmenti, derivanti dall'intersezione di quest'ultimo con i limiti delle unità fisiografiche.

Il secondo *step* riguarda la caratterizzazione delle condizioni di confinamento del corso d'acqua, dovute alla presenza di versanti e terrazzi antichi. Le classi di confinamento sono tre: alveo confinato, semi-confinato e non confinato. La loro definizione avviene sulla base dei valori del grado di confinamento (G_c), valore corrispondente alla percentuale di lunghezza del corso d'acqua con sponde a contatto con versanti o terrazzi antichi (Brierley & Fryirs, 2005), e dell'indice di confinamento (I_c) definito come il rapporto tra larghezza della pianura (comprensiva dell'alveo) e larghezza dell'alveo, come indicato nella tabella 3.1. Attraverso questo *step* si ottiene una prima suddivisione dei segmenti in tratti.

CLASSE DI CONFINAMENTO	DESCRIZIONE
<i>Confinati</i>	Tutti i casi con grado di confinamento $> 90\%$
	Grado di confinamento compreso tra 10% e 90% e indice di confinamento ≤ 1.5
<i>Semiconfinati</i>	Grado di confinamento compreso tra 10% e 90% e indice di confinamento > 1.5
	Grado di confinamento $< 10\%$ e indice di confinamento $\leq n$
<i>Non confinati</i>	Grado di confinamento $< 10\%$ e indice di confinamento $> n$

Tabella 3.1 - Definizione delle classi di confinamento sulla base del grado e dell'indice di confinamento (da Rinaldi *et al.*, 2011).

Il terzo *step* consiste nella definizione della morfologia dell'alveo. Gli alvei alluvionali, in condizioni di confinamento parziale o assente, vengono classificati in sette morfologie: a canali intrecciati (o *braided*), anastomizzato, *wandering*, sinuoso a barre alternate, rettilineo, sinuoso o meandriforme (figura 3.1). Per tale classificazione si utilizzano gli indici di sinuosità, intrecciamento ed anastomizzazione. L'indice di sinuosità (I_s) si definisce come il rapporto tra lunghezza misurata lungo il corso d'acqua (l_a) e lunghezza misurata per lo stesso tratto seguendo la direzione del tracciato planimetrico complessivo del corso d'acqua. L'indice di intrecciamento (I_i)

come il numero di canali attivi separati da barre. mentrel'indice di anastomizzazione (Ia) come il numero di canali attivi separati da isole fluviali.

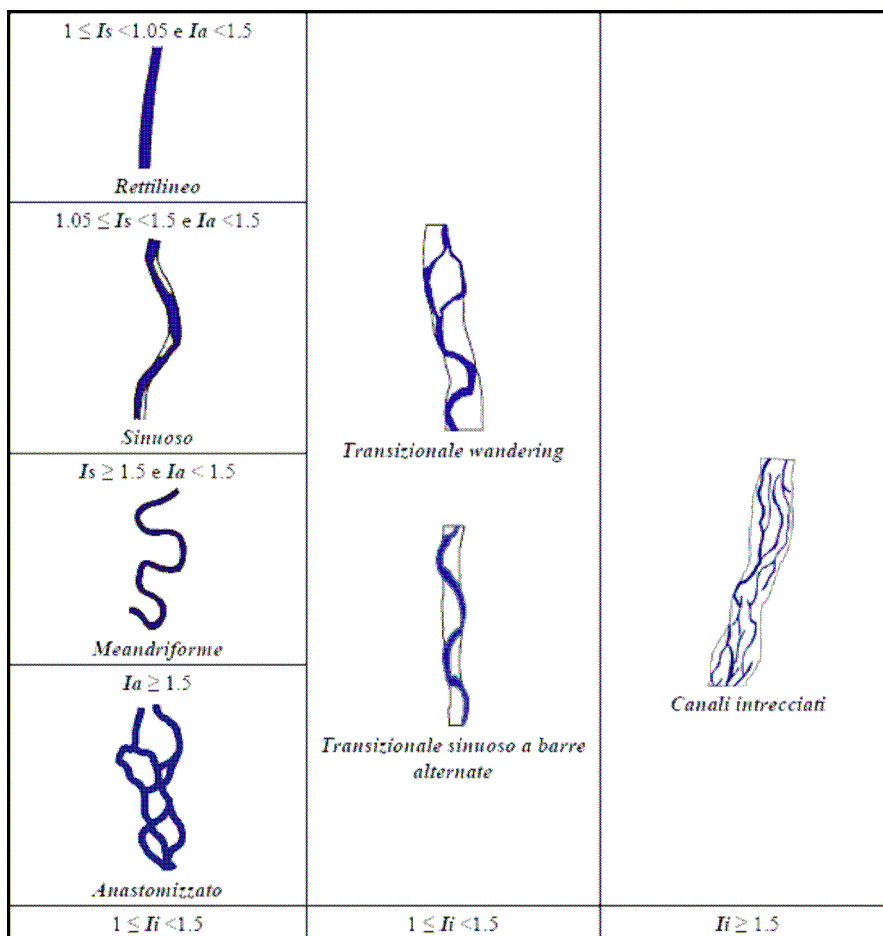


Figura 3.1 - Schema delle morfologie fluviali e dei relativi campi di variabilità degli indici morfologici planimetrici. (da Rinaldi *et al.*, 2011).

Nel quarto *step* si considerano ulteriori discontinuità per suddividere i tratti in maniera ancor più omogenea. Gli elementi presi in considerazione in questo *step* sono: discontinuità nel profilo longitudinale del fondo, discontinuità idrologiche (ad esempio presenza di affluenti di grandi dimensioni), elementi artificiali come dighe e traverse, variazioni delle dimensioni della pianura e/o del confinamento, variazioni della larghezza dell'alveo, variazioni della granulometria dei sedimenti (Rinaldi *et al.*, 2011).

Il risultato finale di questa prima fase di inquadramento e classificazione iniziale è la suddivisione in tratti omogenei per morfologia, confinamento ed idrologia. I tratti così definiti presentano una lunghezza di alcuni chilometri e rappresentano l'unità spaziale di riferimento per la successiva fase di valutazione dello stato attuale.

Nel corso di questo studio non è stata effettuata una suddivisione in tratti degli interi corsi d'acqua esaminati, perché, come spigato nel paragrafo 4.1, il disegno della ricerca ha previsto di esaminare solo tre tratti per ogni fiume e tale operazione non era quindi necessaria. Le analisi relative al primo *step* (inquadramento e definizione delle unità fisiografiche e dei segmenti) sono state dunque effettuate solo in relazione alle unità fisiografiche in cui ricadevano i tratti di studio, mentre quelle relative agli *step* due e tre (definizione del confinamento; definizione della morfologia dell'alveo)

sono state condotte solamente per i tratti di studio individuati sulla base dei criteri sopra elencati per il quarto *step* (suddivisione finale in tratti omogenei).

La valutazione dello stato attuale dei tratti avviene sulla base di tre componenti che concorrono a definire l'IQM (Rinaldi *et al.*, 2011):

- funzionalità geomorfologica: ovvero osservazione delle forme e dei processi del corso d'acqua nelle condizioni attuali e confronto con le forme ed i processi attesi per la tipologia fluviale del tratto esaminato;
- artificialità: presenza, frequenza e continuità delle opere e degli interventi antropici, sia a scala di bacino che di tratto, che possono avere effetti sui vari aspetti morfologici considerati;
- variazioni morfologiche: vengono valutate le variazioni morfologiche recenti (con particolare riferimento, per le variazioni planimetriche, agli ultimi 50-60 anni) al fine di verificare eventuali condizioni di instabilità del corso d'acqua.

A ciascuna componente è riferito un certo numero di indicatori, elencati nella seguente tabella 3.2.

SIGLA	INDICATORE	CAMPO DI APPLICAZIONE
Funzionalità		
F1	Continuità longitudinale nel flusso di sedimenti e materiale legnoso	Tutti
F2	Presenza di piana inondabile	Solo SC/NC
F3	Connessione tra versanti e corso d'acqua	Solo C
F4	Processi di arretramento delle sponde	Solo SC/NC
F5	Presenza di una fascia potenzialmente erodibile	Solo SC/NC
F6	Morfologia del fondo e pendenza della valle	Solo C
F7	Forme e processi tipici della configurazione morfologica	SC/NC: tutti; C: solo CI/W
F8	Presenza di forme tipiche di pianura	Solo SC/NC meandriiformi in ambito fisiografico di pianura
F9	Variabilità della sezione	Tutti
F10	Struttura del substrato	Tutti
F11	Presenza di materiale legnoso di grandi dimensioni	Tutti
F12	Ampiezza delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale	Tutti
F13	Estensione lineare delle formazioni funzionali lungo le sponde	Tutti

Tabella 3.2 (prosegue)

SIGLA	INDICATORE	CAMPO DI APPLICAZIONE
Artificialità		
A1	Opere di alterazione delle portate liquide a monte	Tutti
A2	Opere di alterazione delle portate solide a monte	Tutti
A3	Opere di alterazione delle portate liquide nel tratto	Tutti
A4	Opere di alterazione delle portate solide nel tratto	Tutti
A5	Opere di attraversamento	Tutti
A6	Difese di sponda	Tutti
A7	Arginature	Solo SC/NC
A8	Variazioni artificiali di tracciato	Solo SC/NC
A9	Altre opere di consolidamento e/o di alterazione del substrato	Tutti
A10	Rimozione di sedimenti	Tutti
A11	Rimozione di materiale legnoso	Tutti
A12	Taglio della vegetazione in fascia perifluviale	Tutti
Variazioni morfologiche		
V1	Variazione della configurazione morfologica	Solo G
V2	Variazioni di larghezza	Solo G
V3	Variazioni altimetriche	Solo G

Tabella 3.2 - Lista degli indicatori e relativi campi di applicazione. (Alcuni indicatori non si valutano per qualche sottocaso specificato nelle schede). C: confinati; SC: semiconfinati; NC: non confinati; CI/W: canali intrecciati e *wandering*; G: grandi (Larghezza alveo > 30 m). (Rinaldi *et al.*, 2011, modif.).

Va sottolineato che il set degli indicatori utilizzati nella valutazione di tratti semi- e non confinati differisce in parte da quello per la valutazione dei tratti confinati, ed è per questo motivo che sono presenti due schede di valutazione separate per l'applicazione dell'IQM. La scheda relativa agli alvei semi- e non confinati è riportata nell'Appendice 1, mentre non è riportata quella relativa ai confinati in quanto i tratti analizzati nel presente studio non ricadono in questa categoria. Nella valutazione di tratti semi- o non confinati il numero di indicatori utilizzati è pari a ventisei.

Alcuni indicatori possono non essere applicati, in base a determinate condizioni: un esempio è il caso dell'indicatore F10 (Struttura del substrato) che non viene valutato nel caso di alvei a fondo sabbioso. Inoltre gli indicatori relativi alle variazioni morfologiche vengono applicati solo nei corsi

d'acqua di grandi dimensioni, ossia con una larghezza dell'alveo maggiore di 30 metri, o che presentavano queste dimensioni nel 1954-55, data del volo GAI IGM rispetto alla quale si valuta l'indicatore V2 (Variazioni di larghezza).

Come anticipato precedentemente la maggior parte degli indicatori vengono valutati attraverso l'impiego integrato di analisi GIS da immagini telerilevate e di specifici rilevamenti sul terreno. Per la valutazione di alcuni indicatori, quali ad esempio A1 (Opere di alterazione delle portate liquide a monte), A2 (Opere di alterazione delle portate solide a monte), A10 (Rimozione di sedimenti), A11 (Rimozione di materiale legnoso), risultano però estremamente utili dati ed informazioni disponibili presso enti o attraverso la consultazione di "catasti delle opere idrauliche".

Per ogni indicatore la metodologia prevede definite generalmente tre classi (raramente due o più di tre classi) che esprimono il grado di scostamento rispetto alla condizione di riferimento per quell'indicatore: la classe A è associata ad uno scostamento nullo (assenza di alterazioni) mentre la classe C è associata al massimo scostamento (massima alterazione), con la classe B che rappresenta una condizione intermedia. Alla classe A viene sempre assegnato un punteggio pari a 0, mentre per le altre classi il punteggio varia in relazione all'importanza dell'indicatore ed alla conseguente gravità della sua alterazione. Ad esempio l'indicatore A2 (Opere di alterazione delle portate solide a monte), in caso di massimo scostamento (risposta C2) determina una penalizzazione di 12 punti, mentre l'indicatore A5 (Opere di attraversamento) in caso di risposta C determina una penalizzazione di soli 3 punti.

Bisogna inoltre ricordare che per alcuni indicatori di artificialità, A4 (Opere di alterazione delle portate solide nel tratto), A6 (Difese di sponda), A7 (Arginature), A9 (Altre opere di consolidamento e/o alterazione del substrato), sono previste delle penalità aggiuntive, qualora la frequenza di tali opere sia molto elevata all'interno del tratto.

Sommando i punteggi di tutti gli indicatori si ottiene il valore di "Scostamento totale" del tratto, che, diviso per il valore dello "Scostamento massimo" del tratto (somma dei punteggi di tutti gli indicatori con massima alterazione), fornisce l'Indice di Alterazione Morfologica (IAM), che varia da 1 (massima alterazione) a 0 (assenza di alterazione).

L'Indice di Qualità Morfologica viene quindi calcolato secondo la seguente formula:

$$IQM = 1 - IAM.$$

L'IQM assume valori compresi tra 0 e 1, dove 0 rappresenta le condizioni di completa alterazione e 1 coincide con le condizioni di riferimento. In base al punteggio dell'IQM è infine possibile stabilire la classe di qualità morfologica del tratto fluviale. Le soglie per l'attribuzione della classe di qualità sono indicate nella tabella 3.3.

Oltre al valore dell'IQM, possono inoltre essere calcolati i valori di diversi sub-indici, derivati dall'aggregazione di determinati indicatori. Si possono individuare tre sub-indici "verticali", corrispondenti alle categorie analizzate: funzionalità, artificialità e variazioni morfologiche, che restituiscono il valore di alterazione del tratto per ogni singola categoria. È possibile inoltre calcolare dei sub-indici "orizzontali", che raggruppano indicatori appartenenti a più di una delle categorie sopra elencate ed esprimono le condizioni di aspetti specifici quali la continuità (laterale e/o longitudinale), la morfologia e la vegetazione (Rinaldi *et al.*, 2011). L'utilizzo dei sub-indici permette di identificare in modo più chiaro le criticità, e di contro gli aspetti che concorrono a determinare la qualità morfologica, di ciascun tratto.

Nel corso delle analisi compiute in questo studio sono stati presi in considerazione i tre sub-indici “verticali” e due sub-indici “orizzontali”, quello di continuità laterale e quello di vegetazione.

IQM	CLASSE DI QUALITÀ
$0.0 \leq \text{IQM} < 0.3$	<i>Pessimo o Cattivo</i>
$0.3 \leq \text{IQM} < 0.5$	<i>Scadente o Scarso</i>
$0.5 \leq \text{IQM} < 0.7$	<i>Moderato o Sufficiente</i>
$0.7 \leq \text{IQM} < 0.85$	<i>Buono</i>
$0.85 \leq \text{IQM} < 1.0$	<i>Elevato</i>

Tabella 3.3 - Valori dell’IQM e corrispondenti classi di qualità morfologica (da Rinaldi *et al.*, 2011).

3.1.2 MATERALE UTILIZZATO, ANALISI GIS E RILIEVI SUL TERRENO

Ai fini del calcolo dell’IQM, nell’ambito delle analisi in ambiente GIS (*software* ArcGis 10) sono stati utilizzati i seguenti materiali:

- Sezioni della Carta Tecnica Regionale (CTR) (regioni Piemonte, Lombardia, Veneto, Friuli Venezia Giulia) e della Carta Tecnica Provinciale (CTP) (Provincia Autonoma di Trento) in formato digitale alla scala 1:10000.
- Ortofoto 2006-2007 relative ai tratti localizzati lungo i fiumi Stura di Demonte, Sesia, Chiese, Adige e Brenta, foto aeree 2009 per i tratti localizzati sul Fiume Tagliamento.
- Foto aeree del volo IGM GAI 1954-55 in scala 1:66000 e 1:33000 relative ai tratti di studio.

Per ogni tratto di studio sono stati quindi digitalizzati i seguenti elementi (“*layer*”):

- limiti del tratto;
- limiti della pianura;
- sezioni per il calcolo dell’indice di confinamento;
- limiti dell’alveo nelle ortofoto e foto aeree recenti (2006-07 e 2009);
- limiti dell’alveo nelle foto del volo IGM GAI 1954-55;
- asse dell’alveo (estratto con il *software* Idrisi) attuale e degli anni ’50;
- sezioni per il calcolo dell’indice di intrecciamento;
- difese di sponda e pennelli;
- arginature;
- traverse;
- opere di consolidamento del substrato (soglie e rampe).

Nel corso dei rilievi sul campo sono state effettuate principalmente le seguenti osservazioni/misure: misure per valutare dislivelli altimetrici tra superfici omologhe (ad esempio tra piana inondabile e terrazzi recenti); valutazioni qualitative sul substrato e sulla vegetazione della fascia perfluviale; rilevamento e posizione di opere (difese di sponda, arginature, pennelli, soglie e rampe) che non era

stato possibile individuare nella cartografia e nelle immagini aeree; verifica dei limiti di superfici, come la piana inondabile, precedentemente delimitate in ambiente GIS.

I materiali utilizzati durante i rilievi di campo sono stati i seguenti:

- livelletta (“hand level”)
- metro di legno “a stecche”;
- GPS palmare
- fotocamera digitale;
- materiale cartaceo: la scheda di valutazione dello stato morfologico dei corsi d’acqua e le stampe delle ortofoto recenti e della/delle sezioni CTR (o CTP) relative al tratto di studio ed all’area circostante.

I rilievi sul campo relativi ai tratti localizzati sui fiumi Adige, Brenta e Tagliamento sono stati effettuati nel corso del 2011, mentre quelli relativi ai tratti localizzati sui fiumi Chiese, Sesia e Stura di Demonte negli anni 2012 e 2013. Per ogni tratto di studio il rilievo di campo si è svolto generalmente nel corso di una giornata.

Come indicato nel paragrafo precedente, la valutazione di alcuni indicatori ha richiesto inoltre la consultazione dei “catasti delle opere idrauliche” consultabili *on-line* nel caso di alcune regioni, Friuli Venezia Giulia e Lombardia, o qualora questo non fosse possibile, attraverso la richiesta diretta di informazioni agli enti territorialmente competenti, come ARPA ed uffici delle Regioni.

3.2 METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI

I campionamenti degli Odonati sono stati effettuati tra il 3 maggio ed il 6 ottobre 2011, per quanto riguarda i tratti di studio localizzati sui fiumi Adige, Brenta e Tagliamento, e tra il 3 maggio e l’11 ottobre 2012, per quelli localizzati sui fiumi Chiese, Sesia e Stura di Demonte.

All’interno di ciascun tratto di studio sono stati individuati quattro siti di campionamento, rappresentativi dei diversi habitat acquatici presenti nel corridoio fluviale. Almeno un sito sul canale principale del corso d’acqua è stato sempre considerato, mentre, se presenti, sono stati campionati siti localizzati su canali secondari, *non-flowing channels* (definibili come porzioni collegate ad un canale principale o secondario ma con corrente praticamente assente), pozze e stagni nella piana inondabile o nei terrazzi recenti. Per i siti localizzati lungo un canale principale, secondario o un *non-flowing channel* si è stabilito a priori che avessero una lunghezza di 100 metri, misurati lungo la sponda, mentre pozze e stagni sono stati indagati nella loro totalità.

Per ogni tratto di studio sono state effettuate quattro visite, della durata di una giornata nel corso della stessa giornata sono stati campionati i quattro siti individuati localizzati nel tratto, dedicando a ciascuno un’ora e mezza. Questo intervallo è stato suddiviso in parti uguali, di 30 minuti, per consentire il campionamento standardizzato in base tempo di adulti, larve ed exuvie.

Gli esemplari adulti sono stati determinati a vista, con l’aiuto di un binocolo, e quando possibile sono stati fotografati, per permettere un successivo controllo delle determinazioni effettuate sul campo. Alcuni esemplari adulti sono stati inoltre catturati con un retino entomologico, per fotografare con maggior dettaglio i caratteri diagnostici (ad esempio colorazione dell’addome o del torace) e successivamente liberati. Solamente un numero contenuto di esemplari (

complessivamente 99) è stato trattenuto ed imbustato, per essere determinato in laboratorio con l'utilizzo di uno stereomicroscopio. La determinazione degli adulti è stata effettuata con l'ausilio della guida di Dijkstra & Lewington (2006). Le uscite sul campo sono state effettuate in giornate soleggiate e poco ventose, le migliori condizioni atmosferiche per osservare l'attività degli adulti (Corbet, 2004).

Per ogni specie identificata sono stati inoltre rilevati il numero di esemplari osservati ed il loro comportamento, distinguendo 4 categorie, definite a partire da quelle indicate nella scheda per il rilevamento e la raccolta dati dell'Atlante Italiano degli Odonati (www.odonata.it, 2011). Nella tabella 3.4 sono indicate le categorie utilizzate per descrivere il comportamento degli esemplari adulti osservati.

SIGLA	SPIEGAZIONE COMPORTAMENTO
ACC	Esemplari in accoppiamento e/o in posizione di tandem
OVO	Femmina(e) in ovodeposizione
TER	Esemplari in atteggiamento territoriale (interazione aggressiva tra due o più maschi della stessa specie)
OSS	Esemplare(i) osservati, che non presentano alcuno degli altri comportamenti elencati

Tabella 3.3 - Categorie utilizzate per descrivere il comportamento degli esemplari adulti osservati.

Per il campionamento delle larve è stato utilizzato un retino immanicato da benthos, con maglia di 0.5 mm. Durante i 30 minuti di tempo dedicati per ogni sito venivano effettuate sia le retinate nei diversi microhabitat presenti (ad esempio tra la vegetazione sommersa, su detrito legnoso o su substrato nudo), che lo smistamento del materiale raccolto. Le larve rinvenute sono state conservate in etanolo 70° per essere poi determinate in laboratorio con l'utilizzo di uno stereomicroscopio seguendo la chiave dicotomica elaborata da Carchini (1983).

Le exuvie sono state ricercate lungo le sponde, la vegetazione emergente e quella ripariale, fino a 1.5 metri di distanza dall'acqua. Le exuvie rinvenute sono state conservate a secco, successivamente idratate in acqua per 24 ore ed infine trasferite in etanolo 70°, per essere poi determinate con uno stereomicroscopio seguendo le chiavi dicotomiche di Gerken & Sternberg (1999) e Doucet (2011).

Poiché le larve e le exuvie di *Lestes viridis* e *Lestes parvidens* non possono essere discriminate con sicurezza (Carchini, 1983; Gerken & Sternberg, 1999), nelle analisi statistiche di similarità (indice di Bray-Curtis adjusted e indice di Sørensen adjusted) e di ordinazione (nMDS) (vedi paragrafo 3.4), tutti i dati relativi alle due specie sono stati uniti e riferiti a *Lestes par/vir*. Per quanto riguarda invece i dati faunistici, larve ed exuvie sono state attribuite alla specie presente allo stadio di adulto nel sito e o nel tratto, non essendo mai stata osservata sintopia delle due specie.

La scelta di applicare le tre metodologie di campionamento si basa sul fatto che recenti studi hanno dimostrato che i risultati derivanti dall'utilizzo delle diverse metodologie non sono tra loro congruenti (D'Amico *et al.*, 2004; Hardersen, 2008; Raebel *et al.*, 2010; Giugliano *et al.*, 2012). In particolare la principale differenza consiste nel fatto che il ritrovamento di exuvie segnala con sicurezza l'Odonatofauna riproduttiva in un sito, il rinvenimento di larve dimostra che una specie si

sta sviluppando nel sito mentre il campionamento degli adulti non esprime con sicurezza la riproduzione nel sito ed è quindi più indicato per lo studio di aree più estese (Giugliano *et al.*, 2012). Di seguito vengono presentati e discussi vantaggi e limiti relativi ad ognuna delle metodologie utilizzate.

Il campionamento degli adulti permette di individuare il maggior numero di specie in un sito (Giugliano *et al.*, 2012) e risulta essere il meno impegnativo in termini di tempo e materiali necessari: la gran parte delle specie possono essere infatti determinate direttamente sul campo. Questo permette di evitare successive ed impegnative attività di laboratorio ed ha il vantaggio dal punto di vista conservazionistico di non incidere sulle popolazioni naturali (Raebel *et al.*, 2010). D'altra parte con questa metodologia risulta estremamente difficile accertare la riproduzione di alcune specie delle famiglia Gomphidae (Hardersen, 2008), e questo è estremamente penalizzante qualora si lavori nel contesto fluviale. Il limite più grave collegato al campionamento degli adulti consiste però nella difficoltà di stabilire con certezza la riproduttività di una specie di un sito (Giugliano *et al.*, 2012; Raebel *et al.*, 2010). Per la loro elevata capacità di dispersione gli esemplari di una specie possono infatti raggiungere e frequentare un corpo idrico, anche in numero consistente, che non risulta però adatto alla loro riproduzione. Infatti anche l'osservazione di comportamenti riproduttivi o territoriali da parte di individui di una certa specie in un sito non garantisce che essa riesca poi a completare in esso il proprio ciclo vitale, come ha osservato Hardersen (2008) in rogge che presentano un regime idrologico alterato, con delle asciutte primaverili ed autunnali, che si rivelano "trappole ecologiche" (Schlaepfer *et al.*, 2002; Robertson & Hutto, 2006) per alcune specie reofile. In tali rogge Hardersen (2008) ha infatti osservato numerosi esemplari adulti durante la stagione riproduttiva, ma non ha rinvenuto exuvie appartenenti alle stesse specie, indicando quindi come per le stesse non sia stato possibile completare il proprio ciclo vitale a causa delle sopraddette asciutte. Queste situazioni si verificano per il fatto che gli adulti di Odonati identificano i siti riproduttivi in base a dei "proximate factors", ovvero sulla base di condizioni ambientali, come la velocità della corrente e la struttura della vegetazione, percepite con la vista (Buchwald, 1992; Wildermuth & Horváth, 2005). Qualora però cambino queste condizioni, per causa naturale o antropica, come nel caso descritto da Hardersen (2008), la riproduzione di determinate specie in un sito può essere compromessa, portando alle situazioni sopra descritte, con una discrepanza tra le specie rivenute come adulti e quelle rivenute grazie alla raccolta di larve ed exuvie.

Il campionamento delle exuvie ha quindi il vantaggio di accertare con sicurezza la riproduzione di una specie in un sito, oltre che di non comportare alcun impatto sulle popolazioni di Odonati (Raebel *et al.*, 2010; Giugliano *et al.*, 2012). I principali limiti consistono nel fatto che le exuvie possono essere staccate dal substrato dalle precipitazioni e dal vento forte, andando così incontro ad una rapida degradazione (Hardersen, 2008). Si tratta inoltre di una metodologia dispendiosa in termini di tempo, sia nella ricerca in campo, che nella successiva determinazione in laboratorio (Raebel *et al.*, 2010). Inoltre, le capacità dell'operatore di individuare tutte le exuvie presenti, che spesso si trovano in i microhabitat diversi, possono influire notevolmente sul risultato finale.

Le capacità di campionamento dell'operatore sono un aspetto invece probabilmente meno condizionante quando si lavora con adulti e larve. Queste ultime permettono inoltre di stabilire in maniera quasi del tutto sicura la riproduzione di una specie in un sito e possono venire campionate per tutto il corso dell'anno, a differenza di adulti ed exuvie che presentano una specifica fenologia (Raebel *et al.*, 2010). Di contro il campionamento delle larve risulta essere impegnativo in termini

di tempo, per la raccolta sul campo e la successiva determinazione in laboratorio, che inoltre può essere compiuta fino a livello specifico solo per una parte del materiale raccolto, a causa della presenza di larve di piccole dimensioni (Raebel *et al.*, 2010; Giugliano *et al.*, 2012). Questa metodologia non si dimostra inoltre adatta per rilevare la presenza di alcune specie della famiglia *Gomphidae* (come ad esempio *Gomphus flavipes* ed *Ophiogomphus cecilia*) e comporta un impatto, sia pure limitato, sulle popolazioni di Odonati, dovuto alla rimozione di un certo numero di esemplari dal loro ambiente (Raebel *et al.*, 2010).

La scelta di campionare gli Odonati con tre metodologie di campionamento introduce quindi un ulteriore obiettivo, oltre a quelli più generali indicati nel paragrafo 1.3, quello di confrontare i risultati ottenuti attraverso le tre metodologie di campionamento ed identificare su quali di questi dati effettuare la valutazione delle condizioni ecologiche del corridoio fluviale.

3.3 CARATTERIZZAZIONE DEI SITI DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI

Per ognuno dei siti di campionamento degli Odonati, oltre alla tipologia, definita con quattro categorie (canale principale, canale secondario, *non-flowing channel* e pozza) sono state misurate le seguenti variabili:

- Coordinate geografiche: espresse in gradi sessagesimali (Datum WGS84).
- Lunghezza: espressa in metri e calcolata in ambiente GIS o direttamente in campo per mezzo di una cordella metrica.
- Larghezza: espressa in metri e calcolata in ambiente GIS o direttamente in campo per mezzo di una cordella metrica.
- Substrato: espresso come categorie di sedimenti prevalenti (categorie considerate: massi, ciottoli, ghiaia, sabbia, limo).
- Vegetazione *in situ*: espresse dai valori percentuali di 4 categorie, substrato nudo, alberi, vegetazione emergente, vegetazione sommersa, per ciascuna delle quali è stato riportato il valore percentuale rispetto al totale dell'area del sito, pari al 100%.
- Ombreggiamento: espresso come percentuale del sito in ombra durante le ore centrali di una giornata di inizio estate.
- Profondità dell'acqua: espressa in metri e misurata con un'asta graduata della lunghezza massima di 1.5 m.
- Velocità della corrente: espressa in m/s e calcolata in modo speditivo conteggiando il tempo impiegato da materiale trasportato (ad esempio detrito legnoso) a percorrere una lunghezza prefissata.

Le variabili vegetazione *in situ*, ombreggiamento, profondità e velocità della corrente sono state calcolate in tutti i siti nel corso della seconda serie di rilevamenti, compiute tra fine giugno ed inizio luglio, sia nel 2011, che nel 2012. I valori delle variabili ambientali rilevati nei siti di campionamento sono riportati nell'appendice 3.

In ambiente GIS è stato inoltre calcolato l'uso del suolo in un intorno di 100 metri (buffer circolare) per ogni sito. Le categorie utilizzate sono state le seguenti:

- vegetazione arborea;
- vegetazione erbaceo-arbustiva;
- acque;
- suolo nudo;
- coltivazioni arboree
- coltivazioni erbacee
- aree urbanizzate

I valori dell'uso del suolo nell'area circostante i siti di campionamento sono riportati nell'appendice 4.

3.4 IL SISTEMA DI VALUTAZIONE BASATO SUGLI ODONATI

Come indicato nel paragrafo 2.3, sono state sviluppate diverse metodologie ed indici che utilizzano gli Odonati come bioindicatori. La metodologia che più si avvicina alle esigenze di questa ricerca è quella sviluppata da Chovanec & Waringer (2001), testata nella regione danubiana in Austria (Chovanec & Waringer, 2001; Schultz *et al.*, 2003; Chovanec *et al.*, 2004). Si tratta di un sistema finalizzato alla valutazione dell'integrità ecologica dell'ecosistema fiume-aree periferiali, sulla base dell'individuazione delle specie di Odonati riproduttive in siti campionati all'interno di un determinato tratto fluviale. Chovanec & Waringer (2001) non definiscono in maniera precisa il termine tratto fluviale, ma attraverso i lavori sopra citati, si può intendere come sostanzialmente comparabile rispetto ad un tratto fluviale definito *sensu* IQM.

Questa metodologia permette inoltre l'attribuzione dei tratti esaminati ad una delle 5 classi di qualità previste dalla WFD, in relazione ai valori delle seguenti metriche:

- Numero totale di specie riproduttive nel tratto.
- Numero di famiglie riproduttive nel tratto.
- Numero di specie sensibili riproduttive nel tratto.
- Valore medio dell'indice OHI (Odonate Habitat Index) del tratto.
- Range dei valori dell'indice OHI del tratto.

Analizzando le singole metriche si osserva come due di esse di basino su un indice, l'OHI che viene calcolato per ciascun sito di campionamento degli Odonati e ne esprime le condizioni di connessione rispetto al canale principale, le caratteristiche idrologiche ed il suo grado di terrestrializzazione. I valori dell'OHI sono compresi tra 1, indicante una comunità di Odonati tipica delle acque lotiche, e quindi una completa connessione idrologica con il corso d'acqua, e 5, che indica invece una comunità caratteristica di acque stagnanti, disconnessa idrologicamente dal corso d'acqua. L'equazione per calcolarlo è la seguente:

$$OHI = \frac{\sum(HV * A * IW)}{\sum(A * IW)}$$

dove HV sta per *habitat value* - valore di preferenza ambientale, IW per *indication weight* - valore di indicazione ed A è l'abbondanza delle singole specie, espressa con classi di abbondanza con

valori crescenti da 1 a 5. HV ed IW sono valori specie-specifici forniti da Chovanec & Waringer (2001). IW varia da 1, indicante specie euritopiche, a 5, valore attribuito alle specie stenotopiche ed identifica le specie sensibili come quelle che presentano tale valore maggiore o uguale a 3. Anche il valore relativo alla preferenza ambientale (HV) varia tra 1, indicante specie tipiche delle acque correnti, e 5 per le specie tipiche di corpi idrici lentici e temporanei. La media dell'indice OHI di un tratto indica dunque, similmente a quanto avviene per un singolo sito, se nell'intera comunità di Odonati prevalgono le specie reofile, situazione indicata da valori della metrica prossimi ad 1, oppure quelle di acque lentiche, quando si registrano valori elevati, compresi tra 3 e 5. Il range dell'indice OHI, che si calcola come differenza tra il valore massimo e quello minimo registrati nel tratto, indica invece la diversità di ambienti utilizzati da parte degli Odonati: maggiore è il suo valore, maggiore è la diversità ambientale presente all'interno del tratto e la continuità ecologica tra il corso d'acqua e la fascia perfluviale.

Il sistema di valutazione messo a punto da Chovanec & Waringer (2001) risulta però avere un'impostazione sostanzialmente qualitativa in alcuni suoi aspetti fondamentali quali la definizione delle classi di abbondanza delle specie riproduttive e l'attribuzione alle classi di qualità ecologica previste dalla WFD, effettuata senza fornire un valore numerico sintetico, come avviene invece per gli indici biologici ed idromorfologici nell'ambito della WFD. Non vengono inoltre fornite indicazioni specifiche riguardo a quali metodologie di campionamento utilizzare ed alla standardizzazione delle stesse.

Per superare queste criticità si è dunque deciso di elaborare, a partire da questa metodologia, un nuovo indice multimetrico, sviluppato secondo i criteri della WFD, per valutare le condizioni ecologiche di tratti fluviali nel contesto geografico dell'Italia settentrionale. Questo aspetto della ricerca, necessario per raggiungere tutti gli altri obiettivi della stessa, verrà trattato nel paragrafo 5.4.

3.5 INDICI RELATIVI AI BIOINDICATORI PREVISTI DALLA WFD

I dati derivanti dall'utilizzo degli indicatori previsti dalla WFD (diatomee, macrofite acquatiche, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica) rilevati nei tratti di studio o nelle loro vicinanze sono stati acquisiti dagli enti competenti (ARPA Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli Venezia Giulia ed APPA Trento). Per le successive analisi di confronto con gli indici utilizzati in questa ricerca sono stati considerati solamente i dati provenienti da punti di campionamento localizzati all'interno dei tratti di studio o distanti non più di 7 km dall'estremità di un tratto. Si è deciso di utilizzare questa soglia perché corrisponde a quella che può essere considerata la lunghezza massima raggiungibile da un tratto fluviale identificato secondo i criteri dell'IQM. Inoltre i dati dei bioindicatori WFD provenienti da siti posti all'esterno di un tratto di studio sono stati utilizzati solo se tra il sito di campionamento e l'estremità del tratto non sono presenti notevoli variazioni delle condizioni del corso d'acqua stesso, dovute ad esempio alla presenza di grandi affluenti, dighe o traverse di grandi dimensioni, o attraversamento di città o centri abitati.

Sulla base di questi criteri sono stati dunque considerati i dati relativi a 13 tratti per quanto riguarda i macroinvertebrati bentonici, 10 tratti per le diatomee, 5 tratti per quanto riguarda la fauna ittica ed un solo tratto per le macrofite acquatiche. In base alla numerosità dei dati raccolti sono stati

considerati per le successive analisi solo quelli riguardanti i macroinvertebrati bentonici e le diatomee.

3.6 ANALISI STATISTICHE

Per l'analisi dei dati sono stati utilizzati i seguenti test ed analisi statistiche uni e multivariate:

- test W di Wilcoxon, per il confronto tra le mediane di due campioni con dati appaiati;
- test U di Mann-Whitney, per il confronto tra le mediane di due campioni
- test H di Kruskal-Wallis, per il confronto tra le mediane di più di due campioni;
- test Q di Tukey, dopo un test H di Kruskal-Wallis significativo, per identificare tra quali coppie di campioni le mediane differiscono significativamente;
- indice di Bray-Curtis *adjusted*, ovvero modificato per analizzare dataset con presenza di campioni privi o poveri di specie (Clarke *et al.*, 2006), per valutare la similarità tra due campioni costituiti da dati di abbondanza;
- indice di Sørensen *aduste*, ovvero modificato per analizzare dataset con presenza di campioni privi o poveri di specie (Clarke *et al.*, 2006), per valutare la similarità tra due campioni costituiti da dati di presenza/assenza;
- nMDS (*non metric multidimensional scaling*), per l'ordinazione di una matrice di dati, effettuata sia a partire da dati di abbondanza, utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis, che a partire da dati di presenza/assenza, utilizzando l'indice di similarità di Sørensen;
- procedura PROTEST (Jackson, 1995), per verificare la congruenza tra diverse ordinazioni nMDS;
- “*richness estimator*” *Jackknife* 1 con ricampionamento *bootstrap*, per valutare la ricchezza specifica “attesa”;
- coefficiente di correlazione r di Spearman, per verificare la correlazione tra due variabili.

Tutte le analisi statistiche sono state effettuate con il *software* PAST versione 3.0, ad eccezione della procedura PROTEST, effettuata con il *software* R versione 3.0.1.

CAPITOLO 4 - CASI DI STUDIO

4.1 SELEZIONE DEI CASI DI STUDIO

Al fine di raggiungere gli obiettivi indicati nei precedenti capitoli si è deciso di indagare sei corsi d'acqua alpini: tre di essi, Adige, Brenta e Tagliamento, hanno origine nelle Alpi Orientali, uno, il Chiese, in quelle Centrali, due, Sesia e Stura di Demonte, in quelle Occidentali (figura. 4.1). La scelta di considerare corsi d'acqua appartenenti ad un unico contesto geografico è funzionale a favorire il confronto e l'interpretazione dei dati raccolti, soprattutto per quanto riguarda lo sviluppo del nuovo indice multimetrico basato sugli Odonati. Operare in tratti fluviali con caratteristiche ecologiche non eccessivamente differenziate tra loro, ha in parte contribuito a rendere più agevole l'identificazione e la definizione di alcuni elementi fondamentali per il nuovo indice, come le condizioni di riferimento dell'Odonatofauna, e dovrebbe garantire, per quanto possibile, che le differenze riscontrate nella stessa siano dovute principalmente all'impatto antropico e non ad aspetti climatici o biogeografici. Le motivazioni per la scelta di questi corsi d'acqua si basano sul fatto di rinvenire, all'interno del contesto geografico precedentemente individuato, una diversità di configurazioni morfologiche, sia tra i diversi fiumi che lungo il corso degli stessi, e diverse condizioni di impatto antropico, permettendo così di testare gli indici utilizzati in casi di studio ben diversificati tra loro rispetto ai sopraddetti elementi (morfologia ed impatto antropico). Per ciascun corso d'acqua, sono stati scelti 3 tratti localizzati in diversi contesti fisiografici: aree montuose o collinari prealpine, alta pianura e bassa pianura. Un unico tratto relativo al Fiume Stura di Demonte (Demonte) appartiene invece all'unità fisiografica montuosa alpina. Le categorie utilizzate per definire le unità fisiografiche sono quelle indicate da Rinaldi *et al.* (2011). I tratti di studio sono stati scelti in quanto rappresentativi dell'intero segmento fluviale (*sensu* IQM) per quanto riguarda la configurazione morfologica, l'impatto antropico e conseguentemente, la qualità attesa. Si è inoltre deciso di escludere tratti localizzati oltre i 900-1000 metri di quota, poiché, praticamente privi di Odonati per cause del tutto naturali.

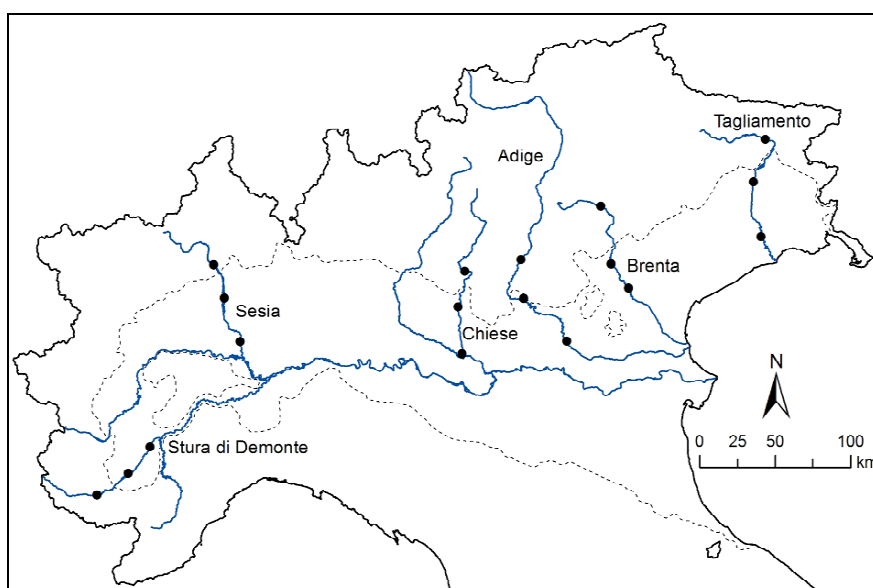


Figura 4.1 - Localizzazione geografica dei corsi d'acqua e dei tratti di studio, questi ultimi indicati con un punto. La linea tratteggiata indica il limite dei rilievi.

4.2 INQUADRAMENTO GENERALE DEI CASI DI STUDIO

Nella tabella 4.1 sono riassunte le principali caratteristiche fisiche ed idrologiche dei corsi d'acqua indagati.

Fiume	Lunghezza (km)	Bacino idrografico (km ²)	Energia del rilievo (m)	Precipitazioni (mm anno ⁻¹)	Portata media annua (m ³ s ⁻¹)	Portata massima (m ³ s ⁻¹)
Tagliamento	172	2580	2696	2150	109	4000
Brenta	160	1787	3079	1386	71	2810
Adige	410	11954	3890	933	220	4000
Chiese	147	1523	3312	1244	36	533
Sesia	138	3075	4372	1234	76	3900
Stura di Demonte	111	1480	2724	1079	47	ND

Tabella 4.1 - Caratteristiche fisiche ed idrologiche dei corsi d'acqua analizzati. ND: dato non disponibile.

Di seguito vengono brevemente descritti i corsi d'acqua indagati e i principali impatti antropici che li caratterizzano.

Il Tagliamento nasce nelle Alpi Orientali nei pressi del Passo della Mauria, al confine tra Friuli Venezia Giulia e Veneto, ed è caratterizzato per gran parte del suo corso, dalla Carnia fino a pochi chilometri a monte di Latisana (bassa pianura), da un alveo ghiaioso ampio fino ad un chilometro ai cui margini si estende una fascia perfluviale occupata da boschi naturali ed aree coltivate (Ward *et al.*, 1999a; AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010c). La limitata presenza di dighe, il limitato sviluppo di opere di canalizzazione, nonché la moderata urbanizzazione del bacino (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010c), hanno permesso a questo corso d'acqua di mantenere una notevole integrità morfologica (Surian *et al.*, 2009b; Ziliani & Surian, 2012) ed ambientale, tanto da venire considerato come fiume di riferimento nell'area alpina (Ward *et al.*, 1999a; Tockner *et al.*, 2003; Bertoldi *et al.*, 2009).

Il Fiume Brenta nasce in Trentino dal Lago di Caldonazzo e dopo aver percorso la Valsugana con un alveo prevalentemente monocursale, assume nella Pianura Veneta una morfologia pluricursale, con tratti a canali intrecciati o *wandering*. Una ventina di chilometri a valle l'alveo assume nuovamente una configurazione a canale singolo, per scorrere poi a valle di Padova canalizzato e pensile sulla pianura circostante, fino allo sbocco nel Mare Adriatico nei pressi di Chioggia (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010b). I principali impatti antropici sono dovuti alla presenza di diverse dighe ed opere di controllo idraulico (briglie e traverse) ed all'intensa attività estrattiva in alveo esercitata negli scorsi decenni (Surian & Cisotto, 2007). Nonostante questi interventi abbiano provocato una serie di notevoli alterazioni morfologiche, concentrate soprattutto nel tratto di alta

pianura, quali un abbassamento medio dell'alveo compreso tra i 3 ed i 6 metri ed un suo restringimento di circa il 45% rispetto alle dimensioni degli anni '50 del secolo scorso (Surian & Cisotto, 2007), varie porzioni del corridoio fluviale mantengono ancora condizioni di discreta naturalità (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010b).

Le sorgenti del Fiume Adige sono localizzate nei pressi del Lago di Resia, in Alto Adige, a poca distanza dal confine con l'Austria. Il percorso del fiume nelle unità fisiografiche montuosa alpina e montuosa prealpina è lungo circa 270 km e termina con lo sbocco in pianura nei pressi di Verona. Una ventina di chilometri a valle di questa città inizia a scorrere, tra arginature di grandi dimensioni, pensile sulla pianura circostante, fino alla foce nel Mar Adriatico, a pochi chilometri da quella del Fiume Brenta (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010b). Si tratta di un corso d'acqua caratterizzato da un forte impatto antropico e da un'intensa alterazione morfologica dovuta al fatto che per gran parte del suo corso l'alveo risulta canalizzato e la mobilità laterale è impedita da arginature e difese spondali (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010b; Comiti, 2012). Oltre a ciò bisogna ricordare la presenza nel bacino di importanti derivazioni a scopo irriguo e di ben 31 dighe e grandi traverse che alimentano impianti per la produzione di energia idroelettrica, principali responsabili delle forti alterazioni idrologiche a cui è sottoposto il fiume (Zolezzi *et al.*, 2009). Nella porzione montana del bacino, diversi affluenti sono interessati da una serie di opere di sistemazione idraulico-forestali (Comiti, 2012), mentre più a valle sono inoltre presenti aree fortemente antropizzate ed industrializzate (Trento, Bolzano, Verona, Valle del Chiampo) i cui scarichi contribuiscono a peggiorare le condizioni ecologiche del corso d'acqua (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010b).

Il Fiume Chiese ha origine dal Ghiacciaio del Carè Alto, nel gruppo montuoso dell'Adamello-Presanella e dopo una trentina di chilometri entra nel lago d'Idro, del quale è anche emissario. Il Chiese sub-lacuale prosegue il suo percorso con una morfologia sinuosa per la restante parte dell'unità fisiografica montuosa e collinare prealpina. Anche nel segmento di alta pianura il corso d'acqua rimane monocursale, anche a causa di una serie di arginature e difese spondali, che ne limitano la mobilità laterale (AdB Po, 2004a e 2010a). Il segmento di bassa pianura presenta inoltre diversi tratti completamente rettificati (AdB Po, 2004a; Nardini & Pavan, 2012). Questo corso d'acqua risulta quindi caratterizzato da un notevole impatto antropico: gli interventi di canalizzazione e rettificazione hanno pesantemente alterato la morfologia dei tratti localizzati nel contesto fisiografico di alta e bassa pianura (AdB Po, 2004a e 2010a; Nardini & Pavan, 2012), mentre nel bacino del Chiese sopralacuale sono presenti una serie di invasi, derivazioni ed impianti per la produzione di energia idroelettrica (AdB Po, 2010a). L'intero bacino presenta inoltre un'intensa antropizzazione (AdB Po, 2010a).

Il Fiume Sesia nasce alle pendici del Monte Rosa, nelle Alpi occidentali, ed i segmenti che percorrono le unità fisiografiche montuosa alpina e montuosa prealpina e collinare presentano morfologie d'alveo monocursali. Il segmento di alta pianura è caratterizzato invece da un ampio alveo ghiaioso a canali intrecciati, mentre al passaggio con la bassa pianura la morfologia diventa sinuosa e meandriforme (AdB Po, 2010b). I principali impatti antropici che influiscono sulle condizioni morfologiche del corso d'acqua sono la presenza di sistemazioni idraulico-forestali e di alcune dighe nel bacino montano, mentre in pianura sono presenti opere come arginature, traverse di derivazione e difese spondali. Inoltre negli scorsi decenni è stata esercitata un'intensa attività estrattiva in alveo (AdB Po, 2004b e 2010b). L'insieme di questi interventi antropici ha causato delle variazioni morfologiche consistenti in alcuni tratti, con un restringimento dell'alveo fino al 50%

(Dutto & Maraga, 1994; AdB Po, 2004b) ed un'incisione nell'ordine di 2-3 metri (AdB Po, 2004b). Diversi tratti del corso d'acqua, soprattutto nell'alta pianura, mantengono comunque discrete condizioni ecologiche e morfologiche (AdB Po, 2010b).

Le sorgenti del Fiume Stura di Demonte si trovano nei pressi del Colle della Maddalena, nelle Alpi Marittime. All'interno dell'unità fisiografica montuosa alpina il corso d'acqua alterna tratti confinati a tratti alluvionali con alveo mono o pluricursale. In pianura l'alveo assume invece una morfologia a canali intrecciati, con un ampio alveo ghiaioso, che mantiene per diversi chilometri. A valle dell'abitato di Fossano l'intrecciamento tende a diminuire e l'alveo assume una configurazione *wandering*, per poi passare ad una morfologia sinuosa a barre alternate alcuni chilometri prima della confluenza nel Tanaro (AdB Po, 2010c). Per tutto il suo percorso nella pianura cuneese la Stura di Demonte scorre incassata in una serie continua di terrazzi antichi, di età pleistocenica (Biancotti, 1979). Questo elemento ha fatto sì che le superfici adiacenti all'alveo siano state interessate in maniera marginale da insediamenti urbani, presenti invece sui terrazzi antichi, e risultino essere occupate da aree coltivate e boscate. Anche il segmento montano non risulta particolarmente alterato da parte di attività antropiche (AdB Po, 2010c), e per questo motivo la Stura di Demonte, insieme ad altri cinque corsi d'acqua, tra cui è compreso anche il Tagliamento, è considerato uno dei pochi fiumi alpini in condizioni di elevata naturalità (CIPRA, 1992). Gli impatti morfologici che comunque si possono rilevare su questo fiume sono la presenza di alcune dighe ed opere di difesa spondale nel bacino montano, mentre alcuni tratti planiziali sono stati interessati nel passato da un'intensa attività di estrazione di sedimenti dall'alveo (AdB Po, 2010c).

CAPITOLO 5 - RISULTATI

5.1 CONDIZIONE MORFOLOGICA DEI TRATTI DI STUDIO: APPLICAZIONE DELL'IQM

Le principali caratteristiche fisiche ed i valori degli indici utilizzati per la definizione del confinamento (grado ed indice di confinamento) e della morfologia (indice di sinuosità ed indice di intrecciamento) dei tratti di studio sono riassunti nella seguente tabella 5.1.

FIUME	TRATTO	ELEV (m slm)	A _t (km ²)	AF	Gc (%)	Ic	CONF	Is	Ii	MORF	L (m)	l (m)	S (%)	SED
Tagliamento	Cavazzo	275	1161	M	18	4.6	SC	//	2.70	CI	421	3662	0.60	G/C
Tagliamento	Carpacco	110	2350	AP	0	2.9	NC	//	3.90	CI	852	5409	0.30	G
Tagliamento	Latisana	6	2570	BP	0	>5	NC	2.27	//	M	74	4084	0.03	S
Brenta	Grigno	253	528	M	11	12.4	SC	1.12	//	S	58	3165	0.40	G/C
Brenta	Friola	51	1570	AP	0	>2	NC	//	1.79	CI	292	4491	0.38	G
Brenta	Curtarolo	17	1898	BP	0	>5	NC	2.13	//	M	68	3219	0.06	S
Adige	Borghetto	126	10565	M	0	12.9	NC	1.08	//	S	86	3632	0.09	G/C
Adige	Verona	66	10957	AP	16	14.3	SC	2.36	//	M	90	4893	0.13	G/S
Adige	Legnago	21	11738	BP	0	>5	NC	1.13	//	S	134	3068	0.03	S
Chiese	Sabbio	271	617	M	23	6.7	SC	1.31	//	S_LP	20	6470	0.44	C/G
Chiese	Montichiari	100	937	AP	0	>5	NC	2.10	//	M	20	7194	0.29	G
Chiese	Acquanegra	25	1523	BP	0	>5	NC	2.07	//	M	17	6570	0.03	S/G
Sesia	Serravalle	323	922	M	0	3.8	SC	1.08	//	SBA	181	2755	0.39	G/C
Sesia	Arborio	187	985	AP	0	>2	NC	//	1.68	CI	385	6285	0.31	G
Sesia	Caresana	107	2274	BP	0	>5	NC	2.62	//	M	132	6120	0.04	G/S
Stura Demonte	Demonte	695	532	M	0	8.3	NC	//	1.86	CI	81	4960	0.80	C/G
Stura Demonte	Ronchi	424	1180	AP	6	4.6	NC	//	2.30	CI	249	3742	1.00	G
Stura Demonte	Cervere	248	1400	AP	3	4.9	NC	//	1.38	W	138	4076	0.40	G

Tabella 5.1 - Principali caratteristiche fisiografiche e morfologiche dei tratti di studio. ELEV: quota media del tratto; A_t: area sottesa alla chiusura del tratto; AF: ambito fisiografico, M: montano, AP: alta pianura, BP: bassa pianura; Gc: grado di confinamento, Ic: Indice di confinamento; CONF: tipologia di confinamento, SC: semi-confinato, NC: non confinato; Is: indice di sinuosità; Ii: indice di intrecciamento; MORF: Morfologia dell'alveo, CI: canali intrecciati, W: *wandering*, SBA: sinuoso a barre alternate, S_LP: sinuoso a letto piano, S: sinuoso, M: meandriforme; L: larghezza alveo; l: lunghezza tratto; S: pendenza media tratto; SED: sedimenti prevalenti, C: ciottoli, G: ghiaia, S: sabbia, L: limo.

Di seguito vengono presentati i risultati relativi all'applicazione dell'indice IQM ai singoli tratti di studio.

TRATTO CAVAZZO - FIUME TAGLIAMENTO

Il tratto montano del Fiume Tagliamento si estende per circa 3.6 km, iniziando poco a valle dell'abitato di Tolmezzo per terminare in prossimità del ponte autostradale in località Amaro (figura 5.1). La morfologia è a canali intrecciati ($I_i = 2.7$), con un alveo che presenta una larghezza media di circa 420 metri ed una pendenza dello 0.6%. Le sponde sono a diretto contatto dei versanti in roccia per il 18% della loro estensione, mentre l'indice di confinamento ha un valore pari a 4.6, per cui il tratto risulta essere semi-confinato. L'alveo, estremamente dinamico, è composto da sedimenti ghiaiosi e ciottolosi e risulta essere scarsamente vegetato.

La funzionalità del tratto non presenta particolari alterazioni: solo gli indicatori relativi alla presenza di piana inondabile (F2), fascia potenzialmente erodibile (F5) ed alla vegetazione nella fascia perifluviale (F12 e F13) subiscono penalizzazioni (tabella 5.2). All'interno del tratto sono presenti delle arginature (A7) (figura 5.2) e nei decenni passati sono stati estratti sedimenti dall'alveo (A10), mentre sono stati recentemente realizzati interventi di taglio a raso della vegetazione nella fascia perifluviale (A12) e di rimozione di materiale legnoso (A11). Questi interventi contribuiscono ad abbassare il valore del sub-indice di vegetazione, quello maggiormente penalizzato. Nel bacino sotteso sono inoltre presenti due dighe che hanno un moderato impatto sul trasporto solido (A2). Anche nel 1954 la morfologia del tratto risultava essere a canali intrecciati, ma rispetto a quella data si sono verificati fenomeni di restringimento dell'alveo, pari al 16% (V2) e un'incisione media di circa 1.3 m (V3). Lo stato morfologico risulta quindi essere buono, con un valore dell'IQM pari a 0.77.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	B1	V2	B
F4	A	A3	A	V3	B
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	B	Funzionalità	0.237 (77%)
F8	N/V	A6	A	Artificialità	0.410 (79%)
F9	A	A7	B	Variazioni morfologiche	0.122 (71%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.086 (60%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.043 (46%)
F12	B	A10	B		
F13	B	A11	B	IQM	0.77
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.2 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Cavazzo.

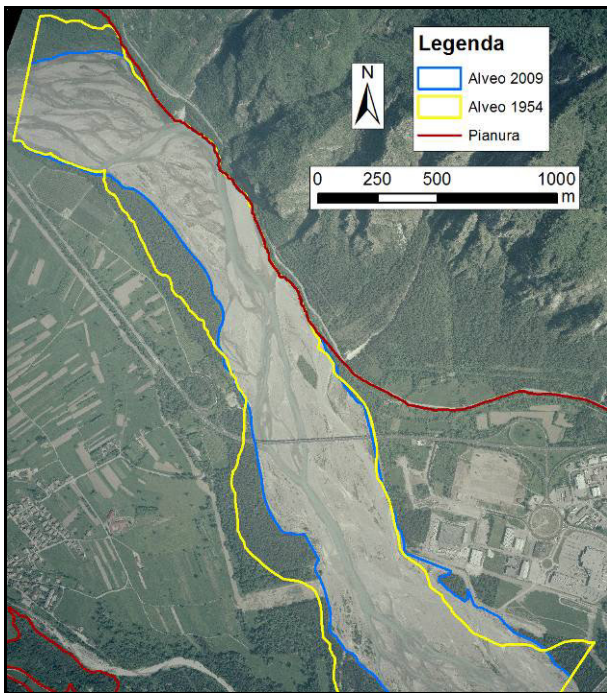


Figura 5.1 - Immagine aerea del tratto Cavazzo.



Figura 5.2 - Argini presenti nel tratto Cavazzo.

TRATTO CARPACCO - FIUME TAGLIAMENTO

Questo tratto con morfologia a canali intrecciati, della lunghezza di circa 5 km, è localizzato nell'alta pianura friulana, tra gli abitati di Aonedis di là e Vidulis. Una serie di terrazzi antichi delimita la pianura attuale, ma non comporta un confinamento per il corso d'acqua, poiché le sponde non sono a diretto contatto con le scarpate dei terrazzi e l'indice di confinamento è pari a 2.9. La larghezza media dell'alveo, costituito prevalentemente da ghiaie e caratterizzato da una pendenza dello 0.3%, è di circa 850 metri (figure 5.3 e 5.4).

Il tratto mostra una funzionalità dei processi elevata poiché solo gli indicatori relativi alla presenza di una fascia potenzialmente erodibile (F5) ed all'ampiezza della vegetazione nella fascia perifluviale (F12) ricevono una penalizzazione (tabella 5.3). La fascia potenzialmente erodibile è parzialmente limitata dalla presenza di alcune difese di sponda (A6) e di pennelli costruiti tra gli anni '20 e '50 del secolo scorso che ora si trovano nella piana inondabile. Quest'ultima, solo parzialmente occupata da formazioni vegetali funzionali, occupa l'intera pianura compresa tra le scarpate dei terrazzi antichi; tale situazione indica una continuità altimetrica tra la piana inondabile e l'alveo, per questo motivo l'indicatore V3 relativo alle variazioni altimetriche rimane in classe A. Ciò non significa che nel corso del secolo scorso il tratto non abbia subito fenomeni di incisione, testimoniati indirettamente tra l'altro dalla presenza di impianti di cava e di interventi di rimozione di sedimenti (A10), ma che l'attuale condizione altimetrica è dovuta ad un recupero morfologico che ha avuto inizio circa 20 anni fa (Ziliani & Surian, 2012). La larghezza media dell'alveo ha registrato inoltre un notevole restringimento, del 48% tra il 1954 ed il 2009 (V3) e questo aspetto fa

sì che il sub-indice relativo alle variazioni morfologiche sia quello maggiormente penalizzato. Complessivamente lo stato morfologico del tratto può essere definito come elevato, grazie ad un valore di IQM pari a 0.85.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	A	A2	A	V2	C
F4	A	A3	A	V3	A
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	A	Funzionalità	0.281 (91%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.439 (85%)
F9	A	A7	A	Variazioni morfologiche	0.129 (75%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.119 (83%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.079 (85%)
F12	B	A10	C		
F13	A	A11	B	IQM	0.85
		A12	A	Classe	ELEVATO

Tabella 5.3 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Carpacco.

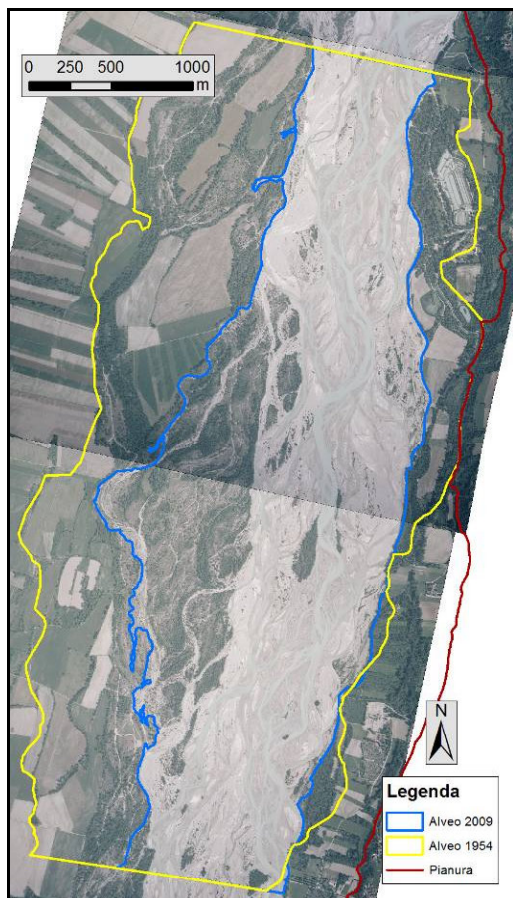


Figura 5.3 - Immagine aerea del tratto Carpacco.



Figura 5.4 - L'alveo ghiaioso con morfologia a canali intrecciati del tratto Carpacco.

TRATTO LATISANA - FIUME TAGLIAMENTO

Il tratto meandriforme di bassa pianura analizzato sul Fiume Tagliamento ha inizio all'altezza dell'abitato di San Mauretto e termina in corrispondenza del passaggio ad un andamento rettificato, che caratterizza il tratto a valle, che attraversa Latisana (figura 5.5). Il tratto di studio presenta basse pendenze (0.03%) e l'alveo, costituito da sedimenti sabbiosi, ha una larghezza media di 74 m.

I principali impatti riscontrati sono legati alla presenza di difese di sponda (A7) che impediscono la migrazione naturale dei meandri ed i processi di erosione delle sponde (F4) nella porzione a monte del tratto stesso, diminuendo inoltre la variabilità della sezione e la presenza delle forme attese (F7 e F9) (tabella 5.4). Nella porzione terminale la funzionalità del tratto è più elevata, come testimoniato dalla presenza di alcune erosioni spondali e da una maggiore variabilità della sezione (figura 5.6) Ulteriori indicatori che presentano penalizzazioni sono F2 (Presenza di piana inondabile), F13 (Estensione lineare delle formazioni funzionali presenti lungo le sponde) ed A10 (Rimozione di sedimenti). Per tutta la lunghezza del tratto sono presenti argini, sia in destra che in sinistra idrografica, che risultano però essere distanti dall'alveo, lasciando al corso d'acqua un'ampia fascia erodibile (F5). La funzionalità del tratto risulta quindi essere la componente dell'IQM più penalizzata, come si può osservare in base al relativo sub-indice. Nel tratto si sono inoltre verificati fenomeni di incisione (V2) e di intenso restringimento dell'alveo, -51% rispetto al 1954.

Lo stato morfologico del tratto può essere definito come buono, sulla base del valore dell'indice IQM pari a 0.71.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	A	V2	C
F4	B	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	A	Funzionalità	0.147 (50%)
F8	B	A6	B	Artificialità	0.456 (86%)
F9	C	A7	A	Variazioni morfologiche	0.103 (58%)
F10	N/V	A8	A	Continuità laterale	0.099 (68%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.059 (62%)
F12	A	A10	B		
F13	B	A11	B	IQM	0.71
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.4 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Latisana.

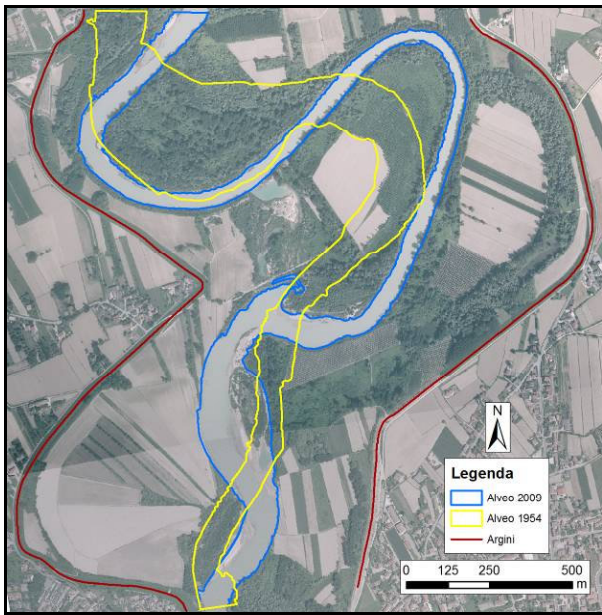


Figura 5.5 - Immagine aerea del tratto Latisana.



Figura 5.6 - Detrito legnoso depositato nell'alveo ed erosione spondale nel tratto Latisana.

TRATTO GRIGNO - FIUME BRENTA

Questo tratto, localizzato nell'unità fisiografica prealpina, ha inizio dalla traversa della località Tollo e termina poco più di 3 km a valle, alla confluenza del torrente Grigno (figura 5.7). L'alveo è semiconfinato, con andamento sinuoso, costituito da sedimenti ghiaiosi e presenta una pendenza dello 0.4% ed una larghezza media di 58 metri. La funzionalità del tratto è limitata dalla presenza di argini (A7), difese di sponda (A6) e una serie di 8 rampe (A8) (tabella 5.5 e figura 5.8). Queste opere vanno a sommarsi ad una moderata attività di estrazione di sedimenti in alveo (A10) e alle profonde variazioni morfologiche, registrate rispetto agli anni '50 del secolo scorso e dovute principalmente alla traversa di notevoli dimensioni che si trova all'inizio del tratto. Nel 1954 il tratto mostrava infatti una morfologia *wandering* (V1), con un'ampiezza media superiore del 34% a quella attuale (V2), e rispetto a quella data si è verificata inoltre un'incisione media pari a circa 2 metri (V3). Gli effetti di queste variazioni morfologiche e delle opere sopraddette comportano una limitazione abbastanza consistente della funzionalità del tratto: la fascia potenzialmente erodile (F5) risulta estremamente ridotta, variabilità della sezione (F9) e le forme attese (F7) sono molto alterate e semplificate. Inoltre anche la piana inondabile (F2) e l'estensione delle formazioni funzionali lungo le sponde (F13) sono limitate ed il flusso di sedimenti e materiale legnoso nel tratto (F1) e nel bacino a monte (A2) è parzialmente alterato dalla traversa posta all'inizio del tratto e da una serie di opere di sistemazione idraulico-forestali. Il valore dell'indice IQM del tratto è pari a 0.58, collocandosi in classe di qualità moderata.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	B	A1	A	V1	C
F2	B	A2	B1	V2	B
F4	B	A3	A	V3	B
F5	C	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	B	Funzionalità	0.137 (44%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.367 (71%)
F9	C	A7	B	Variazioni morfologiche	0.079 (46%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.054 (38%)
F11	A	A9	B	Vegetazione	0.058 (62%)
F12	A	A10	B		
F13	B	A11	B	IQM	0.58
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.5 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Grigno.

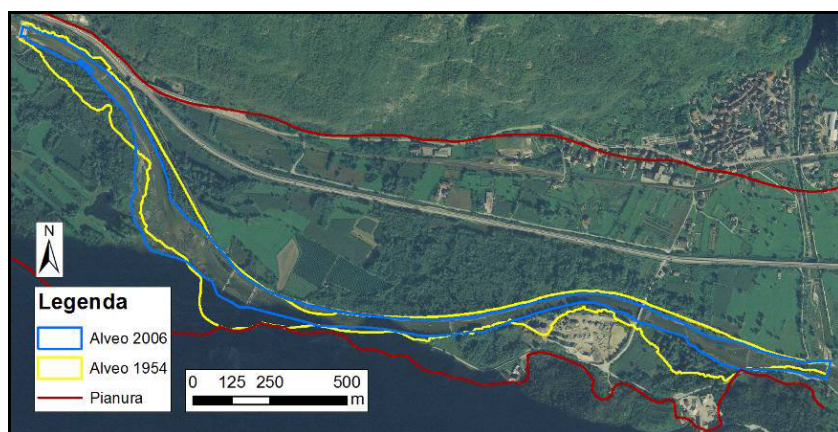


Figura 5.7 - Immagine aerea del tratto Grigno.



Figura 5.8 - Esempio di rampa presente nel tratto Grigno.

TRATTO FRIOLA - FIUME BRENTA

Questo tratto non confinato di alta pianura ha inizio nei pressi dell'abitato di Friola e termina all'altezza di quello di Pozzoleone (figura 5.9). L'alveo, composto principalmente da materiale ghiaioso, è a canali intrecciati con una larghezza media di 292 metri e una pendenza dello 0.4%. La fascia potenzialmente erodibile (F5), la piana inondabile (F2) e le formazioni funzionali in fascia perifluviale (F12 e F13) appaiono sostanzialmente ridotte per la presenza di argini e difese di sponda (A6 e A7) (tabella 5.6). Le portate solide (A2) risentono della presenza della diga del Corlo, sul torrente Cismon, il principale affluente del Fiume Brenta. Quest'opera, che sottende un'area di 628 km², intercetta i sedimenti provenienti da circa il 40% del bacino montano. La rimozione di sedimenti e di materiale legnoso in alveo (A10 e A12) hanno inoltre contribuito a modificare le condizioni morfologiche del tratto: pur mantenendo la morfologia a canali intrecciati che presentava nel 1954 (V1), l'alveo ha subito un restringimento del 39% (V2) ed un'incisione media di circa 4 metri (V3). Tale incisione ha provocato inoltre una forte sottoescavazione delle pile del ponte presente nel tratto e dei basamenti di altri manufatti, ad esempio un traliccio (figura 5.10). Il sub-indice relativo alle variazioni morfologiche risulta quindi essere il più penalizzato tra quelli analizzati. In conclusione lo stato morfologico può essere definito moderato, con IQM pari a 0.63.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	B2	V2	C
F4	A	A3	A	V3	C1
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	B	A5	B	Funzionalità	0.216 (70%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.345 (67%)
F9	A	A7	B	Variazioni morfologiche	0.072 (42%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.076 (53%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.043 (46%)
F12	B	A10	C		
F13	B	A11	B	IQM	0.63
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.6 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Friola.

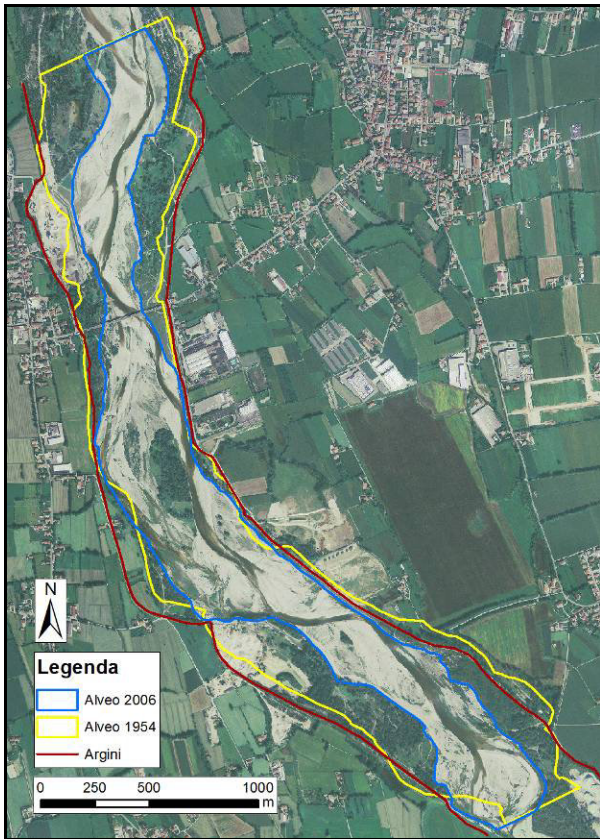


Figura 5.9 - Immagine aerea del tratto Friola.



Figura 5.10 - Basamento sottoscalato di un traliccio, indicativo dell'intensità dell'incisione in questo tratto.

TRATTO CURTAROLO - FIUME BRENTA

Il presente tratto è localizzato nel contesto fisiografico di bassa pianura, ha una morfologia meandriforme, con sedimenti prevalentemente sabbiosi ed una pendenza del fondo dello 0.06% (figure 5.11 e 5.12). La compromissione della funzionalità dei processi geomorfologici è la componente che altera maggiormente le condizioni del tratto (tabella 5.7). La piana inondabile (F2) è stretta e discontinua e si può osservare inoltre la mancanza di forme attese (F7), come le barre, e una generale mancanza di eterogeneità nella sezione (F9). Le forme tipiche di pianura (F8) sono completamente assenti e la vegetazione in fascia perfluviale, che ha un'ampiezza limitata ma un'elevata continuità (F12 e F13) è soggetta a tagli selettivi (A12). Le sponde sono difese solo localmente e in arretramento nella maggior parte del tratto (F5), mentre, come per il precedente tratto di Friola, l'effetto della diga del Corlo risulta significativo sulle portate solide (A2). Rispetto al 1954 non si osservano variazioni nella configurazione morfologica (V1), ma si registrano moderati fenomeni di restringimento ed incisione dell'alveo (V2 e V3).

L'IQM è pari a 0.73 e lo stato morfologico può definirsi buono.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	B2	V2	B
F4	A	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	B	Funzionalità	0.162 (55%)
F8	C	A6	A	Artificialità	0.441 (83%)
F9	C	A7	A	Variazioni morfologiche	0.125 (71%)
F10	N/V	A8	A	Continuità laterale	0.125 (85%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.066 (69%)
F12	B	A10	A		
F13	A	A11	B	IQM	0.73
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.7 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Curtarolo.

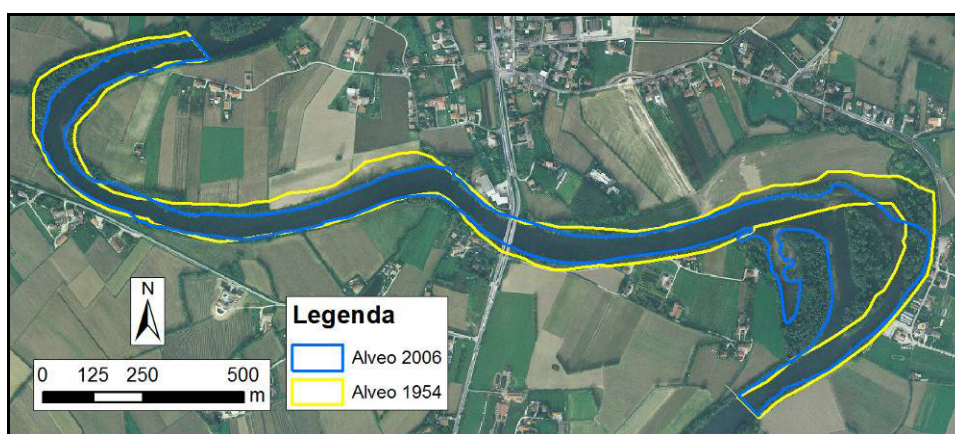


Figura 5.11 - Immagine aerea del tratto Curtarolo.



Figura 5.12 - Vegetazione perifluviale nel tratto Curtarolo.

TRATTO BORGHETTO - FIUME ADIGE

Il tratto in questione è localizzato in Val d'Adige, al confine tra la regione Trentino Alto-Adige e la regione Veneto, nel contesto di un fondovalle ampio mediamente 1.5 km, in cui il Fiume Adige scorre con andamento sinuoso, senza subire un confinamento naturale da parte di versanti e conoidi alluvionali (figura 5.7). La larghezza media dell'alveo, costituito principalmente da ghiaie e sabbie, è di 86 metri, mentre la pendenza media del tratto è pari allo 0.09%.

Diversi indicatori subiscono delle penalizzazioni, testimoniando una forte compromissione della funzionalità dei processi geomorfologici, dovuta ad una serie di impatti umani nel bacino e nel tratto stesso. Un numero consistente di dighe, che insistono su un'area pari al 64% dell'area sottesa alla chiusura del tratto, e di opere di sistemazione idraulico-forestali comportano una forte alterazione delle portate solide (A2), mentre quelle liquide (A1) sono modificate per la presenza a monte del tratto dello scolmatore Adige-Garda, attivo in caso di piene intense (TR stimato tra 5 anni e 10 anni) e la derivazione del canale Biffis, ad uso agricolo-industriale. che può derivare fino 135 m³/s (tabella 5.8). Sono presenti inoltre con continuità argini in frodo o vicini alle sponde (A7), che sono in più punti difesi con massicciate o pennelli (A6) (figura 5.14). L'insieme di queste opere longitudinali riduce drasticamente l'estensione della fascia potenzialmente erodibile (F5), della piana inondabile (F2), della vegetazione in fascia perifluviale (F12), e della continuità laterale nel suo complesso, come registrato dal relativo sub-indice. Non risultano invece particolarmente intense le variazioni morfologiche incorse a partire dal 1954: si registra infatti un'incisione di circa 1.5 metri rispetto a tale data (V3), mentre la configurazione morfologica (V1) e la larghezza dell'alveo (V2) non sono variate. Complessivamente lo stato morfologico di questo tratto può essere definito come moderato (IQM = 0.55).

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	C	V1	A
F2	B	A2	B2	V2	A
F4	C	A3	A	V3	B
F5	C	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	B	Funzionalità	0.110 (35%)
F8	N/V	A6	C	Artificialità	0.300 (58%)
F9	C	A7	C	Variazioni morfologiche	0.140 (83%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.010 (10%)
F11	C	A9	A	Vegetazione	0.040 (38%)
F12	C	A10	A		
F13	B	A11	B	IQM	0.55
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.8 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Borghetto.

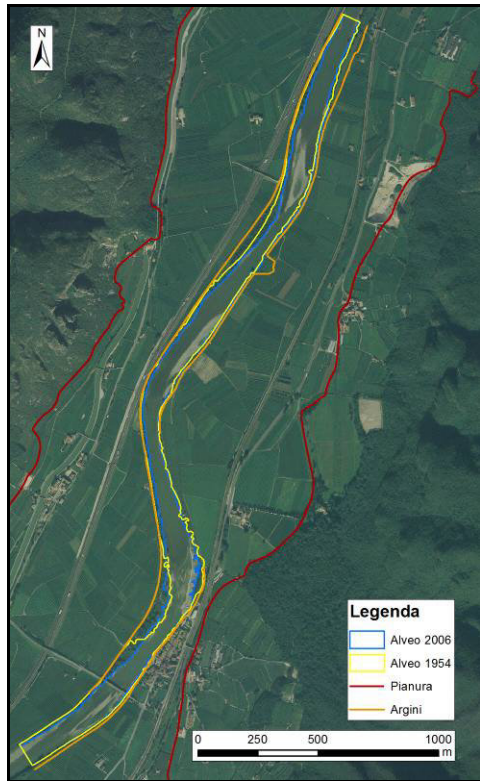


Figura 5.13 - Immagine aerea del tratto Borghetto



Figura 5.14 - Argine, difese di sponda e pennelli nei pressi dell'abitato di Borghetto d'Avio.

TRATTO VERONA - FIUME ADIGE

Questo tratto meandriforme, della lunghezza di circa 5 km, ha inizio alcune centinaia di metri a valle dell'abitato di Settimo di Pescantina e termina alla traversa di Chievo, alla periferia della città di Verona (figura 5.15). Il contesto fisiografico è di alta pianura, con la presenza di terrazzi antichi (pleistocenici) che vengono a contatto con il Fiume Adige, determinando una situazione di semi-confinamento (grado di confinamento pari a 16.2%, indice di confinamento pari a 14.3). L'alveo, costituito da sedimenti ghiaiosi e sabbiosi, presenta una larghezza media di 90 metri ed una pendenza media dello 0.13%.

Il contesto suburbano in cui è localizzato il tratto implica la presenza di diverse opere antropiche, come le difese presenti lungo l'intera sponda sinistra (A6) (figura 5.16), un ponte ferroviario a luci strette (A5) e la traversa alla chiusura del tratto (A4) che, insieme agli interventi di rimozione completa del detrito legnoso (A10) e dei tagli a raso della vegetazione nella fascia perfluviale (A12), incidono sulla funzionalità dei processi e sulle forme presenti (F7) (tabella 5.9). Per la quasi totalità del tratto è infatti alterata la variabilità della sezione (F9), inoltre è impedita l'erosione delle sponde (F4) ed a monte della traversa posta alla chiusura del tratto si ha deposizione di materiale fine che provoca del *clogging* (F10). Piana inondabile (F2) e fascia potenzialmente erodibile (F5) risultano essere praticamente assenti. Su questo tratto gravano inoltre le medesime alterazioni delle portate solide e liquide descritte in precedenza per il tratto di Borghetto mentre non si registrano variazioni morfologiche, se non un moderato processo di incisione (V3). Questa condizione è

dovuta al fatto che la traversa posta alla fine del tratto e gran parte delle difese di sponda erano già presenti nel 1955, determinando una fissazione planimetrica dell'alveo. In conclusione la classe di qualità è scadente, con un valore dell'IQM pari a 0.46.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	B	A1	C	V1	A
F2	C	A2	B2	V2	A
F4	C	A3	A	V3	B
F5	C	A4	B	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	B	Funzionalità	0.056 (17%)
F8	C	A6	C	Artificialità	0.268 (53%)
F9	C	A7	A	Variazioni morfologiche	0.140 (83%)
F10	B	A8	A	Continuità laterale	0.042 (30%)
F11	C	A9	A	Vegetazione	0.014 (15%)
F12	C	A10	A		
F13	B	A11	C	IQM	0.46
		A12	C	Classe	SCADENTE

Tabella 5.9 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Verona.

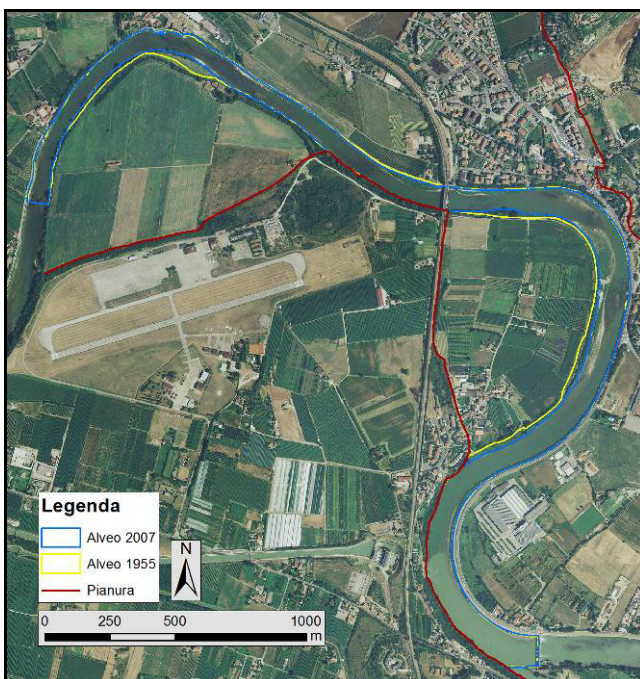


Figura 5.15 - Immagine aerea del tratto Verona.



Figura 5.16 - Difese di sponda nel tratto Verona.

TRATTO LEGNAGO - FIUME ADIGE

Il tratto di bassa pianura del Fiume Adige si estende dal centro abitato di Angiari fino a quello di Legnago, per una lunghezza di circa 3 km (figura 5.17). La morfologia è sinuosa, i sedimenti che compongono l'alveo sono sabbie e la pendenza media è pari allo 0.03%. Il tratto si presenta arginato (A7) per tutta la sua lunghezza (figura 5.18), sia in destra che in sinistra idrografica, ma la percentuale degli argini a contatto non è molto elevata (30% della lunghezza totale delle sponde). Il corso d'acqua, nonostante siano presenti anche delle difese di sponda (A6), mantiene comunque una fascia potenzialmente erodibile (F5), sia pur ristretta, che è in parte occupata dalla piana inondabile (F2) (tabella 5.10). Ulteriori elementi di artificialità sono l'attività di rimozione dei sedimenti (A10) avvenuta nei decenni passati e quella di taglio della vegetazione nella fascia perfluviale (A12), che, insieme alle modifiche delle portate solide e liquide nel bacino a monte (A1 ed A2), hanno comportato pesanti variazioni morfologiche. Queste riguardano un deciso restringimento dell'alveo, -42% rispetto al 1955 (V2), accompagnato da un altrettanto marcato processo di incisione (V3), stimato sul campo in circa 4 metri. La configurazione morfologica è rimasta invece invariata (V1), ma nel complesso il sub-indice relativo alle variazioni morfologiche risulta il più penalizzato. Il valore dell'indice IQM risulta pari a 0.58 e la classe di qualità morfologica moderata.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	C	V1	A
F2	B	A2	B2	V2	C
F4	N/V	A3	A	V3	C1
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	B	Funzionalità	0.162 (62%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.346 (63%)
F9	B	A7	B	Variazioni morfologiche	0.076 (42%)
F10	N/V	A8	A	Continuità laterale	0.058 (44%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.046 (46%)
F12	B	A10	B		
F13	B	A11	B	IQM	0.58
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.10 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Legnago.

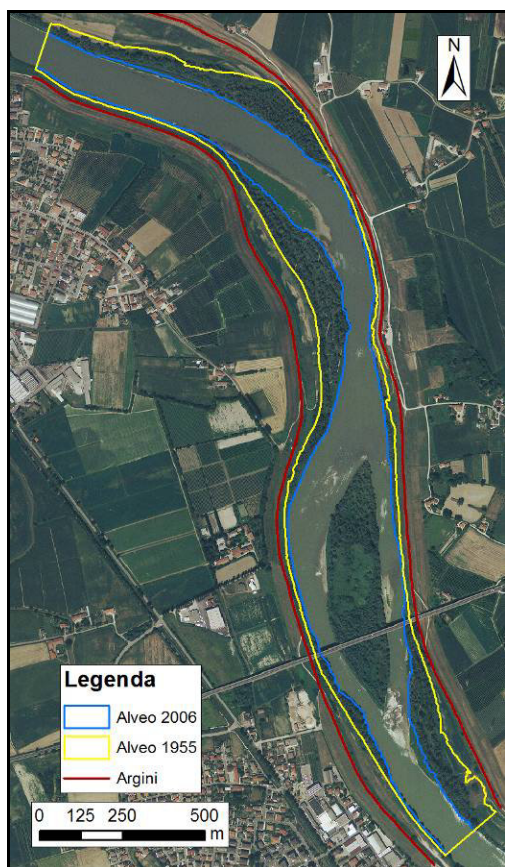


Figura 5.17 - Immagine aerea del tratto Legnago.



Figura 5.18 - Vegetazione perifluviale nel tratto Legnago.

TRATTO SABBIO - FIUME CHIESE

Il tratto in questione è localizzato nel contesto fisiografico della regione prealpina, ed ha inizio presso una traversa a monte dell'abitato di Barghe (figure 5.19 e 5.20), per terminare circa 6 km a valle, in prossimità di una gola in roccia. La presenza di terrazzi antichi a contatto diretto delle sponde comporta un grado di confinamento pari al 23% ed un indice di confinamento pari a 6.7, per cui il tratto risulta semi-confinato. L'alveo, costituito principalmente da ciottoli e ghiaie, presenta una morfologia sinuosa a letto piano, una larghezza media di circa 20 metri ed una pendenza dello 0.44%. L'artificialità dell'alveo è legata principalmente alla presenza di difese di sponda (A6) localizzate in prossimità dei centri abitati, al taglio della vegetazione in fascia perifluviale (A12) ed alla rimozione del materiale legnoso (A11) (tabella 5.11). Le portate liquide e solide (A1 e A2) provenienti da monte sono alterate rispettivamente dalla traversa che regola il deflusso del Fiume Chiese in uscita dal lago d'Idro e dalle sistemazioni idraulico-forestali presenti nel bacino. Le opere sopradette, insieme alla traversa colmata localizzata all'inizio del tratto, contribuiscono a limitare la funzionalità dei processi geomorfologici del tratto, che risultano essere la componente più alterata dell'indice IQM. Il flusso di sedimenti e materiale legnoso (F1) risulta essere significativamente modificato, la piana inondabile è praticamente assente (F2) e le formazioni funzionali in fascia perifluviale sono discontinue e poco estese (F12 e F13). Per quanto riguarda le variazioni morfologiche, si registrano una lieve incisione, pari a circa 1 metro (V3), ed un restringimento più marcato dell'alveo, -34% rispetto al 1954 (V2).

Lo stato morfologico del tratto è in dunque moderato, con un valore di IQM pari a 0.68.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	B	A1	B	V1	A
F2	C	A2	B1	V2	B
F4	A	A3	A	V3	B
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	B	Funzionalità	0.151 (49%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.410 (79%)
F9	B	A7	A	Variazioni morfologiche	0.122 (71%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.083 (58%)
F11	C	A9	A	Vegetazione	0.036 (38%)
F12	C	A10	A		
F13	B	A11	B	IQM	0.68
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.11 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Sabbio.

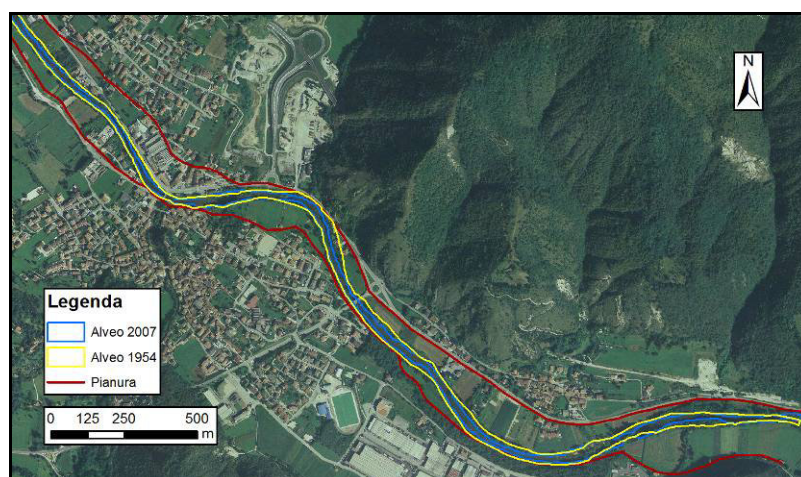


Figura 5.19 - Immagine aerea di una porzione del tratto Sabbio.



Figura 5.20 - Traversa localizzata all'estremità di monte del tratto Sabbio.

TRATTO MONTICHIARI - FIUME CHIESE

Il tratto di alta pianura del Fiume Chiese si estende per circa 7 km, tra l'abitato di Calcinato e quello di Montichiari (figura 5.21). L'alveo scorre non confinato, con andamento meandriforme, su sedimenti prevalentemente ghiaiosi con una larghezza media di 20 metri ed una pendenza dello 0.3%.

La funzionalità del tratto risulta molto compromessa a causa delle alterazioni delle portate liquide e solide provenienti da monte (A1 e A2) e delle difese di sponda presenti in maniera continua sul lato esterno delle curve (A6) (tabella 5.12 e figura 5.22). La presenza di queste difese impedisce i processi di erosione delle sponde (F4) e di evoluzione planimetrica dell'alveo, per cui ne consegue una pesante alterazione delle forme e dei processi attesi (F7) e della variabilità della sezione (F9). Inoltre anche la quasi totale assenza della piana inondabile (F2), la rimozione del materiale legnoso (A11) e le scarse dimensioni delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale (F12) contribuiscono a peggiorare le condizioni morfologiche del tratto, che presenta tuttavia una fascia potenzialmente erodibile ampia (F5) in quanto le difese si trovano quasi sempre su una sola sponda del corso d'acqua, quella in erosione, lasciando così possibile l'erosione di quella opposta. L'alveo risulta inoltre aver subito notevoli modificazioni rispetto agli anni '50 del secolo scorso, con una riduzione della larghezza del 51% (V2) ed un' incisione media nel tratto (V3) di circa 2 metri. Lo stato morfologico è moderato con un IQM pari a 0.52.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	B	A1	B	V1	A
F2	C	A2	B1	V2	C
F4	C	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	B	Funzionalità	0.085 (26%)
F8	C	A6	C	Artificialità	0.338 (67%)
F9	C	A7	B	Variazioni morfologiche	0.098 (58%)
F10	B	A8	A	Continuità laterale	0.042 (30%)
F11	C	A9	A	Vegetazione	0.042 (46%)
F12	B	A10	B		
F13	B	A11	B	IQM	0.52
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.12 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Montichiari.

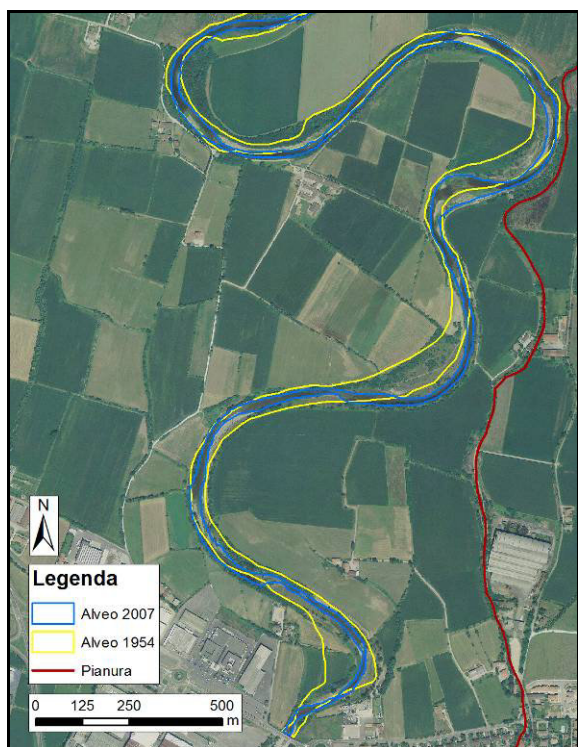


Figura 5.21 - Immagine aerea di una porzione del tratto Montichiari.



Figura 5.22 - Difese spondali presenti nel tratto Montichiari.

TRATTO ACQUANEGRA - FIUME CHIESE

Il tratto di bassa pianura del Fiume Chiese, localizzato tra l'abitato di Acquanegra sul Chiese e la confluenza nel Fiume Oglio, ha una morfologia di tipo meandriforme ed una lunghezza di circa 6.5 km (figura 5.23). La larghezza media dell'alveo, costituito principalmente da ghiaie e sabbie, è di 17 metri, con una pendenza media dello 0.08%.

Nel tratto non sono presenti molti elementi artificiali, tranne alcune difese di sponda (A6) ed argini (A7), sia principali che secondari (figura 5.24) che però sono quasi sempre lontani delle sponde, lasciando una fascia potenzialmente erodibile relativamente ampia (F5) (tabella 5.13). Così come negli altri due tratti di studio esaminati lungo il Fiume Chiese, le portate liquide e solide (A1 e A2) provenienti da monte sono alterate rispettivamente dalla traversa che regola il deflusso del Fiume Chiese in uscita dal lago d'Idro e dalle sistemazioni idraulico-forestali presenti nel bacino. La funzionalità del tratto, che presenta il sub-indice più penalizzato, risulta comunque limitata dalle opere sopra descritte: la piana inondabile (F2) risulta estremamente limitata nella continuità e nell'estensione, non si rinvennero forme tipiche di pianura (F8) e la sezione risulta alterata in alcune porzioni del tratto (F9). Una stretta fascia di formazioni funzionali è presente con discreta continuità lungo le sponde (F13), mentre la restante fascia perfluviale è occupata principalmente da formazioni semi-funzionali quali pioppeti e vivai di piante ornamentali (F12). Per quanto riguarda le variazioni morfologiche, si registra un notevole restringimento dell'alveo (-37%) rispetto al 1954 (V2) ed un'incisione media nel tratto di circa un metro (V3).

Lo stato morfologico è moderato con un IQM pari a 0.65.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	B	V1	A
F2	C	A2	B1	V2	C
F4	B	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	B	A5	B	Funzionalità	0.176 (54%)
F8	C	A6	B	Artificialità	0.380 (75%)
F9	B	A7	B	Variazioni morfologiche	0.099 (58%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.060 (43%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.042 (46%)
F12	B	A10	A		
F13	B	A11	B	IQM	0.65
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.13 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Acquanegra.

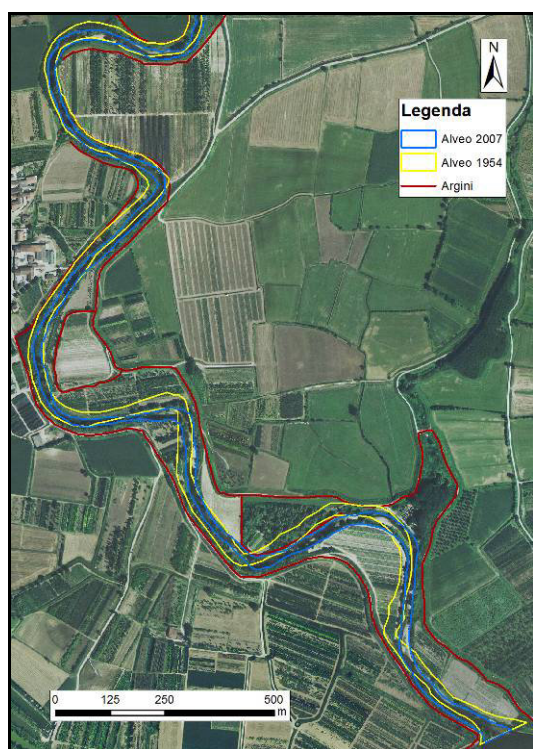


Figura 5.23 - Immagine aerea di una porzione del tratto Acquanegra.



Figura 5.24 - Argini secondari presenti nel tratto Acquanegra.

TRATTO SERRAVALLE - FIUME SESIA

Il tratto esaminato ha inizio alla confluenza tra il Fiume Sesia e il torrente Sesslera, proveniente dalla destra idrografica, e termina in coincidenza di una traversa di derivazione localizzata circa 3 km più a valle (figura 5.25). Il tratto, che presenta una morfologia sinuosa a barre alternate, si trova in ambito fisiografico collinare-montano ed è definibile come semi-confinato, in quanto l'indice di confinamento ha valore di 3.73. L'alveo, costituito principalmente da sedimenti ghiaiosi e ciottolosi ha una larghezza media di 188 metri ed una pendenza media dello 0.4%.

Diversi aspetti legati alla funzionalità del tratto in questione risultano penalizzati (tabella 5.14): la presenza di piana inondabile continua ma non ampia (F2), la variabilità della sezione (F9) e la struttura del substrato (F10) sono inoltre molto influenzati dalla presenza della traversa a valle (A4) che causa un rallentamento del flusso dell'acqua. Questo rallentamento della corrente provoca sedimentazione che dà luogo al fenomeno del clogging (F10) ed alla deposizione di forme che alterano la morfologia tipica di un alveo sinuoso a barre alternate (F9). Nel tratto sono presenti inoltre difese di sponda (A6) e arginature (A7), mentre la presenza di due dighe e opere di sistemazione idraulico forestali nel bacino a monte alterano parzialmente le portate solide (A2). Il tratto presentava una morfologia *wandering* negli anni '50 del secolo scorso (V1) ed ha inoltre subito un'incisione media nel tratto pari a circa un metro (V3), verificata con misurazioni sul campo e grazie all'osservazione delle pile sottoscavate del ponte presente nel tratto (figura 5.26). Lo stato morfologico può definirsi buono con un valore di IQM pari a 0.71.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	B
F2	B	A2	B1	V2	A
F4	A	A3	A	V3	B
F5	B	A4	B	Sub-indici IQM	
F7	B	A5	B	Funzionalità	0.201 (65%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.381 (74%)
F9	B	A7	B	Variazioni morfologiche	0.123 (71%)
F10	B	A8	A	Continuità laterale	0.076 (53%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.065 (69%)
F12	B	A10	A		
F13	A	A11	B	IQM	0.71
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.14 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Serravalle.

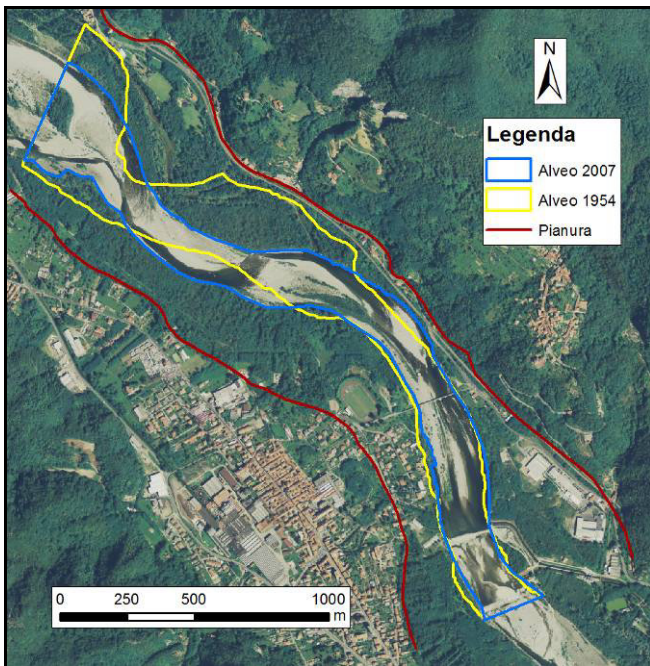


Figura 5.25 - Immagine aerea del tratto Serravalle.



Figura 5.26 - Pile sottoscavate del ponte, ad evidenza del processo d'incisione che ha interessato il tratto di Serravalle.

TRATTO ARBORIO - FIUME SESIA

Il tratto di Arborio si trova in un contesto fisiografico di alta pianura, dove scorre non confinato per circa 6 km a valle dell'abitato di Ghislarengo (figura 5.27). L'alveo ha una morfologia a canali intrecciati, con pendenza media del 0.31% ed una larghezza media di 383 metri. La funzionalità del tratto non è particolarmente penalizzata: risultano discontinue e di ampiezza limitata la piana inondabile (F2), la fascia potenzialmente erodibile (F5) e la vegetazione in fascia perifluviale (F12) (tabella 5.15), mentre si riscontrano diverse erosioni di sponda e depositi di materiale legnoso (figura 5.28). I valori di questi indicatori sono dovuti al fatto che sono presenti delle arginature (A7) per tutta la lunghezza del tratto, sia in destra che in sinistra idrografica, poste quasi sempre in prossimità o a diretto contatto dell'alveo. Questa condizione fa sì che il sub-indice di continuità laterale sia il più pesantemente penalizzato. Ulteriori elementi di artificialità sono le difese di sponda (A6) e gli impianti di cava che testimoniano un intenso prelievo di sedimenti operato nei decenni scorsi (A10). La presenza di due dighe e di opere di sistemazione idraulico-forestali nel bacino a monte, che alterano parzialmente le portate solide (A2), hanno contribuito, insieme all'estrazione dei sedimenti, alle attività di rimozione del materiale legnoso (A11) ed ai tagli selettivi nella fascia perifluviale (A12), alle variazioni morfologiche che si registrano nel tratto. Rispetto agli anni '50 del secolo scorso si possono infatti osservare un limitato restringimento dell'alveo (-14%) e ad una più marcata incisione, con un valore medio di circa 1.2 metri nel tratto. Lo stato morfologico risulta quindi essere buono, con un valore di IQM pari a 0.76.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	B1	V2	A
F4	A	A3	A	V3	B
F5	B	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	A	Funzionalità	0.259 (84%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.360 (69%)
F9	A	A7	C	Variazioni morfologiche	0.144 (83%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.054 (38%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.065 (69%)
F12	B	A10	C		
F13	A	A11	B	IQM	0.76
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.15 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Arborio.

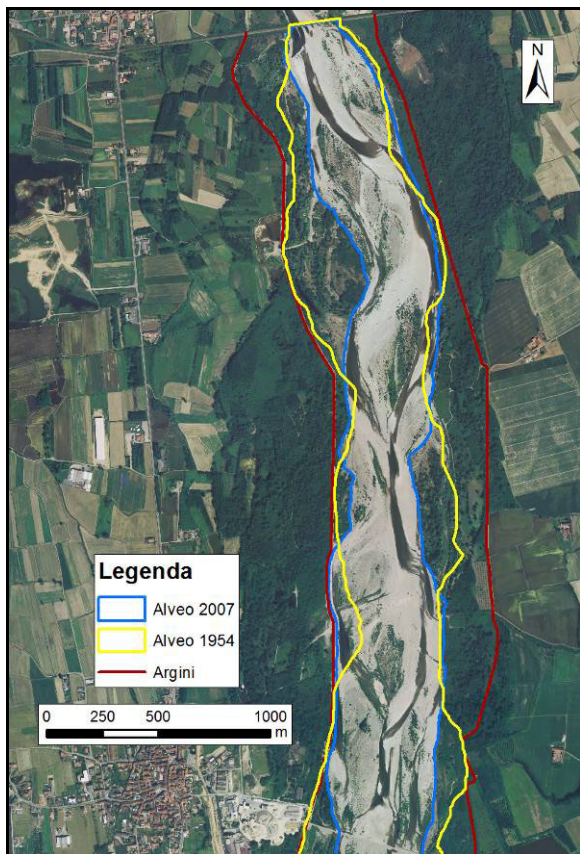


Figura 5.27 - Immagine aerea di una porzione del tratto Arborio.

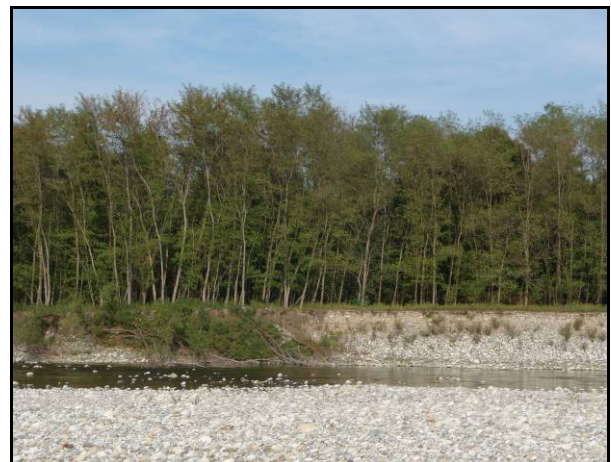


Figura 5.28 - Sponda in erosione e detrito legnoso presente all'interno del tratto Arborio.

TRATTO CARESANA- FIUME SESIA

Questo tratto, localizzato nella bassa pianura vercellese, si trova nei pressi dell'abitato di Caresana ed ha una lunghezza di circa 6 km (figura 5.29). L'alveo presenta una morfologia meandriforme, con una larghezza media di circa 132 metri ed una pendenza dello 0.04%. La granulometria dei sedimenti è prevalentemente quella di ghiaie e sabbie.

Uno dei principali impatti che si registrano all'interno del tratto è la presenza diffusa di difese di sponda (A6), localizzate con continuità sul lato esterno delle curve. A causa di queste opere, che sono presenti per una lunghezza pari al 41% del totale delle sponde, i processi di erosione delle sponde sono generalmente impediti (F4 e F7) (tabella 5.16). In destra idrografica è inoltre presente un argine (A7) che si mantiene vicino o a contatto dell'alveo per circa un quarto della lunghezza totale del tratto. Queste opere longitudinali, insieme alla significativa incisione dell'alveo (V3), circa 2.7 metri stimati sul campo (figura 5.30), limitano l'estensione e la continuità della piana inondabile (F2) e della vegetazione funzionale in fascia perfluviale (F12), come testimoniato anche dai sub-indici di continuità laterale e di vegetazione. Oltre al minore apporto solido da monte dovuto alla presenza di sei invasi nel bacino montano, due in quello dell'alto Sesia e quattro in quello dell'affluente Cervo (A2), questo fenomeno di incisione, a cui si è accompagnato un restringimento del 27% dell'alveo (V2), è indubbiamente legato all'estrazione diretta di sedimenti in alveo (A10), testimoniata dalla presenza di un impianto di lavorazione in area golenale.

Complessivamente lo stato morfologico risulta essere moderato con un valore dell'indice IQM pari a 0.67.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	B	A2	B1	V2	B
F4	B	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	C	A5	A	Funzionalità	0.197 (61%)
F8	A	A6	C	Artificialità	0.352 (69%)
F9	A	A7	B	Variazioni morfologiche	0.120 (71%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.063 (45%)
F11	C	A9	A	Vegetazione	0.042 (46%)
F12	B	A10	C		
F13	B	A11	B	IQM	0.67
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.16 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Caresana.

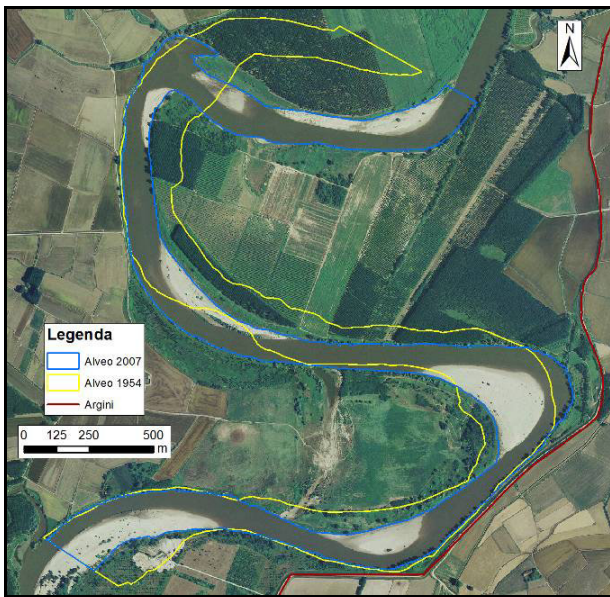


Figura 5.29 - Immagine aerea del tratto Caresana.



Figura 5.30 - Dislivello altimetrico, 2.7 metri circa, tra piana inondabile in primo piano e terrazzo recente sullo sfondo.

TRATTO DEMONTE - FIUME STURA DI DEMONTE

Il tratto in questione scorre non confinato per poco meno di 5 km nel fondovalle della Valle Stura, tra l'abitato di Demonte e quello di Gaiola, nel contesto fisiografico montuoso alpino (figura 5.31). L'alveo, che presenta una morfologia a canali intrecciati con una notevole presenza di vegetazione, è costituito principalmente da ghiaie e ciottoli, ha una larghezza media di 81 metri ed un pendenza dello 0.8%.

Gli elementi di artificialità maggiormente rilevanti nel tratto sono la presenza di pennelli e difese di sponda (A6) e l'intensa attività di prelievo di sedimenti in alveo compiuta negli ultimi decenni del secolo scorso (A10) (tabella 5.17). A monte del tratto sono inoltre presenti tre invasi, a cui è sotteso il 41% del bacino alla chiusura del tratto, che influenzano notevolmente il trasporto solido e le portate liquide (A1 e A2). Gli elementi sopraddetti, insieme alla parziale rimozione del materiale legnoso in alveo (A11) ed ai tagli selettivi della vegetazione nella fascia perifluviale (A12), hanno portato nel corso dei decenni scorsi a cospicue variazioni morfologiche, il cui sub-indice risulta essere il più penalizzato. L'alveo ha subito un restringimento del 39% rispetto al 1954 (V2) ed un'incisione media nel tratto pari a circa 2.5 metri (V3). Ulteriori penalizzazioni sono legate alle ridotte dimensioni della piana inondabile (F2), sostanzialmente limitata ad una serie di isole presenti in alveo, e ad un'alterazione delle forme attese in alcune porzioni del tratto dovute alla presenza di due ponti (A5) e di una soglia localizzata al termina del tratto (figura 5.32).

Complessivamente le condizioni del tratto risultano comunque buone, con un valore dell'IQM pari a 0.71.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	B	V1	A
F2	B	A2	B2	V2	C
F4	A	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	B	A5	B	Funzionalità	0.266 (86%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.345 (67%)
F9	A	A7	A	Variazioni morfologiche	0.101 (58%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.112 (78%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.079 (85%)
F12	A	A10	C		
F13	A	A11	B	IQM	0.71
		A12	B	Classe	BUONO

Tabella 5.17 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Demonte.

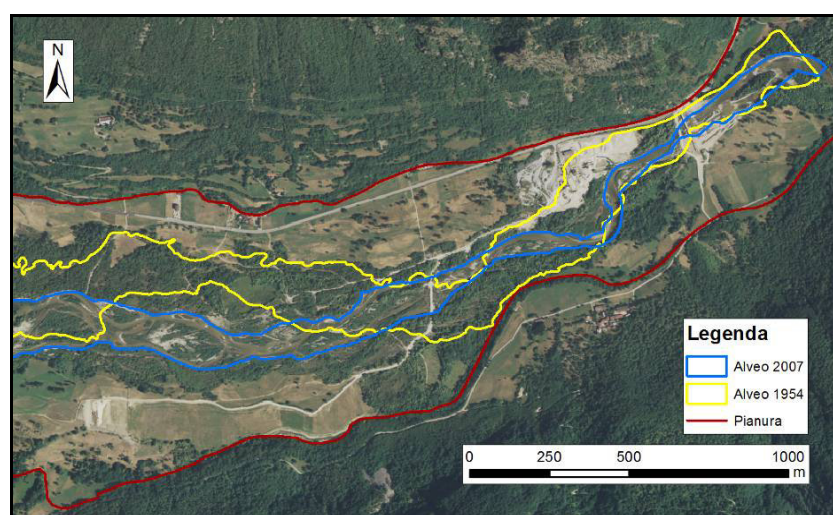


Figura 5.31 - Immagine aerea di una porzione del tratto Demonte.



Figura 5.32 - Soglia e pennelli localizzati al termine del tratto Demonte.

TRATTO RONCHI - FIUME STURA DI DEMONTE

Questo tratto si trova nel contesto fisiografico dell'alta pianura cuneese nella quale scorre, sia pure senza essere confinato, tra due serie di terrazzi antichi. L'estremità a monte è localizzata nei pressi dell'abitato di Ronchi, quella a valle all'altezza di Castelletto Stura (figura 5.33). L'alveo ha una morfologia a canali intrecciati, con una larghezza media pari a 249 metri ed una pendenza media dell'1%. I sedimenti che costituiscono l'alveo sono principalmente ghiaie.

Il tratto presenta un'elevata funzionalità ed una scarsa presenza di elementi artificiali, sono infatti praticamente assenti arginature, difese di sponda ed opere trasversali, per cui la fascia potenzialmente erodibile (F5) risulta ampia e continua (tabella 5.18). Inoltre la pianura compresa tra i versanti e l'alveo non presenta alcun dislivello con la sommità delle barre, per cui può essere definita come piana inondabile (F2) ed indica un'assenza di fenomeni di incisione (V3). Questa condizione di connessione tra alveo e piana inondabile fa sì che il sub-indice di continuità laterale non presenti alcuna penalizzazione. Nella fascia perifluviale sono presenti sia formazioni vegetali funzionali (aree boscate) che formazioni semi-funzionali (pioppeti); mentre l'ampiezza delle prime è elevata (F12), la continuità lungo le sponde non è completa (F13) poiché sono anche presenti coltivazioni e pioppeti a diretto contatto con l'alveo. La presenza di invasi nel bacino a monte non comporta particolari alterazioni delle portate liquide (A1) mentre il trasporto solido (A2) risulta condizionato dallo sbarramento di Roccasparvera posto al termine della Valle Stura. Un apporto consistente di sedimenti viene comunque garantito dal torrente Gesso, principale affluente dello Stura di Demonte, nel cui bacino sono presenti dighe che sottendono aree minori. Nel tratto, all'interno dell'alveo, sono inoltre presenti innumerevoli accumuli di detrito legnoso, anche di grandi dimensioni (figura 5.34).

La morfologia del tratto risultava a canali intrecciati anche nelle foto aeree del 1954 (V1), ma l'alveo ha subito un restringimento del 18% rispetto a tale data (V2). Lo stato morfologico del tratto risulta quindi elevato con un valore dell'indice IQM pari a 0.88.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	A
F2	A	A2	B2	V2	B
F4	A	A3	A	V3	A
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	A	Funzionalità	0.288 (93%)
F8	N/V	A6	A	Artificialità	0.446 (86%)
F9	A	A7	A	Variazioni morfologiche	0.151 (88%)
F10	A	A8	A	Continuità laterale	0.144 (100%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.058 (62%)
F12	A	A10	A		
F13	B	A11	B	IQM	0.88
		A12	B	Classe	ELEVATO

Tabella 5.18 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Ronchi.

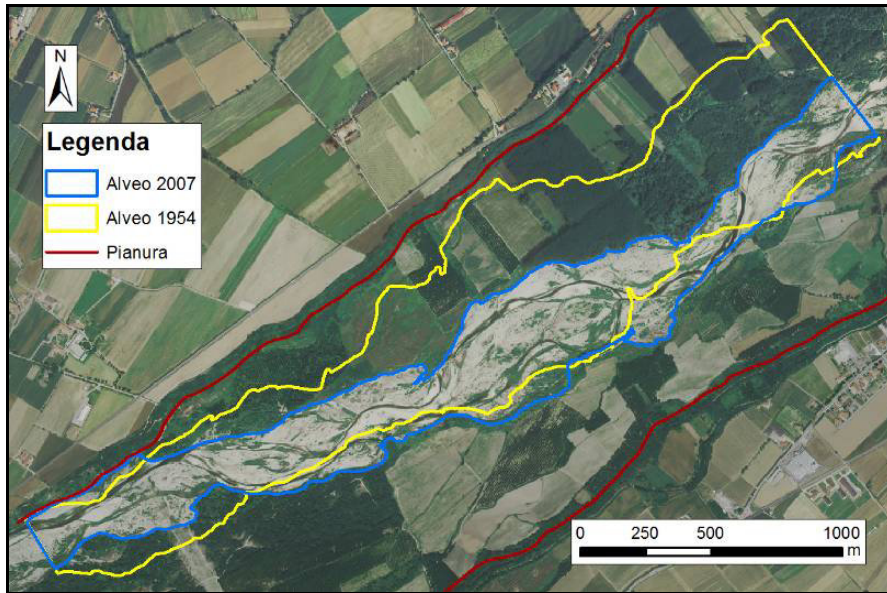


Figura 5.33 - Immagine aerea del tratto Ronchi.



Figura 5.34 - Detrito legnoso presente all'interno dell'alveo del tratto Ronchi.

TRATTO CERVERE - FIUME STURA DI DEMONTE

Anche questo tratto, come il precedente, è localizzato nel contesto fisiografico dell'alta pianura cuneese, dove scorre, tra gli abitati di Salmour e Cervere, incassato tra le scarpate dei terrazzi antichi (figura 5.35). La pianura attuale ha comunque delle dimensioni tali da far sì che non vi sia confinamento ($I_c = 4.9$). L'alveo presenta una morfologia *wandering*, con una larghezza media di 138 metri ed una pendenza media dello 0.4%. I sedimenti sono costituiti prevalentemente da ghiaie. Le moderate condizioni morfologiche del tratto derivano principalmente dall'intensa attività di estrazione di sedimenti compiuta nei decenni scorsi (A10) e dall'alterazione delle portate solide provenienti da monte (A2) a causa degli invasi localizzati nelle valli Stura e Gesso (tabella 5.19). Nel tratto sono inoltre presenti alcune difese di sponda (A6). A questi elementi si devono aggiungere le attività di taglio della vegetazione nella fascia perfluviale (A12) e di rimozione del materiale legnoso in alveo (A11). L'insieme di queste attività ha avuto un significativo impatto sulle condizioni del tratto, comportando il passaggio da una morfologia a canali intrecciati negli anni '50 del secolo scorso all'attuale configurazione di tipo *wandering* (V1). In concomitanza con questa variazione della configurazione morfologica, si è verificato un significativo restringimento dell'alveo (-47%) (V2) ed un'incisione media del tratto pari a 2,6 metri (V3). Queste alterazioni fanno sì che le variazioni morfologiche siano la componente più penalizzata nel calcolo dell'indice IQM. A causa del sopradetto processo di incisione varie superficie della pianura risultano inoltre disconnesse dall'alveo e la piana inondabile è presente in maniera discontinua e limitata (F2). Ulteriore conseguenza del processo di incisione dell'alveo è l'affioramento del substrato roccioso (F10), che si è manifestato in quanto nel tratto lo spessore del materasso alluvionale è esiguo (figura 5.36). Complessivamente lo stato morfologico del tratto è moderato, con un IQM pari a 0.69.

Funzionalità		Artificialità		Variazioni morfologiche	
F1	A	A1	A	V1	B
F2	B	A2	B2	V2	C
F4	A	A3	A	V3	B
F5	A	A4	A	Sub-indici IQM	
F7	A	A5	A	Funzionalità	0.230 (74%)
F8	N/V	A6	B	Artificialità	0.381 (74%)
F9	A	A7	A	Variazioni morfologiche	0.079 (46%)
F10	C1	A8	A	Continuità laterale	0.112 (78%)
F11	A	A9	A	Vegetazione	0.058 (62%)
F12	A	A10	C		
F13	B	A11	B	IQM	0.69
		A12	B	Classe	MODERATO

Tabella 5.19 - Valori degli indicatori, dei sub-indici, dell'indice IQM e stato morfologico del tratto Cervere.

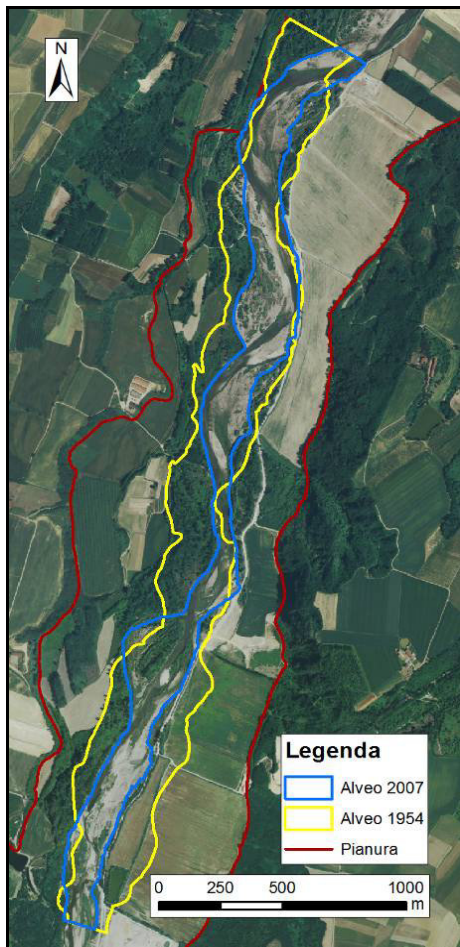


Figura 5.35 - Immagine aerea del tratto Cervere.



Figura 5.36 - Affioramento del substrato roccioso all'interno del tratto di Cervere.

Analizzando in maniera complessiva i risultati relativi all'applicazione dell'indice IQM nei 18 tratti di studio (tabella 5.20) si può osservare come la metà dei tratti presenta una classe di qualità moderata, mentre in un terzo dei tratti lo stato morfologico è buono. Una classe di qualità elevata viene raggiunta solamente in due tratti mentre un unico tratto mostra una classe di qualità scadente. Le mediane dei valori dell'indice IQM calcolati sui diversi corsi d'acqua presentano una differenza statisticamente significativa (Kruskal-Wallis $H = 11.44$, $P = 0.04$). In particolare i corsi d'acqua che risultano essere nelle migliori condizioni morfologiche sono Tagliamento e Stura di Demonte, gli unici in cui sono presenti dei tratti in condizioni morfologiche elevate, Carpaccio e Ronchi (tabella 5.20 e figura 5.37). La situazione opposta si verifica sui fiumi Adige e Chiese: nel primo sono presenti due tratti in condizioni moderate ed uno in condizioni scadenti (Verona), nel secondo tutti i tratti evidenziano uno stato moderato di qualità morfologica. Condizioni intermedie vengono registrate nei tratti di studio localizzati lungo i fiumi Brenta e Sesia, che presentano condizioni buone e moderate. La localizzazione nei diversi contesti fisiografici (montano, alta e bassa pianura) non determina invece una differenza statisticamente significativa dei valori dell'indice IQM.

FIUME	TRATTO	IQM CLASSE	SUB FUN (%)	SUB ART (%)	SUB VAR (%)	SUB C.LAT. (%)	SUB VEG (%)
Tagliamento	Cavazzo	0.77 BUONO	77	79	71	60	46
Tagliamento	Carpacco	0.85 ELEVATO	91	85	75	83	85
Tagliamento	Latisana	0.71 BUONO	50	86	58	68	62
Brenta	Grigno	0.58 MODERATO	44	71	46	38	62
Brenta	Tezze	0.63 MODERATO	70	67	42	53	46
Brenta	Curtarolo	0.73 BUONO	55	83	71	85	69
Adige	Borghetto	0.55 MODERATO	35	58	83	10	38
Adige	Verona	0.46 SCADENTE	17	53	83	30	15
Adige	Legnago	0.58 MODERATO	62	63	42	44	46
Chiese	Sabbio	0.68 MODERATO	49	79	71	58	38
Chiese	Montichiari	0.52 MODERATO	26	67	58	30	46
Chiese	Acquanegra	0.65 MODERATO	54	75	58	43	46
Sesia	Serravalle	0.71 BUONO	65	74	71	53	69
Sesia	Arborio	0.76 BUONO	84	69	83	38	69
Sesia	Caresana	0.67 MODERATO	61	69	71	45	46
Stura Demonte	Demonte	0.71 BUONO	86	67	58	78	85
Stura Demonte	Ronchi	0.88 ELEVATO	93	86	88	100	62
Stura Demonte	Cervere	0.69 MODERATO	74	74	46	78	62

Tabella 5.20 - Valori dell'indice IQM, classe di qualità morfologica e percentuale di punteggio ottenuto rispetto al totale da parte dei sub-indici relativi ai diciotto tratti di studio. SUB FUN: sub-indice di funzionalità, SUB ART sub-indice di artificialità, SUB VAR: sub indice variazioni morfologiche, SUB C.LAT.: sub-indice di continuità laterale e SUB VEG: sub-indice di vegetazione.

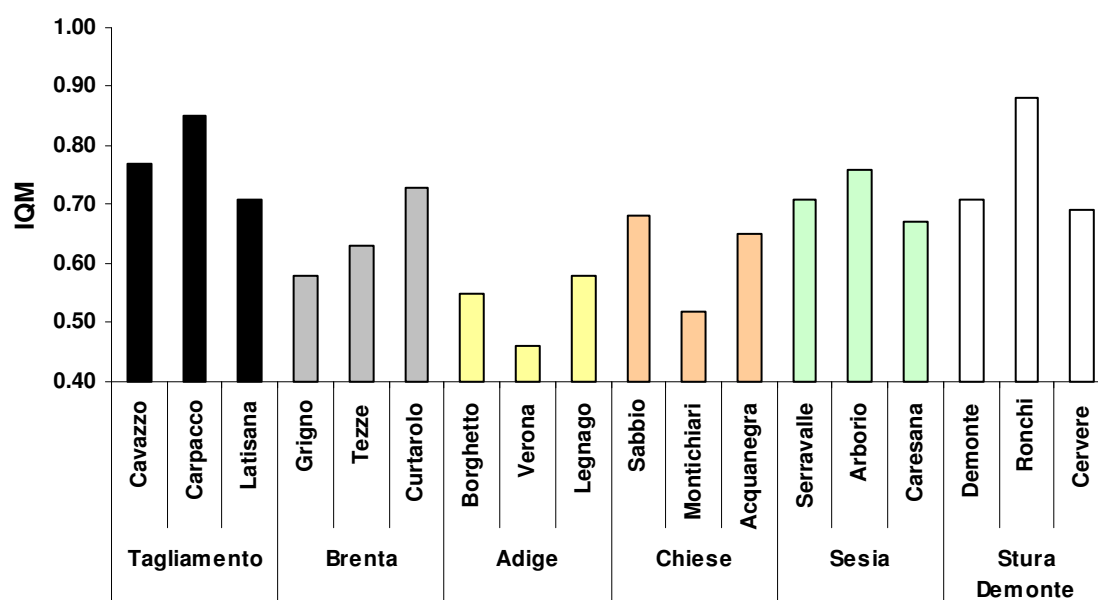


Figura 5.37 - Valori dell'indice IQM dei tratti di studio suddivisi in base al fiume di appartenenza.

Nella tabella 5.20 vengono riportati inoltre i valori dei sub-indici esaminati, espressi come percentuale del valore calcolato nel tratto rispetto al punteggio massimo disponibile. Tra i sub-indici verticali, quello di funzionalità mostra il range di valori più esteso con un valore minimo pari al 17% e massimo pari al 93%, mentre i sub-indici di artificialità e delle variazioni morfologiche presentano un intervallo di valori meno esteso. I valori minimo e massimo registrati per il primo sono 53% e 86%, per il secondo rispettivamente 42% e 88%. Anche il sub-indice orizzontale di continuità laterale mostra valori ben diversificati tra i diversi tratti, con un minimo del 10% ed un massimo del 100%, mentre il range dei valori del sub-indice di vegetazione risulta essere leggermente inferiore, spaziando dal 15% all'85%. I risultati relativi ai sub-indici indicano come la funzionalità sia la componente dell'IQM più penalizzata nella maggior parte dei tratti, seguita dalle variazioni morfologiche e dall'artificialità.

Nella tabella 5.21 sono indicati, per ogni indicatore dell'indice IQM, il numero e la frequenza con cui le risposte sono state attribuite alle diverse classi. In questo modo è possibile evidenziare quali sono gli indicatori che ricevono più frequentemente delle penalizzazioni, ovvero quando l'indicatore viene attribuito alla classe B o C. Tra gli indicatori di funzionalità quelli maggiormente penalizzati sono F2 (Presenza di piana inondabile), F5 (Presenza di una fascia potenzialmente erodibile), F7 (Forme e processi tipici della configurazione morfologica), F8 (Presenza di forme tipiche di pianura) per il quale va ricordato che è stato applicato solamente in sei tratti, F9 (Variabilità della sezione), F12 (Ampiezza delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale) e F13 (Estensione lineare delle formazioni funzionali lungo le sponde). Gli indicatori di artificialità che più frequentemente ricadono in classe B e C sono invece A2 (Opere di alterazione delle portate solide), A5 (Opere di attraversamento), A6 (Difese di sponda), A10 (Rimozione di sedimenti), A11 (Rimozione del materiale legnoso) e A12 (Taglio della vegetazione in fascia perifluviale); V2 (Variazioni di larghezza) e V3 (Variazioni altimetriche) tra quelli relativi alle variazioni morfologiche.

Indicatore	A	B		C		Totale	Frequenza (%)				
		B1	B2	C1	C2		A	B	C		
F1	14	4		0		18	78	22	0		
F2	2	12		4		18	11	67	22		
F4	10	4		3		17	59	23	18		
F5	8	7		3		18	44	39	17		
F7	7	4		7		18	39	22	39		
F8	1	1		4		6	17	17	67		
F9	8	4		6		18	44	22	66		
F10	11	3		1	0	15	73	20	7	0	
F11	13	//		5		18	72	//	28		
F12	5	10		3		18	28	55	17		
F13	5	13		0		18	28	72	0		
A1	11	4		3		18	61	22	17		
A2	2	8	8	0	0	18	12	44	44	0	0
A3	18	0		0		18	100	0	0		
A4	16	2		0		18	89	11	0		
A5	6	12		0		18	33	67	0		
A6	3	11		4		18	17	61	22		
A7	8	8		2		18	44	44	12		
A8	18	0		0		18	100	0	0		
A9	17	1		0	0	18	94	6	0	0	
A10	7	5		6		18	39	28	33		
A11	0	17		1		18	0	94	6		
A12	1	16		1		18	6	88	6		
V1	15	2		1		18	83	11	6		
V2	4	6		8		18	22	33	45		
V3	2	14		2	0	18	11	78	11	0	

Tabella 5.21 - Numerosità e frequenza relativa delle classi attribuite agli indicatori IQM.

5.2 ODONATI: ASPETTI FAUNISTICI

Nel corso della presente ricerca sono state rilevate complessivamente 41 specie di Odonati, di cui 15 di Zigaretteri e 26 di Anisotteri, tenendo conto di tutte le metodologie di campionamento. Questo valore è pari al 44% delle 93 specie osservate in Italia (www.odonata.it, 2013).

Analizzando il numero di specie rilevate nei diversi corsi d'acqua indagati, Sesia, Stura di Demonte e Tagliamento mostrano i valori più alti, pari rispettivamente a 30, 29 e 28 specie (tabella 5.22). Un valore leggermente inferiore viene registrato sul Fiume Brenta, 26 specie, mentre sul Fiume Adige e Chiese sono state rilevate 16 specie. Quattro specie di Zigaretteri (*Calopteryx splendens*, *Lestes viridis*, *Ischnura elegans* e *Platycnemis pennipes*) sono state rinvenute in tutti i corsi d'acqua oggetto della ricerca, mentre tra gli Anisotteri le specie più diffuse sono presenti solamente in cinque corsi d'acqua. La maggior parte delle specie sono state rilevate sia nei corsi d'acqua provenienti dalle Alpi centro-occidentali, che in quelli che si originano nelle Alpi orientali. Le uniche specie il cui areale di distribuzione non ricopre in maniera omogenea l'intera area di studio sono *Lestes parvidens*, che è stata rinvenuta esclusivamente nei corsi d'acqua della Pianura Veneto-Friulana (Adige, Brenta e Tagliamento), e quelle appartenenti alla famiglia *Gomphidae* che, al contrario, sono generalmente assenti o scarsamente rappresentate negli stessi.

La presenza degli Odonati è stata rilevata in 65 dei 72 siti di studio, ovvero il 90% del totale, e le specie più diffuse tra gli Zigaretteri sono *Calopteryx splendens* ed *Ischnura elegans*, osservate in 44 siti, seguite da *Platycnemis pennipes* rilevata in 35 siti (figura 5.38). Le specie meno diffuse risultano invece essere *Erythromma viridulum*, *Sympecma fusca* e *Ceriagrion tenellum* avvistati rispettivamente in 4, 3 e 2 siti. Per quanto riguarda gli Anisotteri le specie rinvenute più frequentemente sono *Onychogomphus forcipatus* (27 siti), *Sympetrum striolatum* (24 siti) ed *Orthetrum albistylum* (21 siti); le meno diffuse sono *Somatochlora metallica*, *Libellula quadrimaculata* ed *Aeshna isosceles*, rilevate in due siti, ed *Aeshna affinis* e *Brachytron pratense*, rilevate in un solo sito (figura 5.39). Si può quindi osservare come le specie più diffuse tra gli Anisotteri sono stati in un numero di siti inferiore rispetto a quello delle specie più diffuse tra gli Zigaretteri.

	TAGLIAMENTO BRENTA	ADIGE	CHIESE	SESIA	STURA DEMORTE
Zygoptera					
<i>Calopteryx splendens</i>	x	x	x	x	x
<i>Calopteryx virgo</i>	x	x		x	x
<i>Lestes sponsa</i>			x	x	
<i>Lestes parvidens</i>	x	x	x		
<i>Lestes viridis</i>	x	x	x	x	x
<i>Sympecma fusca</i>	x			x	
<i>Ceriagrion tenellum</i>					x
<i>Coenagrion puella</i>	x	x	x	x	x
<i>Enallagma cyatigerum</i>	x			x	x
<i>Erythromma lindenii</i>	x	x		x	
<i>Erythromma viridulum</i>		x			x
<i>Ischnura elegans</i>	x	x	x	x	x
<i>Ischnura pumilio</i>	x	x		x	x
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		x		x	x
<i>Platycnemis pennipes</i>	x	x	x	x	x
Anisoptera					
<i>Aeshna affinis</i>		x			
<i>Aeshna cyanea</i>	x	x	x	x	x
<i>Aeshna isosceles</i>	x				x
<i>Aeshna mixta</i>	x	x	x	x	x
<i>Anax imperator</i>	x	x		x	x
<i>Anax parthenope</i>				x	x
<i>Brachytron pratense</i>			x		
<i>Gomphus flavipes</i>				x	
<i>Gomphus vulgatissimus</i>				x	x
<i>Onycogomphus forcipatus</i>	x			x	x
<i>Ophiogomphus cecilia</i>			x	x	
<i>Cordulegaster boltonii</i>	x			x	x
<i>Somatochlora metallica</i>		x			
<i>Crocothemis erythrea</i>	x	x		x	x
<i>Libellula depressa</i>		x	x	x	x
<i>Libellula fulva</i>	x			x	x
<i>Libellula quadrimaculata</i>		x		x	
<i>Orthetrum albistylum</i>	x	x	x	x	
<i>Orthetrum brunneum</i>	x	x		x	x
<i>Orthetrum cancellatum</i>	x	x	x		x
<i>Orthetrum coerulescens</i>	x	x		x	x
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	x	x		x	
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	x	x		x	x
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	x			x	x
<i>Sympetrum sanguineum</i>	x		x	x	x
<i>Sympetrum striolatum</i>	x	x	x	x	x
N° totale specie osservate	28	26	16	30	29

Tabella 5.22 - Specie di Odonati rilevate nei fiumi oggetto della ricerca.

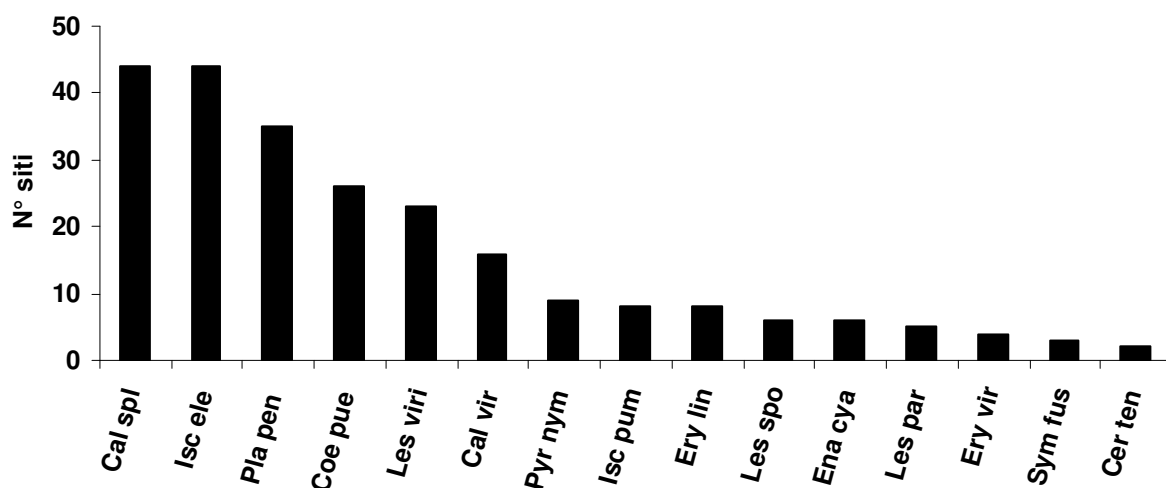


Figura 5.38 - Numero di siti in cui sono state rilevate le specie di Zigotteri. Le specie sono indicate attraverso l'abbreviazione delle prime tre lettere del nome generico e specifico.

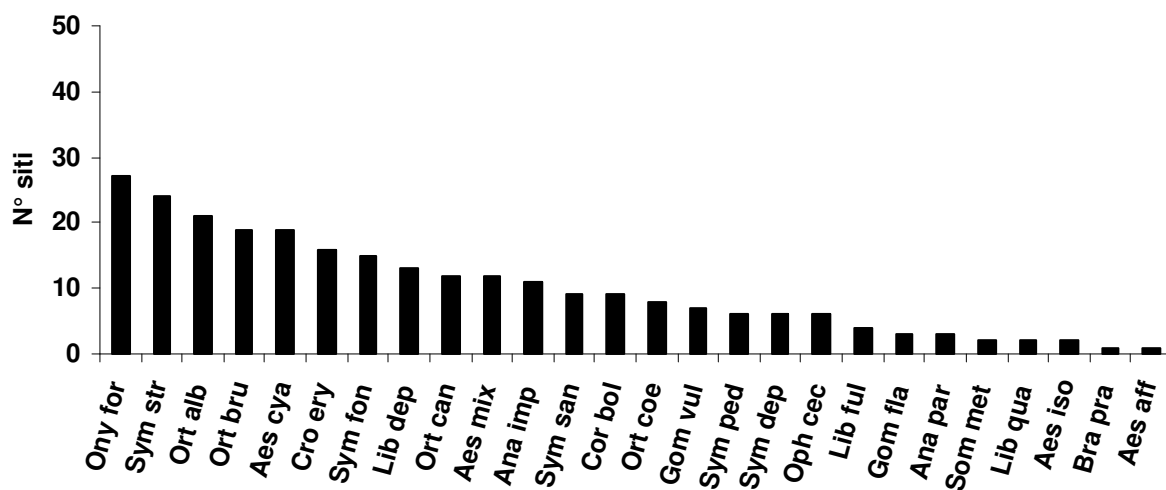


Figura 5.39 - Numero di siti in cui sono state rilevate le specie di Anisotteri. Le specie sono indicate attraverso l'abbreviazione delle prime tre lettere del nome generico e specifico.

5.3 CONFRONTO ED ANALISI DI SIMILARITA' TRA LE METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTI DEGLI ODONATI

Nel corso dei rilevamenti sul campo sono stati conteggiati complessivamente 4180 esemplari adulti di Odonati e raccolte 721 larve e 673 exuvie. Per tutti gli esemplari adulti è stato possibile giungere alla determinazione della specie, mentre per quanto riguarda larve ed exuvie, questo è stato possibile solo nel 83% e nel 96% dei casi rispettivamente.

Ognuna delle metodologie di campionamento ha permesso di rilevare un numero differente di specie. L'osservazione e la raccolta degli adulti hanno condotto all'identificazione di 39 specie, pari al 95% di quelle rivenute complessivamente tenendo conto di tutte le metodologie. Attraverso la raccolta delle exuvie sono state invece identificate 27 specie, pari al 66% delle specie rivenute complessivamente, mentre le larve hanno permesso di rilevare un numero leggermente inferiore di specie, 26, che rappresenta il 63% del totale delle specie rivenute.

Il numero di siti in cui le diverse specie sono state rivenute varia in relazione al metodo di campionamento utilizzato (figure 5.40 e 5.41). Il campionamento degli adulti ha permesso di individuare le specie in un numero di siti maggiore rispetto a quanto è possibile con larve ed exuvie. Analizzando però solamente le tre metodologie che consentono di identificare la riproduzione di una specie in un sito (adulti riproduttivi, larve ed exuvie), le specie appartenenti alla famiglia Gomphidae vengono rivenute nel maggior numero di siti come exuvie. Invece alcune specie di Zigotteri (*Erythromma lindeni* e *Erythromma viridulum*) ed Anisotteri (*Libellula depressa* e *Cordulegaster boltonii*) sono state rivenute nel maggior numero di siti attraverso il campionamento delle larve.

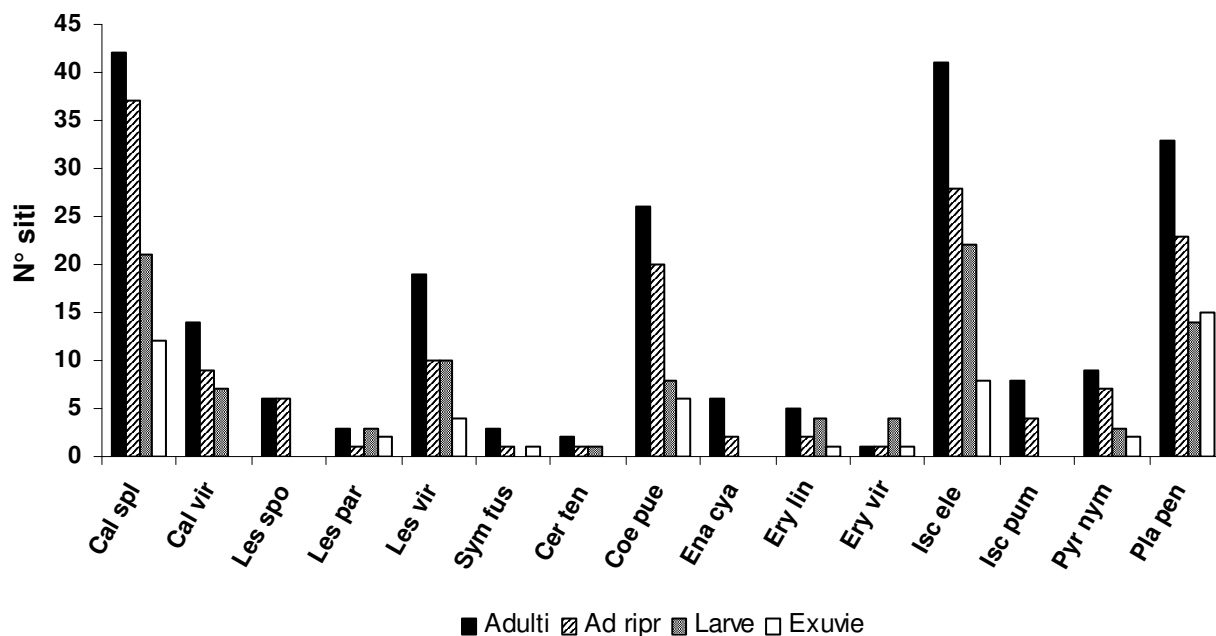


Figura 5.40 - Numero di siti in cui sono state rilevate le specie di Zigotteri con le diverse metodologie di campionamento. Le specie sono indicate attraverso l'abbreviazione delle prime tre lettere del nome generico e specifico.

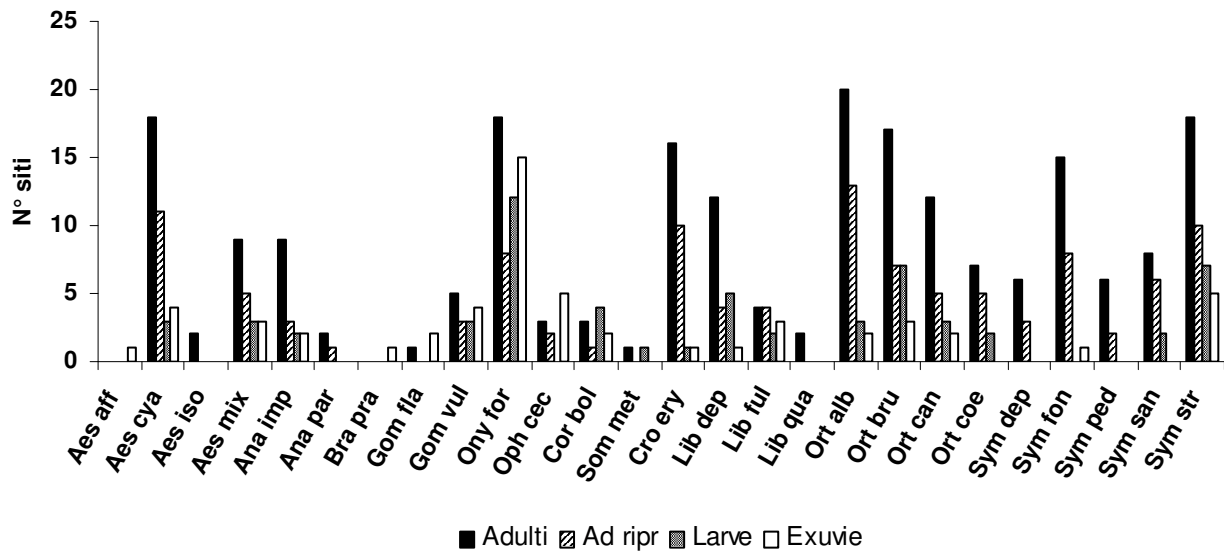


Figura 5.41 - Numero di siti in cui sono state rilevate le specie di Anisotteri con le diverse metodologie di campionamento. Le specie sono indicate attraverso l'abbreviazione delle prime tre lettere del nome generico e specifico.

Alla scala del sito, il numero di specie rinvenute varia in maniera statisticamente significativa in base alla metodologia di campionamento (Kruskal-Wallis $H = 61.52$; $P < 0.01$), come si può osservare nella figura 5.42. Solamente il confronto tra larve ed exuvie non presenta una differenza statisticamente significativa (Tukey $Q = 1.88$; $P = 0.5443$) nel numero di specie rilevate. Il campionamento degli adulti è la metodologia che permette di rilevare il maggior numero di specie per sito, seguito in ordine decrescente dal campionamento degli adulti riproduttivi, delle larve e delle exuvie.

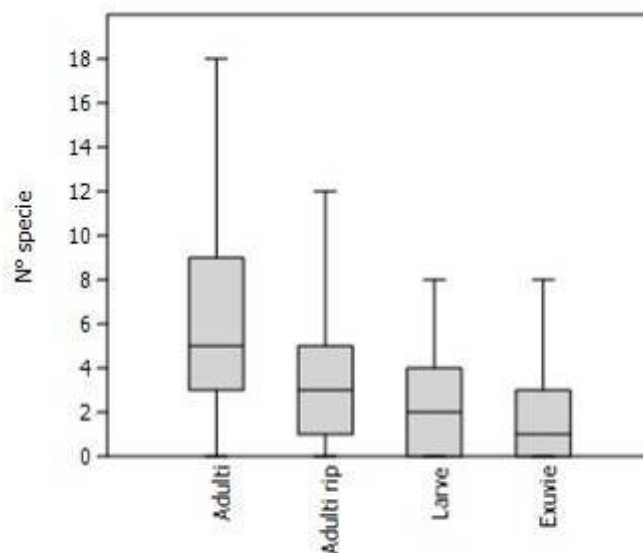


Figura 5.42 - Boxplot del numero di specie per sito rilevate con le diverse metodologie di campionamento (Adulti rip: adulti riproduttivi). Per ogni metodologia sono rappresentati nel grafico i valori minimo e massimo, del primo quartile, della mediana e del terzo quartile.

Per ognuno dei 65 siti di campionamento in cui sono stati rinvenuti Odonati sono stati inoltre calcolati gli indici di similarità tra i risultati ottenuti con le diverse metodologie di campionamento. La tabella 5.23 riporta le medie dei valori dell'indice di Sørensen *adjusted*, relativo ai dati di presenza/assenza, e dell'indice di Bray-Curtis *adjusted*, per i dati di abbondanza.

I valori di similarità più elevati si registrano tra adulti ed adulti riproduttivi, confronto possibile solo con i dati di presenza/assenza, e tra larve ed exuvie con entrambi gli indici di similarità. Il confronto tra adulti e larve e tra adulti ed exuvie mostra invece valori più bassi per entrambi gli indici. Complessivamente i valori degli indici di similarità calcolati sulla base dei dati di presenza/assenza risultano più elevati rispetto a quelli che si basano sui dati di abbondanza.

		Adulti riproduttivi	Larve	Exuvie
Presenza/assenza (Sørensen <i>adj.</i>)	Adulti	0.77	0.49	0.46
	Adulti riproduttivi	-	0.60	0.58
	Larve	-	-	0.68
Abbondanza (Bray-Curtis <i>adj.</i>)	Adulti	-	0.22	0.23
	Larve	-	-	0.52

Tabella 5.23 - Media dei valori degli indici di similarità tra i risultati ottenuti con le diverse metodologie di campionamento nei 65 siti in cui sono stati rilevati Odonati.

Un'ulteriore analisi per confrontare la similarità tra i risultati delle diverse metodologie di campionamento si basa sulle ordinazioni nMDS, di cui è riportato un esempio nella figura 5.43. La congruenza tra le ordinazioni derivanti dai dati delle diverse metodologie di campionamento è stata valutata con l'utilizzo di una procedura statistica, denominata PROTEST, i cui risultati sono forniti nella tabella 5.24. Anche in queste analisi sono stati utilizzati sia i dati relativi alla presenza/assenza, che quelli di abbondanza delle specie rilevate. I valori di stress delle ordinazioni effettuate sono compresi tra 0.11 e 0.28 ed indicano che la una rappresentazione dei dati (Zuur *et al.*, 2007).

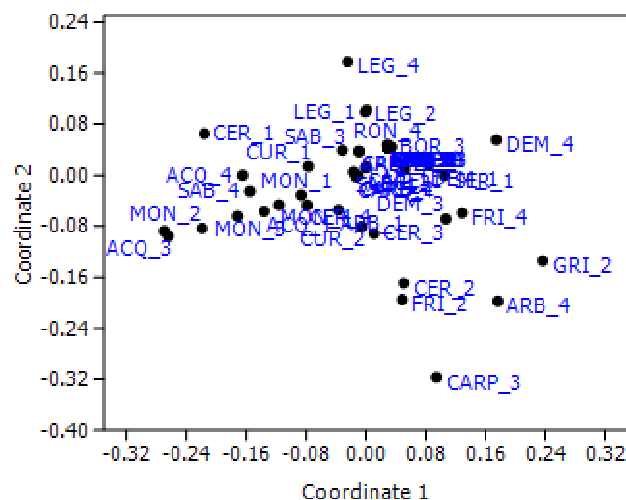


Figura 5.43 - Ordinazione nMDS dei siti di campionamento degli Odonati basata sui dati di presenza/assenza delle specie rilevate attraverso il campionamento delle exuvie. Ciascun punto rappresenta un sito di campionamento.

		Adulti riproduttivi	Larve	Exuvie
Presenza/assenza	Adulti	0.81	0.59	0.62
	Adulti riproduttivi	-	0.61	0.61
	Larve	-	-	0.66
Abbondanza	Adulti	-	0.50	0.57
	Larve	-	-	0.42

Tabella 5.24 - Congruenza tra le ordinazioni ottenute con i dati relativi alle diverse metodologie di campionamento. Tutti i valori riportati risultano significativi con $P < 0.01$.

I risultati che si basano sulla presenza/assenza (tabella 5.24) hanno un pattern e valori confrontabili con quelli derivanti dall'applicazione dell'indice di Sørensen *adjusted* (tabella 5.23), con una maggiore congruenza tra adulti ed adulti riproduttivi e tra larve ed exuvie.

Al contrario, per quanto riguarda i dati di abbondanza, si osserva come la maggiore congruenza si verifica tra adulti ed exuvie, mentre larve ed exuvie mostrano gli assemblaggi tra loro più diversificati. Anche in queste analisi si registrano valori di similarità più elevati con dati di presenza/assenza rispetto a quelli di abbondanza.

5.4 DEFINIZIONE DEL NUOVO INDICE DI QUALITÀ ODONATI - IQO

Come già indicato nel paragrafo 3.4, nel corso della ricerca si è stato elaborato un nuovo indice multimetrico, Indice di Qualità Odonati o IQO, per valutare le condizioni ecologiche di tratti fluviali nel contesto geografico dell'Italia settentrionale. Questa metodologia è stata sviluppata a partire dal sistema di valutazione proposto da Chovanec & Waringer (2001) e cerca di superarne i limiti e le criticità.

Un primo elemento di fondamentale importanza per il calcolo dell'indice IQO consiste nell'identificare le specie di Odonati riproduttive in un determinato sito di campionamento. I criteri utilizzati nella presente ricerca per definire una specie come riproduttiva sono i seguenti:

- rinvenimento di larve e/o exuvie;
- presenza di esemplari neosfarfallati;
- presenza di esemplari adulti che evidenziano un comportamento riproduttivo (ovodeposizione, accoppiamento o tandem);
- presenza di esemplari adulti che evidenziano un comportamento territoriale, inteso come interazione aggressiva tra due o più maschi della stessa specie;
- abbondanza degli esemplari della specie in classe 3 o 5 (vedi sotto per la definizione delle classi di abbondanza) anche se non si osservano comportamenti riproduttivi o territoriali.

Questi criteri sono riportati anche nel lavoro di Chovanec & Waringer (2001) rispetto al quale si è deciso di non mantenere il criterio riferito agli adulti per cui una specie viene considerata come riproduttiva quando la stessa viene osservata, anche con un singolo esemplare, per almeno due rilievi di campo consecutivi. L'osservazione di un singolo o pochi esemplari che non manifestano

alcun comportamento riproduttivo o territoriale, sia pure ripetuta nel corso di due o più visite, non indica necessariamente la riproduzione della specie in un sito. Allo stesso modo si è deciso di non mantenere il criterio secondo cui una specie è riproduttiva se è rilevata in più siti della stessa area di studio.

I dati relativi alle specie riproduttive servono quindi per calcolare le 5 metriche, mantenute dal sistema di valutazione di Chovanec & Waringer (2001), che costituiscono l'indice IQO e vengono di seguito elencate:

- numero di specie riproduttive;
- numero di specie sensibili riproduttive;
- numero di famiglie riproduttive;
- media dell'indice OHI;
- range dell'indice OHI.

Per quanto riguarda l'abbondanza delle specie riproduttive Chovanec & Waringer (2001) definiscono in maniera qualitativa 5 classi espresse con valori crescenti da 1, per l'osservazione di un singolo esemplare, a 5, quando gli esemplari sono estremamente abbondanti. Diversamente per il calcolo dell'indice IQO si è deciso di mantenere solo 3 classi, definite però in maniera quantitativa e con soglie differenziate a seconda delle diverse famiglie e della metodologia di campionamento impiegata per la raccolta dati. Nella tabelle 5.25 e 5.26 sono riportate le soglie per attribuire le classi di abbondanza rispettivamente per gli adulti e per larve ed exuvie.

Classi di abbondanza - Adulti	<i>ZYGOPTERA</i>		<i>ANISOPTERA</i>	
	<i>Calopterygidae,</i> <i>Coenagrionidae,</i> <i>Platycnemidae</i>	<i>Lestidae</i>	<i>Aeshnidae, Gomphidae,</i> <i>Cordulegastridae,</i> <i>Corduliidae</i>	<i>Libellulidae</i>
Classe 1	1 - 3	1 - 3	1 - 2	1 - 3
Classe 3	4 - 12	4 - 8	3 - 4	4 - 8
Classe 5	> 13	> 9	> 5	> 9

Tabella 5.25 - Soglie per l'attribuzione alle classi di abbondanza per adulti.

Classi di abbondanza - Larve ed exuvie	<i>ZYGOPTERA</i>		<i>ANISOPTERA</i>	
	Tutte le famiglie		<i>Aeshnidae, Gomphidae,</i> <i>Cordulegastridae,</i> <i>Corduliidae</i>	<i>Libellulidae</i>
Classe 1	1 - 3		1 - 2	1 - 3
Classe 3	4 - 8		3 - 6	4 - 8
Classe 5	> 9		> 7	> 9

Tabella 5.26 - Soglie per l'attribuzione alle classi di abbondanza per larve ed exuvie.

Nonostante l'Odonatofauna della regione danubiana austriaca, dove Chovanec & Waringer (2001) hanno preparato e testato il loro sistema di valutazione, non si discosti significativamente da quella dell'Italia settentrionale, le differenti condizioni ambientali influiscono sull'autoecologia di alcune specie. Per questo motivo i valori di IW e di HV di alcune specie sono stati modificati per renderli più adatti al contesto geografico dell'area di studio. Ad esempio, *Pyrrhosoma nymphula* e *Somatochlora metallica*, che a latitudini più elevate si riproducono solamente in acque lentiche, diventano più reofile nelle popolazioni localizzate a latitudini più basse. Sono stati inoltre aggiunti i valori relativi ad alcune specie non elencate da Chovanec & Waringer (2001) che risultano invece presenti in Italia settentrionale. I valori di questi parametri sono stati modificati (tabella 5.27) sulla base delle osservazioni compiute personalmente nel corso della presente ricerca, del giudizio esperto di uno specialista di Odonati (S. Hardersen) e dei dati riportati nella letteratura che riguarda l'area di studio (Boano *et al.*, 2007).

	HV	IW
Zygoptera		
<i>Calopteryx splendens</i>	1.1	4*
<i>Calopteryx virgo</i>	1.0	5
<i>Lestes barbarus</i>	4.8	4
<i>Lestes dryas</i>	4.8	4
<i>Lestes sponsa</i>	3.9	2*
<i>Lestes parvidens**</i>	2.5	2
<i>Lestes virens</i>	4.6	3
<i>Lestes viridis</i>	2.5*	1
<i>Sympecma fusca</i>	3.4	2*
<i>Ceriagrion tenellum</i>	3.3*	3*
<i>Coenagrion puella</i>	3.2	1
<i>Coenagrion pulchellum</i>	3.5	3
<i>Enallagma cyatigerum</i>	3.2*	2*
<i>Erythromma lindeni</i>	2.5*	2*
<i>Erythromma najas</i>	2.9	4
<i>Erythromma viridulum</i>	2.9	3*
<i>Ischnura elegans</i>	2.7*	1
<i>Ischnura pumilio</i>	2.7*	2*
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2.5*	2*
<i>Platycnemis pennipes</i>	1.8*	2*
Anisoptera		
<i>Aeshna affinis</i>	4.1	4*
<i>Aeshna cyanea</i>	3.0	2*
<i>Aeshna isosceles</i>	3.7	4
<i>Aeshna mixta</i>	3.5	3
<i>Anax imperator</i>	3.0	1
<i>Anax ephippiger</i>	3.5	3
<i>Anax parthenope</i>	3.5	3
<i>Boyeria irene**</i>	1.3	4
<i>Brachytron pratense</i>	2.8*	3*

Tabella 5.27 (prosegue)

	HV	IW
<i>Oxygastra curtisi</i> **	2.0	4
<i>Gomphus flavipes</i>	1.0	5
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1.3	4
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1.1	5
<i>Onychogomphus uncatatus</i> **	1.1	5
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	1.0	5
<i>Cordulegaster boltonii</i>	1.0	5
<i>Cordulia aenea</i>	3.5*	3*
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	3.6	3
<i>Somatochlora meridionalis</i>	1.1	5
<i>Somatochlora metallica</i>	2.2*	2
<i>Crocothemis erythraea</i>	3.0*	2
<i>Libellula depressa</i>	3.3	2*
<i>Libellula fulva</i>	2.2*	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>	3.6	3
<i>Orthetrum albistylum</i>	3.0*	2
<i>Orthetrum brunneum</i>	1.8*	3*
<i>Orthetrum cancellatum</i>	2.7*	2
<i>Orthetrum coerulescens</i>	2.2	2
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	3.0*	3*
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	3.2*	2*
<i>Sympetrum meridionale</i>	4.5	3
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	2.2*	2
<i>Sympetrum sanguineum</i>	3.3*	2
<i>Sympetrum striolatum</i>	3.3	1

Tabella 5.27 - Valori specie-specifici di HV ed IW. Con * sono indicati i valori che sono stati modificati rispetto a Chovanec & Waringer (2001), con ** sono indicate le specie non presenti nel loro lavoro.

Le modifiche finora elencate sono legate al calcolo delle singole metriche dell'indice IQO, il cui fine è quello di offrire una valutazione sintetica e numerica delle condizioni ecologiche dei tratti fluviali secondo i criteri prescritti dalla WFD. Per raggiungere questo obiettivo è stato necessario quindi attribuire dei punteggi alle singole metriche, dalla cui integrazione, secondo una specifica formula matematica, deriva il valore numerico dello stato ecologico del tratto e la corrispondente classe di qualità ecologica.

Per stabilire le soglie delle singole metriche ed attribuire alle classi così definite un punteggio specifico è stato necessario però tener conto della variabilità naturale presente all'interno dei tratti di studio. Effettuando un'ordinazione nMDS dei tratti di studio (stress 0.15) si può evidenziare come le principali variabili ambientali rilevabili alla scala di tratto, ovvero la morfologia ed il contesto fisiografico, discriminano e separano i tratti in maniera significativa (figure 5.44 e 5.45). Per quanto riguarda la morfologia si può osservare come i tratti a canali intrecciati e *wandering* risultano essere distinti da quelli sinuosi e meandriformi con l'eccezione del tratto di Cavazzo (figura 5.44). Il contesto fisiografico discrimina in maniera meno evidente i tratti di studio, ma sono

comunque distinguibili i pattern di distribuzione relativi alle tre categorie considerate (tratti montani, di alta e bassa pianura) (figura 5.45).

Poiché questo tipo di ordinazioni si basa sulla presenza/assenza delle diverse specie di Odonati, si può concludere che le comunità sono influenzate da queste variabili ambientali, per cui il loro effetto è stato tenuto in considerazione nel definire le soglie delle singole metriche.

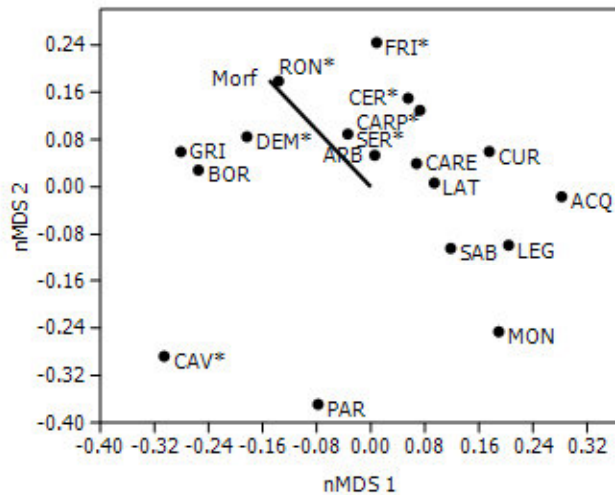


Figura 5.44 - Ordinazione nMDS basata sulla presenza/assenza delle specie di Odonati. Ciascun punto rappresenta un tratto di studio. Il simbolo * indica tratti con morfologia a canali intrecciati o *wandering*.

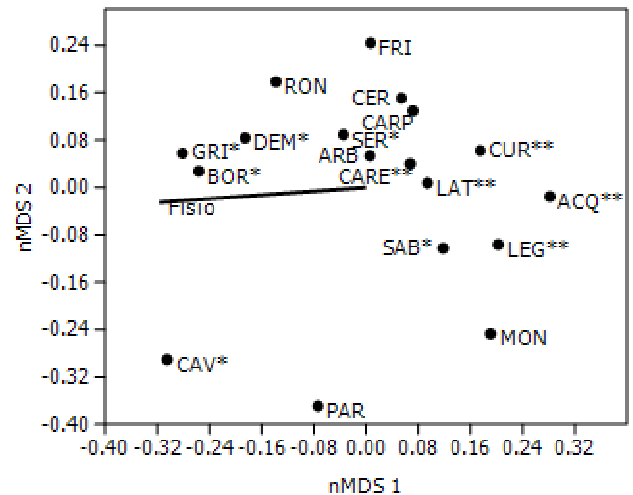


Figura 5.45 - Ordinazione nMDS basata sulla presenza/assenza delle specie di Odonati. Ciascun punto rappresenta un tratto di studio. Il simbolo * indica tratti localizzati nel contesto fisiografico montano, ** tratti localizzati in bassa pianura.

Ai fini della definizione delle soglie delle metriche dell'indice IQO la morfologia dei tratti di studio può essere suddivisa in due macro-categorie: tratti monocursali, con morfologia sinuosa o meandriforme, e tratti pluricursali, con morfologia a canali intrecciati e *wandering*. Va sottolineato che ai fini di queste analisi ecologiche il tratto di Serravalle (Fiume Sesia) è stato considerato come pluricursale, anche se la morfologia d'alveo attribuita ai fini del calcolo dell'IQM è sinuosa a barre alternate. Questa scelta è stata effettuata perché un sito di campionamento è la porzione terminale di un affluente, assimilabile ad un canale secondario del corso d'acqua principale. Nella tabella 5.28 si può osservare come il numero di specie riproduttive rilevate in questi ultimi sia maggiore rispetto ai tratti monocursali e questa differenza risulta essere statisticamente significativa.

Anche per quanto riguarda le altre metriche dell'indice IQO sono presenti differenze tra i valori riscontrati nei tratti pluricursali rispetto a quelli monocursali, con questi ultimi che presentano generalmente valori più bassi, ad eccezione di quelli della media dell'indice OHI. Tali differenze non risultano essere però statisticamente significative e questo è probabilmente dovuto alla ridotta dimensione campionaria. Va inoltre sottolineato come la differenza tra i valori mediana del range dell'indice OHI non risulti statisticamente significativa per pochi centesimi di *P*, pur se tale differenza è molto marcata.

Metriche IQO	Mediana metrica nei tratti pluricursali (N=8)	Mediana metrica nei tratti monocursali (N=10)	Mann- Whitney U	P
N° specie	16.5	7.50	15	0.03
N° specie sensibili	4	2	28	0.30
N° famiglie	6.5	5.5	30.5	0.42
Media indice OHI	1.93	2.05	37.5	0.86
Range indice OHI	1.43	0.42	20.5	0.09

Tabella 5.28 - Mediana dei valori delle metriche dell'indice IQO, suddivisi in base alla morfologia del tratto in pluricursali (morfologia a canali intrecciati e *wandering*) e monocursali (morfologia sinuosa e meandriforme). Per ogni metrica è indicato il valore del test di Mann-Whitney per il confronto delle mediane ed il relativo *P* (in grassetto i valori statisticamente significativi per $P < 0.05$).

In base al contesto fisiografico i valori degli indicatori dell'indice IQO presentano delle differenze, nessuna delle quali risulta però essere statisticamente significativa (tabella 5.29). Come indicato sopra, la causa di questa mancata significatività statistica può essere attribuita, più che ad una reale assenza di differenze tra i gruppi, alla scarsa numerosità campionaria. Gli ambiti fisiografici considerati sono infatti tre, per cui si mettono a confronto sei tratti montani, sette di alta pianura e cinque di bassa pianura. I tratti montani presentano i valori più bassi per quanto riguarda gli indicatori dell'indice IQO, ad eccezione di quelli relativi media dell'indice OHI, che risultano invece essere i più elevati.

Metriche IQO	Mediana metrica nei tratti montani (N=6)	Mediana metrica nei tratti di alta pianura (N=7)	Mediana metrica nei tratti di bassa pianura (N=5)	Kruskal- Wallis H	P
N° specie	8	15	11	1.85	0.40
N° specie sensibili	2	3	4	2.33	0.31
N° famiglie	4.5	6	6	1.88	0.39
Media indice OHI	2.90	1.76	2.04	2.75	0.25
Range indice OHI	0.30	1.35	0.76	3.34	0.19

Tabella 5.29 - Mediana dei valori delle metriche dell'indice IQO, suddivisi in base al contesto fisiografico. Per ogni metrica è indicato il valore del test Kruskal-Wallis per il confronto delle mediane ed il relativo *P*.

Un ulteriore elemento utile come riferimento per la definizione delle soglie del numero di specie riproduttive e delle specie sensibili riproduttive è il calcolo di uno stimatore della ricchezza specifica. Per stimare il numero delle specie riproduttive presenti complessivamente nei diversi ambiti fisiografici è stato utilizzato il *Jackknife 1* con un ricampionamento *bootstrap* ed i risultati sono riportati nella tabella 5.30.

Ambito fisiografico	Numero di specie riproduttive stimate	Numero di specie sensibili riproduttive stimate
Montano	24	7
Alta pianura	35	13
Bassa pianura	27	11

Tabella 5.30 - Numero di specie riproduttive e di specie sensibili riproduttive stimate nei diversi ambiti fisiografici in base alla procedura *Jackknife 1* con ricampionamento *bootstrap*.

Come si può osservare nella tabella 5.30, l'ambito fisiografico in cui viene stimata una maggiore ricchezza specifica è quello di alta pianura, seguito dalla bassa pianura, mentre i valori più bassi si registrano in quello montano.

La stima del numero di specie e specie sensibili riproduttive nei diversi ambiti fisiografici risulta inoltre un supporto per identificare le condizioni di riferimento rispetto a cui valutare lo scostamento delle condizioni misurate nei tratti di studio, così come indicato dalla WFD. Essa prevede inoltre che gli indici biologici, e le rispettive condizioni di riferimento, debbano essere *type-specific*, ovvero riferiti ad una serie di specifiche condizioni ecologiche del corso d'acqua (ad esempio dimensioni e geologia del bacino, dimensioni del corso d'acqua, quota) che nel caso di questo studio possono essere ricondotti con buona approssimazione ai diversi contesti fisiografici.

Nel caso dell'indice IQO, per la definizione delle condizioni di riferimento, a causa della scarsità di dati storici relativi all'Odonatofauna dell'intera area di studio e dell'intesa attività umana compiuta nel corso dei secoli sui corsi d'acqua indagati, è risultato impossibile identificare dei tratti di studio da considerarsi a priori "*benchmark*". Allo stesso modo, a causa dell'elevata variabilità naturale presente all'interno dei tratti, anche tra quelli localizzati nello stesso ambito fisiografico, le comunità di Odonati sono risultate essere diversificate, per cui non si è ritenuto utile stilare una lista delle specie di riferimento rispetto alla quale confrontare le specie rilevate. Il numero relativamente limitato di tratti esaminati non ha permesso inoltre di procedere ad una definizione puramente su base statistica delle condizioni di riferimento. Nel caso dell'indice IQO, non sono stati quindi adottati questi approcci più "statici", ma si è privilegiato un approccio più pragmatico, basato sull'integrazione di analisi statistiche e del "giudizio esperto". In particolare, così come effettuato da Rinaldi *et al.* (2012) per la definizione delle condizioni di riferimento relative all'IQM, si è deciso di non fornire una definizione statica di queste ultime, ma stabilire che esse corrispondano ad una valutazione elevata delle cinque metriche che compongono l'indice IQO.

Per ciascuna metrica sono state quindi stabilite tre classi di qualità: classe A corrispondente a condizioni elevate, classe B a condizioni moderate e classe C a condizioni scadenti. La definizione

delle soglie delle classi di qualità delle metriche e dell'attribuzione dei relativi punteggi si sono basate sull'integrazione dell'analisi dei dati raccolti, delle analisi statistiche riportate nella parte precedente di questo paragrafo e sul "giudizio esperto" dello scrivente e dello specialista S.Hardersen.

Come anticipato, il contesto fisiografico è una variabile importante nella strutturazione delle comunità di Odonati, per cui si è deciso di preparare due tabelle, una relativa ai tratti montani, l'altra per i tratti di alta e bassa pianura, caratterizzate da soglie diversificate per l'attribuzione delle classi di qualità alle cinque metriche. Si è deciso di realizzare un'unica tabella per i tratti localizzati in alta e bassa pianura perché alcune metriche, come il numero di specie riproduttive sensibili ed il numero di famiglie riproduttive, presentano valori simili nei due contesti fisiografici, mentre la differenza registrata per quanto riguarda il numero di specie riproduttive è probabilmente dovuta al fatto che tutti i tratti di bassa pianura esaminati presentano una morfologia monocursale a cui è legato un numero inferiore di specie (tabella 5.28).

La realizzazione di una singola tabella relativa ai tratti montani è giustificata invece dal fatto che i valori di tutti i parametri si differenziano rispetto a quelli dei tratti pianiziali (tabella 5.28), inoltre un numero consistente di specie, tra le quali *Crocothemis erythraea*, *Gomphus flavipes*, *Gomphus vulgatissimus*, *Ophiogomphus cecilia* e *Sympetrum depressiusculum*, non è generalmente presente nelle aree vallive alpine.

La morfologia del tratto, come anticipato in questo paragrafo, è risultata essere una variabile ambientale che influenza la strutturazione delle comunità di Odonati nei tratti di studio (figura 5.44) e di due metriche dell'indice IQO: numero di specie riproduttive e range dell'indice OHI (tabella 5.28). Per tenere conto dell'effetto della variabile morfologia su queste metriche si è deciso che le loro soglie, in ciascuna delle due tabelle, siano differenziate in base al fatto che il tratto esaminato sia monocursale (morfologia sinuosa o meandriforme) o pluricursale (morfologia a canali intrecciati o *wandering*).

Per quanto riguarda il punteggio delle singole metriche si è deciso di attribuire due punti ad una metrica valutata in classe A, un punto ad una metrica valutata in classe B e nessun punto quando una metrica ricade in classe C. Le analisi statistiche (tabelle 5.29 e 5.30) effettuate per definire le tabelle per l'attribuzione dei punteggi alle metriche dell'indice IQO (tabelle 5.31 e 5.32) sono state realizzate sulla base dei dati relativi a tutte le metodologie di campionamento (adulti, larve ed exuvie), riferendosi solo alle specie valutate come riproduttive.

Tratti montani

Metrica		Classe A (2 punti)	Classe B (1 punto)	Classe C (0 punti)
N° di specie a)P b)M	a)	N° > 11	10 - 6	5 - 0
	b)	N° > 9	8 - 5	4 - 0
N° di specie sensibili		N° > 5	4 - 2	1 - 0
N° di famiglie		9 - 6	5 - 3	2 - 0
OHI - media		2.25 > Media ≥ 1.5	3 > Media ≥ 2.25; Media < 1.5	Media ≥ 3
OHI - range a)P b)M	a)	Range ≥ 1.5	1.5 > Range ≥ 0.5	Range < 0.5
	b)	Range ≥ 1	1 > Range ≥ 0.5	Range < 0.5

Tabella 5.31 - Soglie per l'attribuzione delle classi di qualità alle metriche dell'indice IQO relative ai tratti di montani. P: tratti pluricursali; M: tratti monocursali.

Tratti planiziali

Metrica		Classe A (2 punti)	Classe B (1 punto)	Classe C (0 punti)
N° di specie a)P b)M	a)	N° > 17	16 - 9	8 - 0
	b)	N° > 15	14 - 8	7 - 0
N° di specie sensibili		N° > 7	6 - 3	2 - 0
N° di famiglie		9 - 7	6 - 4	3 - 0
OHI - media		2.0 > Media ≥ 1.5	2.5 > Media ≥ 2.0; Media < 1.5	Media ≥ 2.5
OHI - range a)P b)M	a)	Range ≥ 1.5	1.5 > Range ≥ 0.5	Range < 0.5
	b)	Range ≥ 1.25	1.25 > Range ≥ 0.5	Range < 0.5

Tabella 5.32 - Soglie per l'attribuzione delle classi di qualità alle metriche dell'indice IQO relative ai tratti di alta e bassa pianura. P: tratti pluricursali; M: tratti monocursali.

Una volta attribuiti i punteggi alle singole metriche, attraverso le tabelle 5.31, relativa ai tratti montani e 4.32, relativa a quelli planiziali, è possibile calcolare l'indice IQO secondo la seguente formula:

$$\text{IQO} = \Sigma \text{metriche}/10$$

Il valore numerico dell'indice IQO è quindi compreso tra 0 ed 1 ed in base alle soglie riportate nella tabella 5.33 è possibile attribuire un tratto fluviale ad una delle cinque classi di qualità ecologica *sensu* WFD.

Classe di qualità ecologica	Valori IQO
Elevata	0.9 - 1
Buona	0.7 - 0.8
Moderata	0.4 - 0.6
Scadente	0.2 - 0.3
Pessima	0 - 0.1

Tabella 5.33 - Soglie dei valori dell'indice IQO per l'attribuzione alle cinque classi di qualità ecologica previste dalla WFD.

5.5 CONDIZIONI ECOLOGICHE DEI TRATTI DI STUDIO: APPLICAZIONE DELL'INDICE IQO

Nella prima parte di questo paragrafo vengono presentati alcuni risultati relativi al campionamento degli Odonati alla scala di sito, funzionali al calcolo dell'indice IQO ed alla valutazione complessiva delle condizioni ecologiche dei tratti di studio.

La tipologia del sito di campionamento, il numero delle specie riproduttive e riproduttive sensibili e dell'indice OHI in esso rilevati sono riportati nella seguente tabella 5.34. Questi valori sono stati calcolati considerando le specie riproduttive rilevate con tutte le metodologie di campionamento. Nell'Appendice 2 vengono invece riportata la tabella relativa alla presenza/assenza delle specie di Odonati nei siti di campionamento.

Fiume	Tratto	Sito	Tipologia	N° specie	N° specie sensibili	OHI
Tagliamento	Cavazzo	1	n-f.c.	0	0	NV
Tagliamento	Cavazzo	2	c.p.	0	0	NV
Tagliamento	Cavazzo	3	c.p.	0	0	NV
Tagliamento	Cavazzo	4	c.s.	1	0	3.00
Tagliamento	Carpacco	1	c.p.	3	2	1.21
Tagliamento	Carpacco	2	p.	2	1	1.22
Tagliamento	Carpacco	3	p.	13	3	2.94
Tagliamento	Carpacco	4	c.s.	5	2	1.40
Tagliamento	Latisana	1	p.	6	1	2.44
Tagliamento	Latisana	2	c.p.	3	2	1.24
Tagliamento	Latisana	3	n-f.c.	4	1	1.75
Tagliamento	Latisana	4	p.	9	3	2.72
Brenta	Grigno	1	c.p.	0	0	NV
Brenta	Grigno	2	p.	8	1	2.93
Brenta	Grigno	3	c.s.	0	0	NV
Brenta	Grigno	4	p.	3	0	2.92
Brenta	Friola	1	c.p.	0	0	NV
Brenta	Friola	2	p.	15	3	2.83
Brenta	Friola	3	c.s.	3	1	2.06
Brenta	Friola	4	p.	6	0	2.79
Brenta	Curtarolo	1	n-f.c.	7	2	2.32
Brenta	Curtarolo	2	n-f.c.	7	0	2.60
Brenta	Curtarolo	3	c.p.	3	2	1.50
Brenta	Curtarolo	4	c.p.	6	2	1.79
Adige	Borghetto	1	p.	3	0	3.01
Adige	Borghetto	2	c.p.	0	0	NV
Adige	Borghetto	3	p.	7	1	3.30
Adige	Borghetto	4	p.	4	0	3.23
Adige	Verona	1	c.p.	2	0	3.00
Adige	Verona	2	c.p.	0	0	NV
Adige	Verona	3	c.p.	0	0	NV
Adige	Verona	4	c.p.	0	0	NV

Tabella 5.34 (prosegue)

Fiume	Tratto	Sito	Tipologia	N° specie	N° specie sensibili	OHI
Adige	Legnago	1	c.p.	3	2	1.16
Adige	Legnago	2	c.p.	2	2	1.06
Adige	Legnago	3	p.	4	2	1.52
Adige	Legnago	4	c.p.	3	2	1.13
Chiese	Sabbio	1	c.p.	8	4	1.26
Chiese	Sabbio	2	c.p.	4	3	1.13
Chiese	Sabbio	3	c.p.	4	3	1.20
Chiese	Sabbio	4	c.p.	5	2	1.51
Chiese	Montichiari	1	c.p.	3	2	1.29
Chiese	Montichiari	2	c.p.	3	2	1.26
Chiese	Montichiari	3	c.p.	3	2	1.26
Chiese	Montichiari	4	c.p.	3	2	1.26
Chiese	Acquanegra	1	c.p.	8	4	1.97
Chiese	Acquanegra	2	c.p.	8	5	1.62
Chiese	Acquanegra	3	c.p.	6	4	1.29
Chiese	Acquanegra	4	c.p.	6	5	1.23
Sesia	Serravalle	1	p.	11	2	2.58
Sesia	Serravalle	2	c.s.	5	3	1.21
Sesia	Serravalle	3	c.p.	2	2	1.10
Sesia	Serravalle	4	n-f.c.	5	1	2.60
Sesia	Arborio	1	n-f.c.	14	6	2.20
Sesia	Arborio	2	c.s.	9	2	1.84
Sesia	Arborio	3	c.p.	3	2	1.26
Sesia	Arborio	4	p.	15	4	2.61
Sesia	Caresana	1	n-f.c.	8	2	2.50
Sesia	Caresana	2	p.	8	3	2.14
Sesia	Caresana	3	p.	6	2	2.58
Sesia	Caresana	4	c.p.	8	3	1.83
Stura Demonte	Demonte	1	n-f.c.	5	0	2.91
Stura Demonte	Demonte	2	c.p.	0	0	NV
Stura Demonte	Demonte	3	p.	6	1	2.70
Stura Demonte	Demonte	4	p.	8	1	3.00
Stura Demonte	Ronchi	1	c.p.	6	3	1.77
Stura Demonte	Ronchi	2	c.s.	1	1	1.00
Stura Demonte	Ronchi	3	p.	8	0	2.85
Stura Demonte	Ronchi	4	c.s.	2	2	1.00
Stura Demonte	Cervere	1	c.s.	10	6	1.34
Stura Demonte	Cervere	2	p.	13	4	2.75
Stura Demonte	Cervere	3	c.s.	9	3	1.86
Stura Demonte	Cervere	4	c.p.	2	2	1.10

Tabella 5.34 - Tipologia di corpo idrico e valori del numero di specie riproduttive, del numero di specie sensibili riproduttive e dell'indice OHI relativi ai 72 siti di campionamento degli Odonati, considerando i dati derivanti da tutte le metodologie di campionamento. C.p.: canale principale, c.s.: canale secondario, n-f.c.: *non-flowing channel*, p.: pozza, NV: non valutato

Le tipologie dei siti di campionamento degli Odonati sono rappresentate in maniera differenziata a seconda dei tratti e dei corsi d'acqua, sulla base della diversità ambientale degli stessi: sui tratti del Fiume Chiese e su un tratto del Fiume Adige (Verona) tutti i siti di campionamento sono localizzati lungo il canale principale, poiché non è stato possibile rinvenire siti che rappresentassero altre tipologie di habitat (tabella 5.34). Negli altri tratti indagati la diversità ambientale dei siti è maggiore e sono generalmente rappresentati sia siti lotici (canale principale e canali secondari) che lentici (pozze) o con caratteristiche intermedie (*non-flowing channel*). Solamente nei tratti di Arborio e Serravalle, localizzati lungo il Fiume Sesia, sono presenti contemporaneamente tutte e quattro le tipologie sopra elencate, mentre negli altri tratti mancano una o due di queste. In particolare in alcuni tratti (Cavazzo e Curtarolo) non sono stati rinvenuti siti con caratteristiche spiccatamente lentiche (pozze) e viceversa in diversi tratti (Latisana, Borghetto, Caresana e Demonte) sono stati campionati in prevalenza siti lentici o *non-flowing channel*.

La tipologia del sito di campionamento ha influenza sul numero delle specie riproduttive (Kruskal-Wallis $H = 18.4$; $P < 0.01$) e la differenza risulta statisticamente significativa tra le categorie canale principale e pozza (Tukey $Q = 5.01$; $P < 0.01$) (figura 5.46). Nelle pozze è stato rinvenuto il numero maggiore di specie riproduttive, mediana pari a 7.5 specie, mentre i siti localizzati lungo il canale principale sono risultati essere quelli con il numero di specie minore, mediana pari a 3 specie.

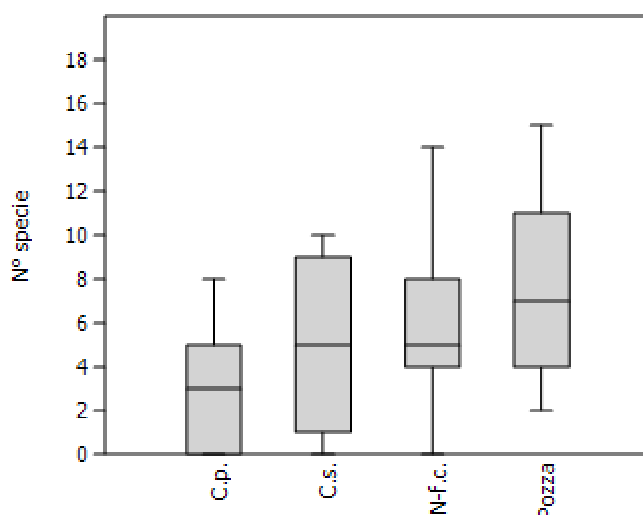


Figura 5.46 - Boxplot del numero di specie rilevate nelle diverse tipologie dei siti di campionamento. C.p.: canale principale; C.s.: canale secondario, N-f.c.: *non-flowing channel*. Per ogni categoria sono rappresentati nel grafico i valori minimo e massimo, del primo quartile, della mediana e del terzo quartile.

Allo stesso modo i valori dell'indice OHI presentano una differenza statisticamente significativa (Kruskal-Wallis $H = 31.1$; $P < 0.01$) sulla base della tipologia del sito di campionamento (figura 5.47); solamente tra i siti di canale principale e canale secondario e tra quelli localizzati in pozze e non-flowing channel, tale differenza, sia pur presente, non è statisticamente significativa, rispettivamente Tukey $Q = 1.54$ con $P = 0.70$ e Tukey $Q = 1.71$ con $P = 0.62$.

I valori dell'indice OHI aumentano progressivamente dai siti localizzati sul canale principale, valore della mediana pari a 1.26, fino a quelli delle pozze, con valore della mediana pari a 2.77.

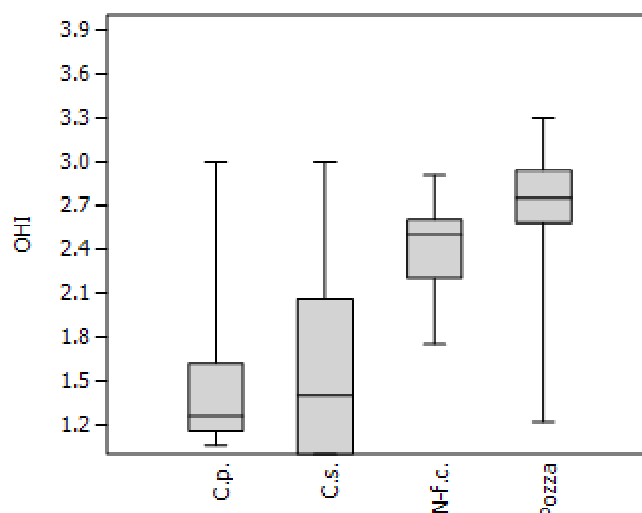


Figura 5.47 - *Boxplot* del valore dell'indice OHI nelle diverse tipologie dei siti di campionamento. C.p.: canale principale; C.s.: canale secondario, N-f.c.: *non-flowing channel*. Per ogni categoria sono rappresentati nel grafico i valori minimo e massimo, del primo quartile, della mediana e del terzo quartile.

Il numero delle specie sensibili riproduttive non risulta invece essere influenzato significativamente dalla tipologia del sito di campionamento (Kruskal-Wallis $H = 1.43$; $P = 0.70$).

I risultati relativi all'applicazione dell'indice IQO e delle sue metriche sono riassunti nella tabella 5.35 e nella figura 5.48, mentre le specie di Odonati riproduttive, considerando tutte le metodologie di campionamento, rinvenute nei tratti di studio sono riassunte nella tabella 5.36. I valori dell'indice IQO calcolati sono compresi tra 0 e 1, coprendo l'intera serie dei valori attribuibili. Tutte le classi di qualità ecologica sono quindi rappresentate e la più frequente risulta essere quella moderata, presente in sette tratti. Quattro tratti risultano invece essere in condizioni ecologiche elevate, tre in stato pessimo, mentre le classi di qualità buona e scadente sono rappresentata ciascuna da due tratti di studio.

I valori dell'indice IQO variano in relazione al fiume in cui sono localizzati, ma questa differenza, sia pure per pochi centesimi di P , non risulta essere statisticamente significativa (Kruskal-Wallis $H = 9.5$; $P = 0.09$). Il contesto fisiografico non ha invece influenza sui valori dell'indice IQO (Kruskal-Wallis $H = 0.63$; $P = 0.73$).

Due dei tratti in condizioni ecologiche elevate sono localizzati sul Fiume Sesia (Serravalle ed Arborio), uno sul Fiume Stura di Demonte (Cervere) ed uno sul Tagliamento (Carpacco). Questi sono i corsi d'acqua che presentano le migliori condizioni ecologiche; più specificatamente gli ulteriori tratti analizzati sul Fiume Tagliamento presentano condizioni buone (Latisana) e pessime (Cavazzo), sul Fiume Sesia moderate (Caresana), buone (Ronchi) e moderate (Demonte) per quanto riguarda i tratti localizzati sul Fiume Stura di Demonte.

I corsi d'acqua che presentano le condizioni ecologiche peggiori sono invece Adige, con due tratti in condizioni scadenti ed uno in condizioni pessime, e Chiese, rappresentato da due tratti in condizioni moderate e uno in stato ecologico pessimo. Il Fiume Brenta rappresenta una situazione intermedia poiché tutti i tratti registrano uno stato ecologico moderato.

FIUME	TRATTO	IQO	CLASSE	N° SPECIE	N° SPECIE SENS.	N° FAMIGLIE	OHI MEDIA	OHI RANGE
Tagliamento	Cavazzo	0	PESSIMO	1	0	1	3.00	0.00
Tagliamento	Carpacco	0.9	ELEVATO	18	5	7	1.69	1.73
Tagliamento	Latisana	0.7	BUONO	14	5	7	2.04	1.48
Brenta	Grigno	0.4	MODERATO	8	2	5	2.93	0.01
Brenta	Tezze	0.4	MODERATO	15	3	4	2.56	0.73
Brenta	Curtarolo	0.4	MODERATO	10	2	6	2.05	1.10
Adige	Borghetto	0.2	SCADENTE	7	1	4	3.18	0.29
Adige	Verona	0	PESSIMO	2	0	2	3.00	0.00
Adige	Legnago	0.3	SCADENTE	7	3	6	1.22	0.46
Chiese	Sabbio	0.5	MODERATO	8	4	6	1.27	0.38
Chiese	Montichiari	0.1	PESSIMO	3	2	3	1.26	0.03
Chiese	Acquanegra	0.6	MODERATO	11	6	5	1.53	0.75
Sesia	Serravalle	1	ELEVATO	18	5	7	1.87	1.50
Sesia	Arborio	0.9	ELEVATO	20	7	8	1.98	1.35
Sesia	Caresana	0.6	MODERATO	14	4	7	2.26	0.76
Stura Demonte	Demonte	0.5	MODERATO	11	2	4	2.87	0.30
Stura Demonte	Ronchi	0.7	BUONO	11	3	6	1.66	1.85
Stura Demonte	Cervere	1	ELEVATO	22	10	8	1.76	1.65

Tabella 5.35 - Valori delle metriche IQO, dell'indice IQO e relativa classe di qualità ecologica rilevata nei diciotto tratti di studio. N° specie sens.: numero di specie sensibili.

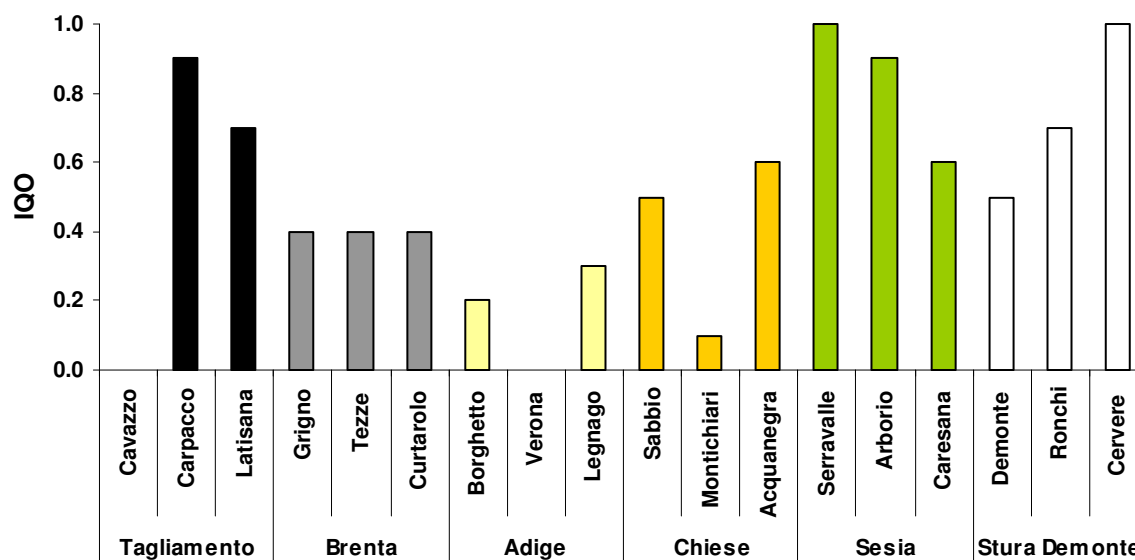


Figura 5.48 - Valori dell'indice IQO dei tratti di studio suddivisi in base al fiume di appartenenza.

	<i>Calopteryx splendens</i>	<i>Calopteryx virgo</i>	<i>Les tes parvidens</i>	<i>Lestes sponsa</i>	<i>Lestes viridis</i>	<i>Sympetma fusca</i>	<i>Ceragrion tenellum</i>	<i>Coenagrion puella</i>	<i>Enallagma cyathigerum</i>	<i>Erythronma lindennii</i>	<i>Erythronma viridulum</i>	<i>Ischnura elegans</i>	<i>Ischnura pumilio</i>	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	<i>Platycnemis pennipes</i>	<i>Aeshna affinis</i>	<i>Aeshna cyanea</i>	<i>Aeshna mixta</i>	<i>Anax imperator</i>	<i>Anax parthenope</i>	<i>Brachytron pratense</i>	<i>Gomphus flavipes</i>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	<i>Cordulegaster boltonii</i>	<i>Somatochlora metallica</i>	<i>Crocothemis erythraea</i>	<i>Libellula depressa</i>	<i>Libellula fulva</i>	<i>Orthetrum albistylum</i>	<i>Orthetrum brunneum</i>	<i>Orthetrum cancellatum</i>	<i>Orthetrum coerulescens</i>	<i>Sympetrum depressiusculum</i>	<i>Sympetrum fonscolombii</i>	<i>Sympetrum pedemontanum</i>	<i>Sympetrum sanguineum</i>	<i>Sympetrum striolatum</i>							
Cavazzo																	X																													
Carpacco	X	X			X	X		X			X				X	X	X						X				X							X	X					X	X		X			
Latisana	X		X		X						X				X		X						X							X	X	X							X	X		X	X			
Grigno					X			X						X			X	X								X		X															X			
Friola			X					X			X	X			X	X	X										X			X	X	X	X	X	X	X						X				
Curtarolo	X				X			X	X	X	X				X				X											X		X														
Borghetto				X	X			X									X	X											X												X					
Verona												X																															X			
Legnago	X		X								X			X							X				X						X															
Sabbio	X	X			X					X	X				X									X		X																				
Montichiari	X														X									X																						
Acquanegra	X										X				X							X	X	X	X			X								X	X									
Serravalle	X	X			X			X			X	X	X	X	X		X	X						X					X		X	X	X					X				X	X		X	
Arborio	X			X	X			X	X	X	X			X	X			X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X													X	
Caresana	X			X	X						X				X	X	X						X	X			X																			
Demonte					X			X	X		X			X			X	X											X				X											X	X	
Ronchi		X			X			X			X	X	X				X									X						X													X	
Cervere	X	X			X		X	X		X	X				X		X		X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tabella 5.36 - Presenza delle specie riproduttive di Odonati, sulla base di tutte le metodologie di campionamento, nei diciotto tratti di studio.

I tratti in stato ecologico elevato presentano un elevato numero di specie, compreso tra 18 e 22, e di specie sensibili, compreso tra 5 e 10. Quasi tutte le famiglie risultano inoltre rappresentate ed i siti di campionamento, ambientalmente eterogenei, permettono la riproduzione di specie con esigenze ecologiche diverse tra loro, come testimoniato dai valori elevati del range dell'indice OHI. In questi tratti sono presenti sia specie stenotopiche caratteristiche delle acque lotiche, come ad esempio *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltonii* e *Gomphus vulgatissimus*, che specie tipiche delle acque lentiche, anche sensibili, appartenenti ai generi *Anax*, *Aeshna*, e *Sympetrum*. Complessivamente la comunità degli Odonati risulta diversificata e non vi è uno sbilanciamento né verso la componente legata agli ambienti lentiche, né verso quella legata agli ambienti lotici, come testimoniato dai valori intermedi della media dell'indice OHI. Un esempio di tratto in condizioni elevate è quello di Cervere, localizzato sul Fiume Stura di Demonte nell'alta pianura cuneese (figura 5.49): i siti di campionamento sono localizzati lungo un gradiente di continuità laterale all'interno del corridoio fluviale: il canale principale, un canale secondario, una ramificazione sostanzialmente priva di corrente del canale principale ed una pozza permanente in un terrazzo recente. In tutti questi siti è presente della vegetazione acquatica al loro interno e nelle aree immediatamente circostanti sono presenti aree boscate ed aperte. Queste condizioni fanno sì che l'Odonatofauna possa colonizzare con successo tutti i diversi siti, ciascuno dei quali è caratterizzato da un *pool* di specie ben diversificato.

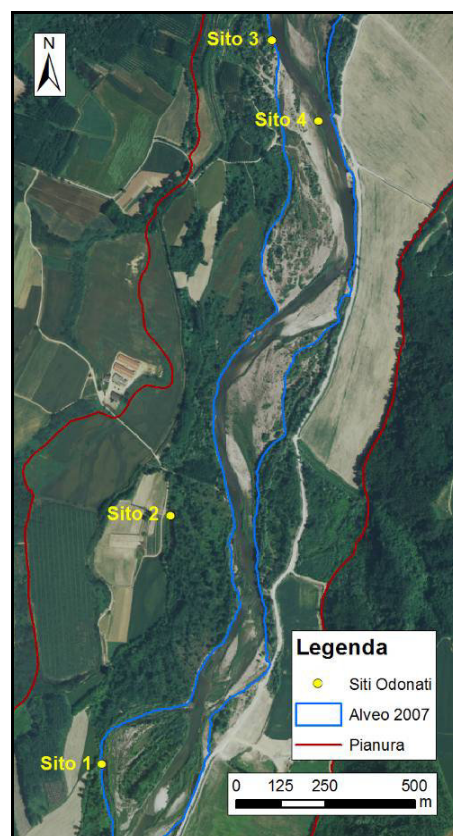


Figura 5.49 - Immagine aerea del tratto Cervere (Stura di Demonte) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

I due tratti in buone condizioni ecologiche sono Latisana sul Fiume Tagliamento (figura 5.50) e Ronchi sulla Stura di Demonte. Anch'essi presentano siti di campionamento ben diversificati tra loro, come testimoniato dai valori elevati del range dell'indice OHI (tabella 5.35), mentre vengono

penalizzati dalla presenza di un numero più basso di specie riproduttive e riproduttive sensibili. Nel caso del tratto di Latisana inoltre anche il valore medio dell'indice OHI è leggermente alterato, venendo valutato in classe B, per la presenza limitata di specie tipicamente reofile. Sono state infatti rilevate solo 4 specie caratteristiche delle acque correnti: *Calopteryx splendens*, *Onychogomphus forcipatus*, *Orthetrum brunneum* e *Platycnemis pennipes* (tabella 5.36).

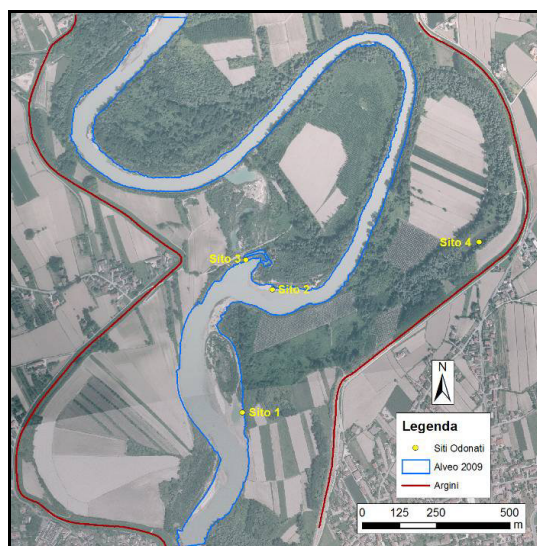


Figura 5.50 - Immagine aerea del tratto Latisana (Tagliamento) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

I sette tratti di studio in condizioni ecologiche moderate sono accomunati dal fatto di presentare una minore diversificazione dei siti utilizzati da parte degli Odonati, aspetto registrato dal valore del range dell'indice OHI, ed una conseguente diminuzione del numero delle specie riproduttive, specie sensibili e delle famiglie rappresentate. Tra questi tratti è possibile distinguere due situazioni opposte: tratti come quello di Grigno e Friola (figura 5.51) sul Fiume Brenta e Demonte sulla Stura di Demonte sono caratterizzati dalla assenza più o meno completa delle specie reofile, infatti nei siti localizzati sul canale principale del corso d'acqua non sono state rinvenute specie riproduttive. Tali siti sono caratterizzati da una scarsa presenza di vegetazione acquatica e da substrato grossolano, in prevalenza ghiaie e ciottoli. I siti lenticì o quelli con una minore connessione al canale principale mostrano invece la presenza di un numero elevato di specie, come si può osservare nel sito 2 del tratto di Grigno e Friola e nel sito 4 del sito di Demonte (tabella 5.34). Il valore medio dell'indice OHI di questi tratti risulta dunque essere particolarmente elevato e compreso tra 2.56 e 2.93 (tabella 5.35).

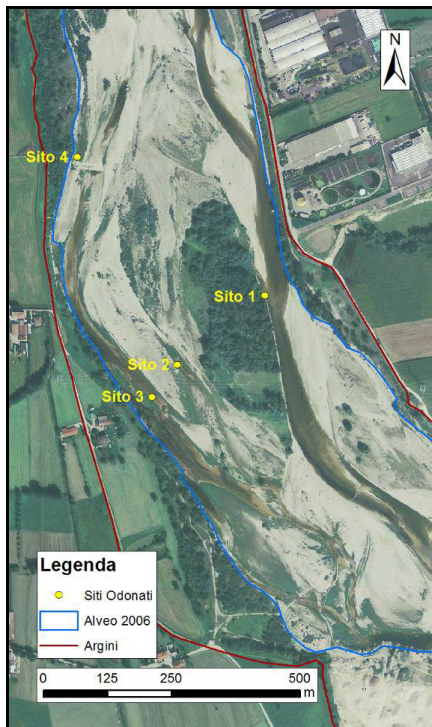


Figura 5.51 - Immagine aerea del tratto Friola (Brenta) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

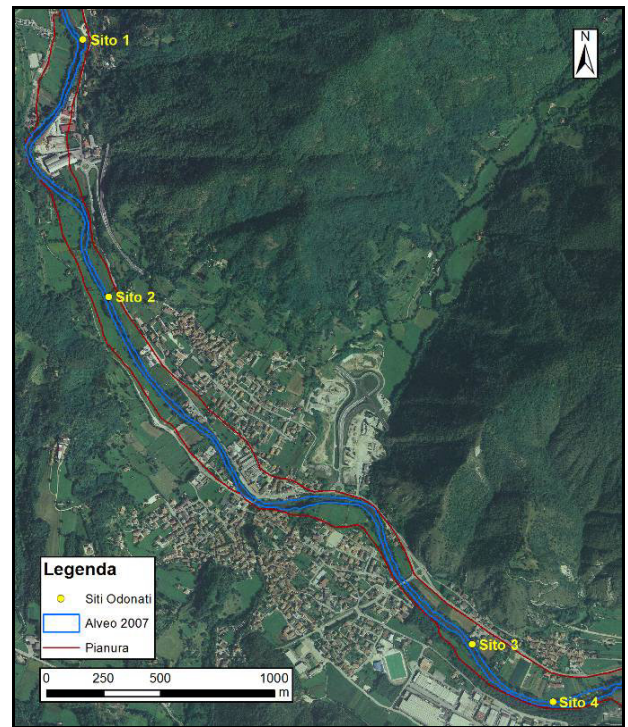


Figura 5.52 - Immagine aerea del tratto Sabbio (Chiese) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

Una situazione diametralmente opposta si verifica invece nei tratti Sabbio (figura 5.52) ed Acquanegra sul Fiume Chiese in cui tutti i siti sono localizzati sul canale principale (tabella 5.34). Il range dell'indice OHI risulta dunque essere limitato e il valore medio dell'OHI del tratto molto basso, inferiore ad 1.5, (tabella 5.35) poiché l'Odonatofauna è dominata dalle specie reofile appartenenti alle famiglie Calopterygidae, Platycnemididae, Cordulegastridae e Gomphidae (tabella 5.36). Solamente nei siti in cui sono presenti condizioni locali di rallentamento del flusso d'acqua si rinvenivano anche specie euritopiche e generaliste come *Ischnura elegans*, *Lestes viridis* ed *Erythromma lindeni*.

I tratti di bassa pianura dei fiumi Brenta e Sesia, rispettivamente Curtarolo e Caresana, presentano invece una situazione intermedia: nel primo non sono presenti siti con caratteri spiccatamente lentici, ma solamente due *non-flowing channel*, mentre nel secondo tratto, anche nei siti lentici, ovvero due pozze localizzate in un *cut-off channel*, si rinvenivano specie reofile come *Calopteryx splendens* ed *Onychogomphus forcipatus* (tabella 5.36). Ciò è dovuto probabilmente all'elevato grado di connessione tra il canale principale e tali siti in occasione di eventi di piena.

I due tratti di studio in condizioni ecologiche scadenti, Borghetto e Legnago, sono localizzati lungo il Fiume Adige ed entrambi sono caratterizzati da valori molto bassi del range dell'indice OHI, dovuti alla scarsa differenziazione dei siti di campionamento degli Odonati, e dalla presenza di un numero limitato di specie riproduttive e sensibili (tabella 5.35). Similmente a quanto sopra detto in riferimento ai tratti di Grigno e Demonte, nel tratto di Borghetto (figura 5.53), anch'esso nell'ambito fisiografico montano, il sito localizzato sul canale principale è risultato essere privo di specie riproduttive (tabella 5.34). I rimanenti siti di campionamento, pozze in piana inondabile, presentano un numero modesto di specie riproduttive tipiche di ambienti lentici come *Aeshna cyanea*, *Lestes sponsa* e *Sympetrum sanguineum*. Nel complesso l'Odonatofauna del tratto risulta

quindi essere relativamente povera e del tutto priva di specie reofile, come testimoniato dall'elevato valore medio dell'indice OHI, pari a 3.18.

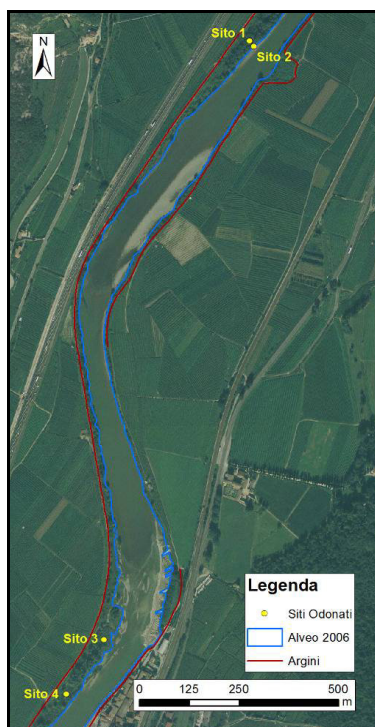


Figura 5.53 - Immagine aerea del tratto Borghetto (Adige) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

La situazione opposta si verifica nel tratto di Legnago, nel quale i tre siti localizzati sul canale principale sono caratterizzati dalla presenza di specie reofile come *Calopteryx splendens*, *Ophiogomphus cecilia* e *Platycnemis pennipes* (tabella 5.34). L'unico sito lentico che è stato possibile campionare, una pozza in piana inondabile, ospita un numero ridotto di specie riproduttive (tabella 5.34), per cui l'Odonatofauna del tratto nel suo complesso risulta essere poco diversificata e dominata dalle specie reofile, come indicato dalla media dell'indice OHI pari ad 1.22 (tabella 5.35). Infine, i tratti in pessimo stato ecologico presentano una comunità di Odonati estremamente ridotta e semplificata, nel numero di specie e famiglie rappresentate, che non permette di identificare siti tra loro diversificati. Nel caso del tratto Montichiari, sul Fiume Chiese, i quattro siti di campionamento sono localizzati sul canale principale, per la totale assenza di ambienti lentici, e le specie riproduttive rinvenute, *Calopteryx splendens*, *Onychogomphus forcipatus* e *Platycnemis pennipes* (tabella 5.36), sono le medesime in tutti i siti. Queste condizioni comportano un valore estremamente basso del range dell'indice OHI, pari a 0.03, così come della media dello stesso indice, pari a 1.26 (tabella 5.35).

Nel tratto di Verona, sul Fiume Adige, e di Cavazzo, sul Fiume Tagliamento, sono state rilevate rispettivamente due ed una specie riproduttiva, in entrambi i casi in un unico sito (tabella 5.34). In questi casi, in cui non si può neppure propriamente parlare di un'Odonatofauna del tratto, risulta più interessante cercare di indagare le ragioni della mancata colonizzazione da parte degli Odonati, basandosi sui dati relativi alle variabili ambientali rilevate (vedi Appendice 3). Mentre nel tratto di Verona (figura 5.54) i tre siti privi di Odonati sono caratterizzati da una percentuale, sia pur limitata, di vegetazione acquatica e ripariale, quest'ultima risulta del tutto assente nei siti privi di

Odonati del tratto di Cavazzo. Tali siti si trovano infatti all'interno dell'alveo del Fiume Tagliamento (figura 5.55), caratterizzato da un substrato grossolano di ghiaie e ciottoli, e nelle loro più immediate vicinanze non è presente vegetazione arborea ed erbacea. Inoltre si tratta di un alveo estremamente dinamico, per cui un canale può variare la sua posizione nel tempo in maniera significativa e relativamente rapida, non permettendo un insediamento alla vegetazione. Queste condizioni rendono praticamente impossibile la presenza e la riproduzione di specie di Odonati. All'interno del tratto di Cavazzo infatti, l'unico sito in cui è stata rilevata la presenza di Odonati riproduttivi, sia pure con il rinvenimento di due larve di una sola specie, *Aeshna cyanea*, presenta delle condizioni ambientali molto diverse dai precedenti: si tratta di un canale secondario di piccole dimensioni che scorre tra la vegetazione arborea della piana inondabile, con substrato di sabbia e ghiaia e con presenza di vegetazione acquatica sommersa.

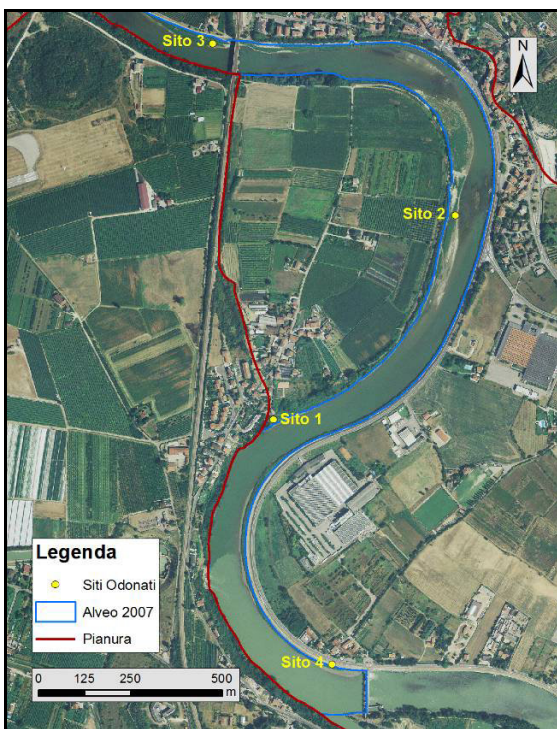


Figura 5.54 - Immagine aerea del tratto Verona (Adige) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

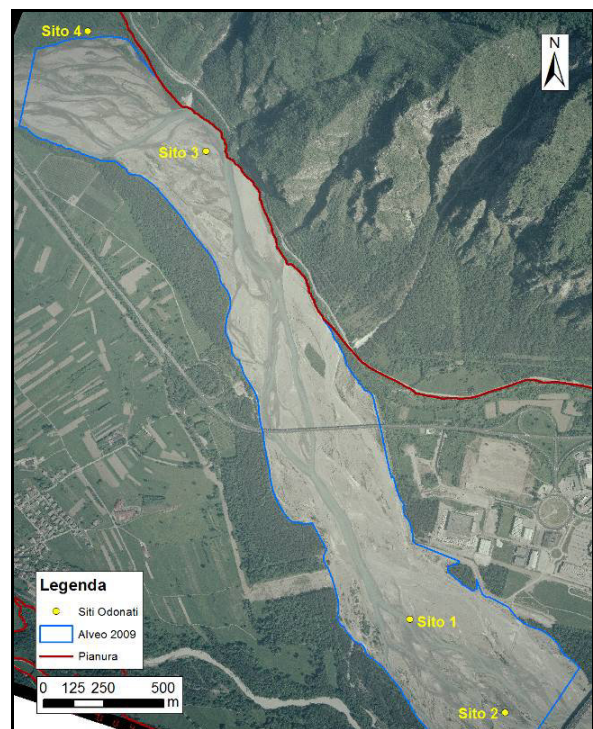


Figura 5.55 - Immagine aerea del tratto Cavazzo (Tagliamento) con indicati i siti di campionamento degli Odonati.

La quasi totale assenza di Odonati dal tratto di Cavazzo è da imputarsi quindi alle caratteristiche ambientali naturali specifiche di questi siti, che non si coniugano con le esigenze autoecologiche degli Odonati stessi, più che ad un impatto antropico. In condizioni di questo tipo la valutazione delle condizioni ecologiche del tratto attraverso questo bioindicatore non risulta dunque appropriata. Diversa è invece la situazione del tratto di Verona, in cui le condizioni ambientali dei siti non sono così estreme per impedire la colonizzazione da parte degli Odonati e la loro estrema riduzione in termini di specie ed abbondanze può essere quindi interpretata come derivante dall'impatto antropico.

5.6 CONFRONTO TRA LE CONDIZIONI MORFOLOGICHE ED ECOLOGICHE DEI TRATTI DI STUDIO

Nella seguente tabella 5.37 sono riassunti i valori numerici e le classi di qualità degli indici IQM, IQO, STAR_ICMi, basato sull'utilizzo dei Macroinvertebrati bentonici, ed ICMi, basato sull'utilizzo delle Diatomee. La classe di qualità prevalente risulta essere quella moderata con l'applicazione di IQM, IQO e STAR_ICMi, mentre i tratti in cui è stato utilizzato l'indice ICMi risultano essere prevalentemente in condizioni elevate.

FIUME	TRATTO	IQM	IQM CLASSE	IQO	IQO CLASSE	STAR_ICMi	STAR_ICMi CLASSE	ICMi	ICMi CLASSE
Tagliamento	Cavazzo	0.77	II	0.00	V	0.68	III	0.81	II
Tagliamento	Carpacco	0.85	I	0.90	I	0.68	III	1.06	I
Tagliamento	Latisana	0.71	II	0.70	II	0.58	III	1.20	I
Brenta	Grigno	0.58	III	0.40	III	0.80	II	0.97	I
Brenta	Tezze	0.63	III	0.40	III	0.54	III	1.26	I
Brenta	Curtarolo	0.73	II	0.40	III	ND	ND	ND	ND
Adige	Borghetto	0.55	III	0.20	IV	0.76	II	0.96	I
Adige	Verona	0.46	IV	0.00	V	ND	ND	ND	ND
Adige	Legnago	0.58	III	0.30	IV	ND	ND	ND	ND
Chiese	Sabbio	0.68	III	0.50	III	0.62	III	0.63	III
Chiese	Montichiari	0.52	III	0.10	V	0.58	III	ND	ND
Chiese	Acquanegra	0.65	III	0.60	III	0.65	III	ND	ND
Sesia	Serravalle	0.71	II	1.00	I	ND	ND	ND	ND
Sesia	Arborio	0.76	II	0.90	I	0.75	II	ND	ND
Sesia	Caresana	0.67	III	0.60	III	0.64	III	0.84	I
Stura Demonte	Demonte	0.71	II	0.50	III	1.09	I	0.88	I
Stura Demonte	Ronchi	0.88	I	0.70	II	ND	ND	ND	ND
Stura Demonte	Cervere	0.69	III	1.00	I	0.97	I	1.08	I

Tabella 5.37 - Valori numerici e classi di qualità degli indici IQM, IQO, STAR_ICMi ed ICMi dei tratti di studio. Classi di qualità: I = elevato, II = buono, III = moderato, IV = scadente e V = pessimo.
ND = dato non disponibile.

Confrontando in maniera più approfondita i dati relativi all'applicazione di IQM ed IQO si può osservare come in sette tratti su 18 ci sia una corrispondenza diretta delle classi di qualità (tabella 5.38). In sei tratti il risultato dell'indice IQM risulta essere di una classe superiore rispetto a quello dell'indice IQO, mentre la situazione opposta si verifica in due soli tratti, Serravalle ed Arborio, sul Fiume Sesia. In soli tre tratti i valori di questi due indici non appartengono a classi tra loro contigue: in due casi, tratti di Cavazzo e Montichiari, è la valutazione dell'IQM ad essere molto superiore a quella fornita dagli Odonati, mentre il caso opposto si verifica solamente nel tratto di Cervere. Ricordando però quanto espresso nel paragrafo precedente, ovvero il fatto che la valutazione del tratto di Cavazzo con l'utilizzo degli Odonati non risulta essere appropriata, anche il confronto tra

IQM ed IQO diventa privo di significato. Per questo motivo, nelle analisi seguenti, il valore dell'indice IQO e la relativa classe di qualità di questo tratto non verranno più presi in considerazione, se non dove diversamente esplicitato.

	N° tratti
IQM >> IQO	2
IQM > IQO	6
IQM = IQO	7
IQM < IQO	2
IQM << IQO	1

Tabella 5.38 - Corrispondenza tra le classi di qualità attribuite con l'utilizzo degli indici IQM ed IQO. Il simbolo = indica classi di qualità direttamente corrispondenti, i simboli > e < classi di qualità contigue, i simboli >> e << classi di qualità non contigue tra loro.

I valori delle correlazioni (r di Spearman) tra l'indice IQM ed i sub-indici utilizzati e l'indice IQO e relative metriche sono riportati nella tabella 5.39.

	IQM	Sub fun	Sub art	Sub var	Sub c.lat.	Sub veg
IQO	0.77**	0.72**	0.66**	0.18	0.56*	0.56*
N° specie	0.68**	0.75**	0.46	0.01	0.49*	0.58*
N° specie sensibili	0.52*	0.53*	0.54*	-0.07	0.32	0.30
N° famiglie	0.67**	0.51*	0.65*	0.16	0.43	0.48
Media OHI	-0.20	-0.20	-0.37	0.17	-0.22	0.00
Range OHI	0.84**	0.74**	0.76**	0.27	0.71**	0.56*

Tabella 5.39 - Valori del coefficiente di correlazione r di Spearman tra IQM e relativi subindici ed IQO e relative metriche (* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$). Sub fun: sub-indice di funzionalità, Sub art: sub-indice di artificialità, Sub var: sub indice variazioni morfologiche, Sub c.lat.: sub-indice di continuità laterale e Sub veg: sub-indice di vegetazione.

L'indice IQM presenta un coefficiente di correlazione con l'indice IQO elevato, pari a 0.77 e statisticamente significativo. Nelle figure 5.56 e 5.57 vengono rappresentati i valori dell'indice IQO in funzione dell'IQM: nella prima figura è incluso anche il dato relativo al tratto di Cavazzo, che si comporta da *outlier* rispetto agli altri, abbassando a 0.56 il valore del coefficiente di correlazione tra i due indici.

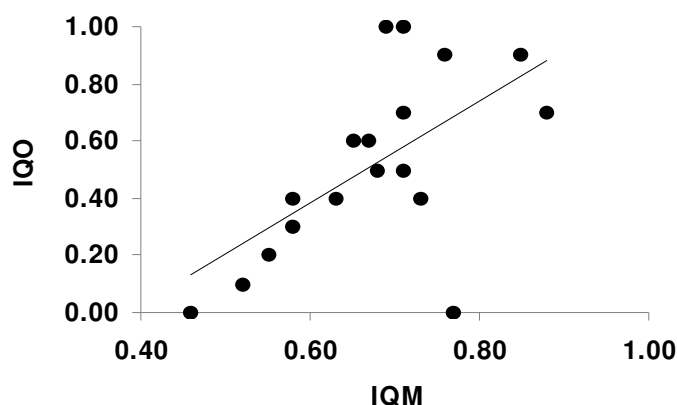


Figura 5.56 - Scatterplot e linea di tendenza dei valori dell'indice IQO in relazione a quelli dell'indice IQM relativi ai 18 tratti di studio.

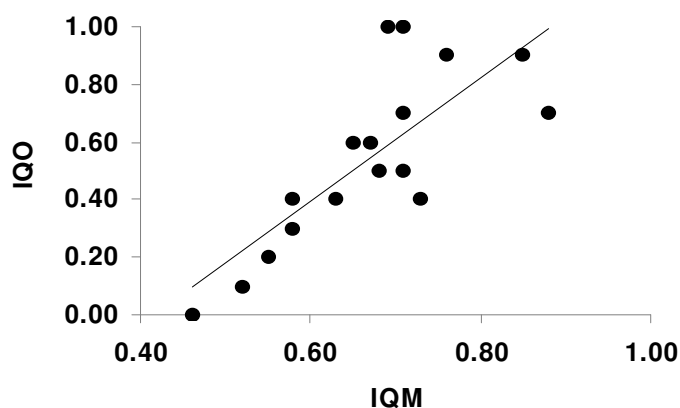


Figura 5.57 - Scatterplot e linea di tendenza dei valori dell'indice IQO in relazione a quelli dell'indice IQM relativi ai tratti di studio, con l'eccezione di quello di Cavazzo.

L'indice IQM presenta inoltre una correlazione elevata e significativa con tre metriche dell'indice IQO (N°specie, N° famiglie e range OHI) e leggermente più bassa con un quarto, il numero di specie sensibili (tabella 5.39).

Anche il sub-indice di funzionalità IQM ed il sub-indice di artificialità IQM mostrano delle correlazioni con valori elevati, r compreso tra 0.66 e 0.76, e statisticamente significativi ($P < 0.01$) con l'indice IQO e le metriche relative al numero di specie ed al range OHI.

Il sub-indice di continuità laterale IQM presenta una correlazione elevata e significativa ($r = 0.71$, $P < 0.01$) con il range dell'indice OHI, e correlazioni dal valore più basso con IQO e numero di specie, rispettivamente $r = 0.56$ e $r = 0.49$, entrambe con $P < 0.05$.

Il sub-indice di vegetazione presenta correlazioni significative per $P < 0.05$ con l'indice IQO, il numero di specie e il range OHI, con r rispettivamente pari a 0.56, 0.58 e 0.56.

L'unico sub-indice IQM che non presenta alcuna correlazione statisticamente significativa con l'indice IQO e le sue metriche è quello relativo alle variazioni morfologiche.

L'indice IQO, il numero di specie e il range OHI presentano quindi delle strette correlazioni con l'indice IQM ed alcuni suoi sub-indici, mentre le correlazioni tra gli elementi morfologici valutati

ed il numero di specie sensibili ed il numero di famiglie risultano avere valori generalmente più bassi. La media dell'indice OHI non risulta invece avere alcuna correlazione con l'IQM e i suoi sub-indici.

Confrontando i risultati ottenuti dall'applicazione degli indici IQM ed IQO con quelli relativi ad altri due bioindicatori previsti dalla WFD, Diatomee e Macroinvertebrati bentonici, le classi di qualità rilevata con l'indice ICMi (Diatomee) è in sette casi su dieci maggiore di quella rappresentata dall'IQM e nei rimanenti tre casi vi è una corrispondenza diretta tra le classi (tabella 5.37). Una situazione del tutto analoga si verifica anche confrontando le classi di qualità espresse sulla base dell'utilizzo delle Diatomee con quelle dell'indice IQO.

Il confronto fra le classi di qualità riscontrate con l'indice STAR_ICMi relativo ai Macroinvertebrati bentonici e l'indice IQM mostra una corrispondenza diretta in sei tratti su tredici, mentre in tre tratti, tutti localizzati lungo il Fiume Tagliamento, lo stato morfologico risulta essere più elevato di quello valutato con questo bioindicatore. In quattro tratti si verifica invece la situazione opposta per cui i risultati dell'indice STAR_ICMi sono superiori di una o più classi di qualità rispetto a quelli ottenuti con l'IQM.

Lo stato ecologico ottenuto mediante in Macroinvertebrati bentonici corrisponde in cinque tratti su dodici a quello espresso dagli Odonati, mentre in quattro tratti i Macroinvertebrati bentonici forniscono una valutazione di una o più classi superiore a quella degli Odonati. La situazione opposta si verifica invece in tre tratti (Carpacco, Latisana ed Arborio).

Confrontando tra loro i valori numerici degli indici IQO ed IQM con quelli degli indici ICMi e STAR_ICMi non risulta alcuna correlazione statisticamente significativa tra alcuno di essi (tabella 5.40 e figure 5.58, 5.59, 5.60, 5.61). Si sottolinea inoltre che tra IQM ed ICMi la correlazione risulta negativa ($r = -0.06$), così come, in maniera ancor più accentuata, quella tra ICMi e STAR_ICMi ($r = -0,18$).

	Coefficiente di correlazione <i>r</i> di Spearman
IQO - ICMi	0.18
IQO - STAR_ICMi	0.24
IQM - ICMi	-0.06
IQM - STAR_ICMi	0.22
ICMi - STAR_ICMi	-0.18

Tabella 5.40 - Coefficienti di correlazione r di Spearman tra gli indici IQM, IQO, ICMi e STAR_ICMi.

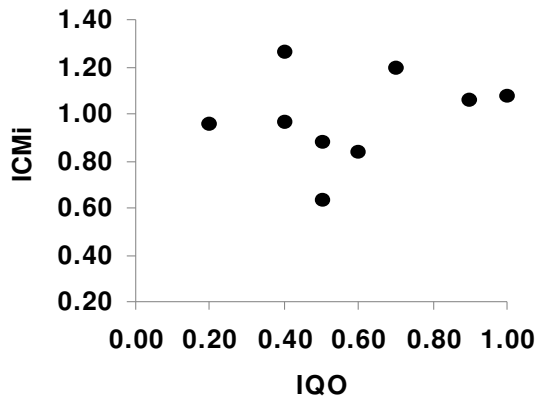


Figura 5.58 - Scatterplot dei valori dell'indice ICMi in relazione a quelli dell'indice IQO.

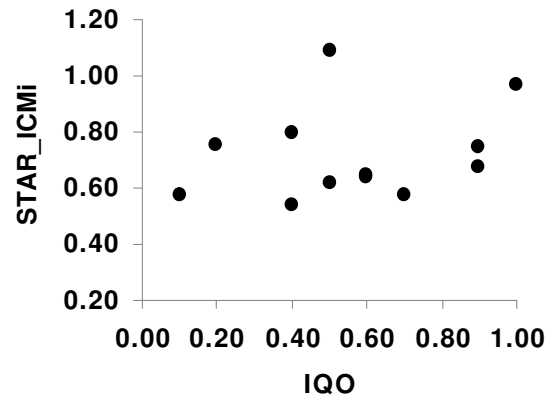


Figura 5.59 - Scatterplot dei valori dell'indice STAR_ICMi in relazione a quelli dell'indice IQO.

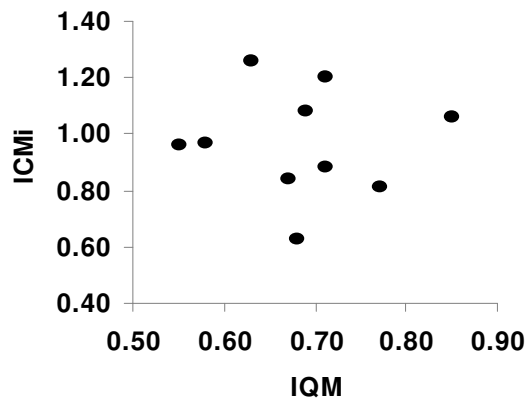


Figura 5.60 - Scatterplot dei valori dell'indice ICMi in relazione a quelli dell'indice IQM.

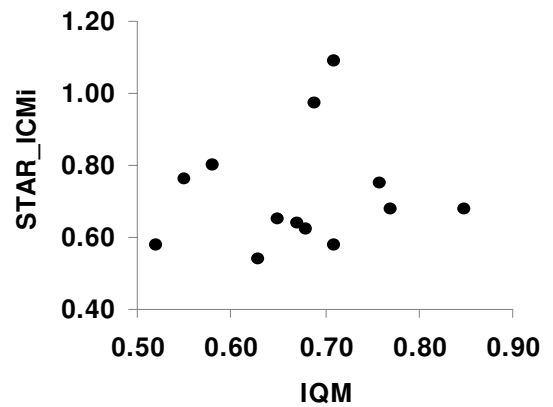


Figura 5.61 - Scatterplot dei valori dell'indice STAR_ICMi in relazione a quelli dell'indice IQM.

CAPITOLO 6 - DISCUSSIONE

6.1 CONDIZIONI MORFOLOGICHE

I risultati derivanti dall'applicazione dell'indice IQM indicano come nella maggior parte dei tratti esaminati, a cui viene attribuita una classe di qualità moderata, siano presenti significative alterazioni delle condizioni morfologiche. Questa situazione, dovuta ad una serie di attività umane, è largamente diffusa e testimoniata da diversi studi per quanto riguarda l'Italia settentrionale, sia per il Bacino Padano occidentale (Pellegrini *et al.*, 2008), che per la pianura Veneto-Friulana (Surian *et al.*, 2008 e 2009b), nonché per la regione alpina (Comiti, 2012). Inoltre, anche nella fase di test dell'indice IQM su scala nazionale il risultato più frequente per i tratti non confinati è stato una classe di qualità moderata (Rinaldi *et al.*, 2013). I risultati ottenuti rispecchiano quindi, nel loro complesso, le condizioni generali dei corsi d'acqua italiani, e si dimostrano in linea con quanto atteso e ipotizzato nella pianificazione del disegno della ricerca, ovvero la presenza di un ampio gradiente di qualità morfologica. I valori IQM ottenuti sui diversi corsi d'acqua confermano sostanzialmente quanto precedentemente conosciuto riguardo agli stessi: Tagliamento e Stura di Demonte presentano infatti un grado relativamente basso di impatto umano (Cipra, 1992; Surian *et al.*, 2009; Ziliani & Surian, 2012), al contrario di Adige e Chiese, caratterizzati da forti alterazioni morfologiche (Autorità di Bacino del Fiume Po, 2004a; AdB Adige - AdB Alto Adriatico, 2010b; Autorità di Bacino del Fiume Po, 2010a.; Comiti, 2012), mentre condizioni intermedie si verificano nel Brenta e nel Sesia (Surian & Cisotto, 2007; AdB Adige - AdB Alto Adriatico, 2010b).

Un aspetto che non appare essere del tutto congruente con i risultati attesi è legato al fatto che un solo tratto di studio è stato classificato come scadente e nessun tratto in classe di qualità pessima, mentre a causa del significativo impatto antropico, in particolare per quanto riguarda Adige e Chiese, era ipotizzabile che un maggior numero di tratti potesse ricadere in queste due classi. Il motivo può essere dovuto al fatto che i fiumi analizzati sono relativamente di grandi dimensioni, ossia con una larghezza dell'alveo di varie decine di metri e bacini sottesi non inferiori ad alcune centinaia di km², e dunque, eccetto in contesti strettamente urbani, come nel caso del tratto di Verona, gli elementi artificiali presenti penalizzano solo in parte la funzionalità geomorfologica. A questo proposito va ricordato anche come nei tratti con la maggiore presenza di argini e difese spondali (Borghetto, Verona, Montichiari e Caresana) non siano mai state applicate le penalità aggiuntive previste dai rispettivi indicatori, poiché non è stata raggiunta la soglia necessaria alla loro attribuzione. Allo stesso modo una serie di indicatori legati alla struttura ed alle opere di consolidamento del substrato (F10 e A9), alla presenza di alterazioni delle portate liquide e solide all'interno del tratto (A3 e A4) e di variazioni artificiali del tracciato (A8) non hanno quasi mai riportato penalizzazioni (tabella 5.21). Una valutazione negativa di questi indicatori, o l'attribuzione delle penalità previste per altri indicatori, come quelli riguardanti la presenza di argini e difese spondali (A6 ed A7), possono invece risultare determinanti per attribuire una qualità scadente o pessima a tratti localizzati nel contesto fisiografico alpino, come ad esempio nel caso di torrenti montani con opere di sistemazione molto diffuse, o corsi d'acqua alluvionali in contesti urbani, come nel caso del Fiume Arno a Firenze (Rinaldi *et al.*, 2011).

Come anticipato, la maggior parte dei tratti di studio presenta una serie di alterazioni morfologiche dovute principalmente alla presenza di opere longitudinali (difese di sponda ed argini), che vanno a

modificare la variabilità della sezione e la configurazione morfologica, ad interventi di rimozione di sedimenti e di detrito legnoso dall'alveo e al taglio della vegetazione nella fascia perifluviale. A questi elementi, che incidono alla scala del tratto, va aggiunta nella maggior parte dei corsi d'acqua analizzati la presenza di dighe, briglie e traverse nel bacino sotteso, che alterano il flusso dei sedimenti.

Diversi studi (Surian & Rinaldi, 2003; Rinaldi *et al.*, 2005; Surian & Cisotto, 2007) hanno dimostrato come l'insieme di questi interventi antropici di canalizzazione, estrazione di sedimenti, costruzione di dighe e opere di sistemazione idraulico-forestali sia la causa principale delle profonde modifiche morfologiche registrate nella maggior parte dei corsi d'acqua italiani nel corso del secolo scorso, con intensi fenomeni di restringimento ed incisione dell'alveo (Surian *et al.*, 2009a). Anche nei tratti esaminati si sono verificati tali fenomeni, testimoniato dal fatto che gli indicatori V2 e V3, relativi rispettivamente alle variazioni di larghezza ed altimetriche, abbiano influito sulla qualità morfologica di quasi tutti i tratti. D'altra parte sono state riscontrate meno frequentemente variazioni nella configurazione morfologica tra gli anni '50 del secolo scorso ed oggi (V1). Il verificarsi di una variazione della configurazione morfologica di un tratto fluviale è legato infatti a condizioni di restringimento ed incisione dell'alveo particolarmente intense (Surian & Rinaldi, 2003), riscontrate in un numero limitato di tratti (3 casi su 18).

I fenomeni di incisione e restringimento dell'alveo sopra descritti possono inoltre provocare una disconnessione idrologica, più o meno marcata, tra quest'ultimo e le superfici contigue, con la formazione di terrazzi. Questa variazioni morfologica, in particolare se l'incisione è maggiore di 0.5-1 m, comporta una diminuzione dell'estensione della piana inondabile ed è stata riscontrata nei tratti analizzati.

Un'ultima considerazione riguardante le variazioni morfologiche deriva dal fatto che alcuni dei tratti che presentano minori penalizzazioni, come Borghetto e Verona sul Fiume Adige, fossero interessati da una serie di opere antropiche, come arginature e difese spondali, già nella prima metà del secolo scorso. La loro morfologia risultava dunque alterata e "fissata" già precedentemente al periodo di riferimento (1954-55) rispetto al quale si valutano i due indicatori relativi alle variazioni morfologiche (V1 e V2), ed è per questo motivo che i tratti in questione non risultano essere soggetti a variazioni planimetriche.

6.2 ODONATI: ASPETTI FAUNISTICI ED ECOLOGICI

La ricchezza e la composizione specifica dell'Odonatofauna dei tratti studiati rispecchia una buona parte della diversità degli Odonati presenti nelle aree pianiziali e delle maggiori vallate alpine dell'Italia settentrionale. Nelle regioni del Nord Italia sono infatti presenti circa 70 specie (www.odonata.it, 2013) una decina delle quali, appartenenti soprattutto ai generi *Aeshna*, *Somatochlora* e *Leucorrhinia*, è però legata esclusivamente ad ambienti montani di alta quota, come torbiere e piccoli laghi (Dijkstra & Lewington, 2006), non presi in considerazione da questo studio. Altre specie, se pure presenti alle quote più basse, necessitano di habitat che generalmente non si ritrovano nel corridoio fluviale di corsi d'acqua di alluvionali, come ad esempio corpi idrici stagnanti di grandi dimensioni e ricchi di vegetazione, habitat d'elezione di *Cordulia aenea* (Boano *et al.*, 2007). Inoltre alcune specie, tra le quali si possono ricordare *Coenarion mercuriale*, *Erythromma najas* e *Sympecma paedisca*, estremamente rare nel Nord Italia, sono caratterizzate da

un areale di distribuzione molto limitato e frammentato, per cui il loro rinvenimento nel corso della presente ricerca risultava essere estremamente poco probabile. Per quanto riguarda poi la distribuzione geografica di alcune specie appartenenti alla famiglia dei *Gomphidae*, come *Gomphus flavipes*, *Gomphus vulgatissimus* ed *Ophiogomphus cecilia*, e di *Lestes parvidens*, limitata ad una porzione dell'intera area di studio, essa risulta sostanzialmente congruente con quanto evidenziato da altri studi (Boano *et al.*, 2007; Fiorenza *et al.*, 2011) e dai dati preliminari relativi all'Atlante italiano della distribuzione degli Odonati (www.odonata.it, 2013).

Anche il popolamento dei fiumi oggetto della ricerca è in linea con quanto riportato dai più recenti lavori riguardanti le regioni in cui essi sono localizzati e le differenze riscontrate in termini di ricchezza e composizione specifica sono legate al diverso grado di impatto umano sugli stessi (Boano *et al.*, 2007; Fiorenza *et al.*, 2011; Giunta *et al.*, 1997; Maiolini & Carolli, 2009; Nössing *et al.*, 2012; Pizzo, 2009; Provincia di Cremona, 2011; Riservato, 2009; Subrero *et al.*, 2013).

Alla scala del tratto fluviale il numero di specie riproduttive di Odonati registrate è molto variabile e compreso tra una e ventidue specie (tabella 5.35), ed è risultato influenzato sia dalle pressioni antropiche presenti, che da variabili ambientali quali il contesto fisiografico e la configurazione morfologica dell'alveo. Questi risultati conformano quanto riportato in letteratura circa l'impatto che le attività umane hanno sulle comunità di Odonati dei corsi d'acqua (Samways & Steytler, 1996; Solimini *et al.*, 1997; Schultz *et al.*, 2003; Silva de Paiva *et al.*, 2010) e l'influenza dell'altitudine, riassunta in questa ricerca nel contesto fisiografico, che comporta una diminuzione del numero di specie (Carchini *et al.*, 2005; Harabiš & Dolný, 2010).

Come indicato nel paragrafo 5.4 (tabella 5.28), nei tratti pluricursali sono state trovate un maggior numero di specie di Odonati rispetto a quelli monocursali e questo è molto probabilmente dovuto al fatto che i primi sono caratterizzati da una maggiore diversità ambientale, legata alla presenza di una serie habitat acquatici come *non-flowing channel*, pozze e *backwaters* nella fascia perifluviale, più raramente rinvenibili negli alvei monocursali. I risultati relativi alla ricchezza specifica alla scala di sito (figura 5.46) sottolineano come proprio questi habitat ospitino le comunità più ricche e diversificate. Tale condizione viene riportata anche da altri autori (Godreau *et al.*, 1999; Ward *et al.*, 1999) per corridoi fluviali di fiumi di grandi dimensioni come Danubio e Saône.

Diversi lavori analizzano inoltre le variabili ambientali che influenzano le comunità di Odonati degli ambienti lotici (Clark & Samways, 1996; Silva de Paiva *et al.*, 2010; Hofmann & Mason, 2005) alla scala di sito, come ad esempio la granulometria del substrato, la velocità della corrente, la presenza di vegetazione acquatica, mentre, con l'unica eccezione di Hawking & New (1999), che analizzano i pattern di distribuzione di Odonati lungo un corso d'acqua australiano, non è stato invece possibile rinvenire alcuno studio, nella bibliografia esaminata, che confrontasse l'Odonatofauna di tratti fluviali con morfologie ben differenziate tra loro, da *braided* a sinuosa, così come effettuato nella presente ricerca. La necessità di integrare i dati di più siti emerge invece quando si desiderano valutare le condizioni di un tratto fluviale, nella sua continuità laterale e longitudinale, per caratterizzarne l'intero corridoio. Questo è il principio che sta alla base del sistema di valutazione sviluppato da Chovanec & Waringer (2001), le cui applicazioni sono però limitate ad alcuni tratti del Danubio localizzati in Austria, con caratteristiche morfologiche sostanzialmente omogenee. La scelta di campionare Odonati in tratti fluviali appartenenti a differenti tipologie morfologiche si è dunque rivelata essere, da una parte un contributo alla conoscenza dei fattori ambientali che influenzano la distribuzione di questo taxon, e dall'altra un elemento che ha permesso di differenziare in maniera più accurata le soglie delle classi di qualità di

due metriche dell'indice IQO (numero di specie riproduttive e range dell'indice OHI), in modo da garantire una maggiore affidabilità del nuovo indice in contesti fluviali anche molto diversificati tra loro.

6.3 CONFRONTO TRA LE DIVERSE METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI

I risultati del campionamento degli Odonati attraverso l'utilizzo delle diverse metodologie mostrano differenze significative, sia in termini di ricchezza che di composizione specifica, così come indicato da una serie di recenti studi (D'Amico *et al.*, 2004; Hardersen, 2008; Raebel *et al.*, 2010; Giugliano *et al.*, 2012). Va comunque sottolineato come solo uno dei lavori sopra citati (Hardersen, 2008) riguardi corpi idrici lotici, ovvero delle rogge di piccole dimensioni localizzate all'interno di un bosco planiziale della pianura mantovana (Bosco Fontana), che presentano quindi caratteristiche ambientali ed idromorfologiche molto diverse rispetto ai siti lotici presi in considerazione in questa ricerca.

Dai risultati relativi a tutti i siti di campionamento emerge come il campionamento degli adulti sia la metodologia che ha permesso di rilevare il maggior numero di specie riproduttive, seguita dal campionamento delle exuvie, mentre il campionamento delle larve ha consentito di individuare una specie in meno di quanto è stato possibile con le exuvie. Invece l'andamento del numero delle specie riproduttive per sito rinvenute con le diverse tecniche di campionamento, decresce dagli adulti, con valori intermedi per le larve ed i più bassi rappresentati dalle exuvie (figura 5.42). Questo risultato è molto simile a quello di Giugliano *et al.* (2012) per cui gli adulti hanno indicato il maggior numero di specie riproduttive, seguiti però da larve ed exuvie.

Anche la rintracciabilità delle singole specie varia inoltre in base alla metodologia di campionamento, così come indicato da Raebel *et al.* (2010). Per gran parte delle specie è il rilevamento basato sugli adulti che permette di individuarne la presenza nel maggior numero di siti, ma va sottolineato come per le specie appartenenti alla famiglia Gomphidae, tipica delle acque correnti, sia il campionamento delle exuvie quello che ne permette il ritrovamento con la maggiore frequenza ed abbondanza (figura 5.41). In particolare per quanto riguarda *Gomphus flavipes* ed *Ophiogomphus cecilia* la riproduzione della specie è stata accertata solamente attraverso la raccolta di exuvie e, nel caso della seconda, l'osservazione di esemplari appena sfarfallate; non sono state invece mai rinvenute larve, né osservati esemplari adulti in atteggiamento riproduttivo o territoriale. Questo è dovuto alle caratteristiche autoecologiche di tali specie, le cui larve vivono infossate in profondità nel substrato sabbioso dei corsi d'acqua planiziali di medio-grandi dimensioni, mentre gli adulti trascorrono la maggior parte del tempo ad altezze elevate tra le chiome degli alberi delle aree ripariali, avvicinandosi all'acqua solo per brevi periodi legati all'attività riproduttiva, e risultando quindi difficilmente campionabili come larve o adulti (Corbet, 2004; Dijkstra & Lewington, 2006).

Infine, anche le analisi di similarità tra le comunità di Odonati in base alle diverse metodologie di campionamento non sono congruenti ed intercambiabili tra loro sia alla scala del singolo sito, che considerando tutti i siti insieme (tabelle 5.23 e 5.24). Generalmente è presente una maggiore similarità tra larve ed exuvie, rispetto a adulti ed exuvie ed a adulti e larve, così come osservato da Giugliano *et al.* (2012). Anche queste analisi testimoniano come il campionamento degli Odonati

attraverso le diverse metodologie (adulti, exuvie e larve) conduca a risultati differenti e non completamente sovrapponibili e confermano le specifiche potenzialità e limiti già descritti nel paragrafo 3.2.

Un problema importante è quello di accertare la riproduzione delle specie, sulla base dei dati relativi agli adulti, perché la presenza dei adulti non indica con certezza una riproduzione locale. Situazioni problematiche si sono verificate ad esempio nel caso relativo all'osservazione di *Calopteryx splendens*, specie reofila, in una pozza di grandi dimensioni, posta in prossimità di un canale secondario del Fiume Sesia, nel tratto di Arborio. Viceversa, nel tratto di Acquanegra, in siti localizzati direttamente sul Fiume Chiese, sono stati osservati diversi esemplari di *Sympetrum depressiusculum*, specie che si riproduce tipicamente nelle acque stagnanti (Dijkstra & Lewington, 2006). In base all'abbondanza del numero di esemplari, applicando i criteri descritti al paragrafo 5.4, queste specie sono state considerate come riproduttive in tali siti, pur se una loro effettiva riproduzione sembra essere poco plausibile.

Come indicato da Giugliano *et al.* (2012) non esiste una metodologia di campionamento ottimale e la scelta di quale tecnica utilizzare dipende soprattutto dalle finalità della ricerca. Nell'ambito di questo studio un aspetto fondamentale è stato quello di determinare le specie riproduttive nei siti di campionamento, per cui come suggerito da Giugliano *et al.* (2012) e Raebel *et al.* (2010), sono stati utilizzati i dati relativi a larve ed exuvie, che permettono di definire con certezza l'Odonatofauna riproduttiva. Nello sviluppo dell'IQO sono stati inoltre considerati anche i dati relativi agli adulti, aggregandoli a quelli di exuvie e larve, poiché, sia pure non consentano di definire con certezza la riproduzione delle specie in un sito, è stato valutato più sfavorevole perdere le diverse informazioni apportate da questa metodologia, che permette di individuare il maggior numero di specie. A conferma di questa scelta va sottolineato che alla scala di sito la differenza tra i valori dell'indice OHI calcolati con i dati relativi agli adulti riproduttivi rispetto a quelli calcolati sulla base di exuvie e larve non risulta essere statisticamente significativa (Wilcoxon $W = 744.5$, $P = 0.06$). Alla scala di tratto invece, i valori della media e del range dell'indice OHI calcolati con i dati degli adulti riproduttivi rispetto a quelli di exuvie e larve non presentano alcuna differenza statisticamente significativa, (rispettivamente Wilcoxon $W = 63$, $P = 0.86$ e Wilcoxon $W = 63$, $P = 0.85$). Questi risultati indicano come le differenze, riscontrabili alla scala di sito, nella composizione faunistica dovute alle diverse metodologie di campionamento siano parzialmente attenuate in seguito al calcolo dell'indice OHI. Questo è dovuto al fatto che specie diverse possono avere esigenze ambientali simili, descritte dal parametro HV (*Habitat Value*), per cui i valori dell'indice OHI calcolati in base ai dati derivanti da differenti metodologie di campionamento, possono essere più simili tra loro rispetto a quanto lo sono i rispettivi dati faunistici. Questo fenomeno si amplifica ancor più quando si aggregano i dati dei singoli siti calcolando la media ed il range dell'indice OHI, come indicato sopra. Poiché l'indice IQO opera una valutazione a scala di tratto, tali risultati supportano ulteriormente la scelta fatta di utilizzare i dati provenienti da tutte le metodologie di indagine.

6.4 DEFINIZIONE ED APPLICAZIONE DELL'IQO

La definizione dell'IQO, descritta nel paragrafo 5.4, ha tenuto conto, quando possibile, delle metodologie statistiche suggerite da Hering *et al.* (2006a) e da Solimini *et al.* (2008) per lo sviluppo di un indice multimetrico. Pur se alcuni aspetti, come quello legato alla risposta delle singole metriche agli stress antropici, non sono stati testati, si può comunque considerare che l'IQO sia uno strumento robusto ed efficace. In primo luogo l'indice prende origine e conserva i principi fondamentali del sistema di valutazione, già esistente e testato in diversi studi, proposto da Chovanec & Waringer (2001), rispetto al quale presenta inoltre diverse innovazioni:

- una definizione quantitativa, diversificata per famiglie ed in base alle metodologie di campionamento, delle classi di abbondanza per gli Odonati rilevati;
- attribuzione di ciascuna metrica ad una classe di qualità, con punteggio specifico, identificata in base a delle soglie numeriche e differenziate per contesto fisiografico e morfologia del tratto fluviale;
- introduzione di un valore numerico, quello dell'IQO, derivante dalla somma dei punteggi delle singole metriche, che esprime in maniera sintetica le condizioni complessive del tratto e permette di attribuirlo in maniera quantitativa ad una delle classi di qualità ecologica previste dalla WFD.

L'introduzione e la quantificazione di questi elementi, che nel sistema di valutazione di Chovanec & Waringer (2001) non erano presenti o erano espressi in maniera qualitativa, rendono l'IQO più robusto ed oggettivo. Va inoltre sottolineato come la presenza di un valore numerico sintetico per attribuire la classe di qualità ecologica, permette di confrontare e correlare direttamente l'IQO con gli altri indici biologici ed idromorfologici previsti dalla WFD.

Un prima valutazione della robustezza e l'affidabilità del nuovo indice può essere inoltre testimoniata dai risultati della sua applicazione ai diciotto tratti di studio della ricerca. L'intera gamma dei valori attribuibili, da 0 a 1, è stata infatti coperta, indicando come questa metodologia sia in grado di registrare le differenti condizioni ecologiche presenti, discriminando inoltre l'impatto antropico da aspetti legati alla variabilità naturale, come ad esempio il contesto fisiografico. I valori dell'IQO presentano infatti una differenza rilevante quando si considerano i sei corsi d'acqua esaminati, caratterizzati da un diverso impatto umano, mentre non differiscono sulla base del contesto fisiografico.

Le modifiche ai valori dei valori specie-specifici di HV (*Habitat value*) e IW (*Indication weight*), effettuate sulla base delle conoscenze relative all'autoecologia delle popolazioni di Odonati dell'Italia settentrionale, fanno sì che l'applicazione dell'IQO sia possibile in quest'area geografica, e più precisamente nel bacino padano. Ciò non impedisce a priori l'applicazione del presente indice anche in altri contesti geografici, come ad esempio l'Italia peninsulare, ma presuppone che sulla base di un'approfondita conoscenza dell'Odonatofauna dell'area si modifichino dei valori di HV ed IW e si rivedano, se necessario, le soglie per l'attribuzione delle singole metriche alle diverse classi di qualità. Tutti gli altri aspetti dell'indice come ad esempio i valori delle soglie delle classi di abbondanza, i punteggi delle classi di qualità delle metriche, la formula di calcolo dell'IQO e le soglie per l'attribuzione delle classi di qualità ecologica *sensu* WFD molto probabilmente non necessitano di modifiche.

All'interno del contesto geografico per cui è stato sviluppato, l'IQO ha dimostrato di essere applicabile con successo nella quasi totalità dei contesti e delle morfologie fluviali in cui è stato applicato. Come accennato nel paragrafo 5.5, in un solo tratto, quello di Cavazzo (Tagliamento), caratterizzato da un alveo a canali intrecciati estremamente dinamico e poco vegetato, sostanzialmente privo di habitat acquatici nella fascia perifluviale, l'utilizzo dell'IQO non ha portato ad una valutazione corretta delle condizioni ecologiche del tratto perché non sono state rinvenuti Odonati. Altri tratti, che pure presentano morfologia a canali intrecciati, ma sono caratterizzati dalla presenza di siti più ricchi di vegetazione acquatica e ripariale e da corpi idrici nella fascia perifluviale, hanno registrato invece classi di qualità anche elevate (Arborio e Carpacco, rispettivamente nel Sesia e Tagliamento). L'applicabilità dell' IQO in tratti con morfologia a canali intrecciati risulta essere probabilmente legata alla presenza di vegetazione e corpi idrici in fascia perifluviale, adatti alla riproduzione degli Odonati; solo nel caso di un'assenza quasi totale di questi due elementi l'IQO non risulta essere applicabile.

Inoltre l' IQO non si presta a valutare tratti fluviali posti ad una quota superiore agli 800-1000 metri poiché, come indicato nei paragrafi 4.1 e 5.4, al crescere dell'altitudine diminuisce il numero di specie di Odonati, ed in particolar modo di quelle reofile. Una considerazione riguarda il fatto di utilizzare solamente i dati derivanti di due metodologie di campionamento: ad esempio adulti ed exuvie o adulti e larve. Questi abbinamenti permetterebbero un risparmio in termini di tempo, sia sul campo che in laboratorio, mantenendo comunque un buon grado di affidabilità e precisione. Nel caso si volessero valutare le condizioni ecologiche di un tratto fluviale a partire dai dati relative a due metodologie di campionamento, sarebbe però necessaria una preventiva nuova taratura delle soglie per l'attribuzione delle classi di qualità delle singole metriche, perché queste avrebbero quasi certamente valori diversi da quelli calcolati utilizzando tre metodologie di campionamento.

6.5 CONFRONTO TRA IQM, IQO E ALTRI BIONDICATORI PREVISTI DALLA WFD

I valori calcolati con l'applicazione degli indici IQM ed IQO mostrano un'elevata correlazione tra loro (figura 5.57). Questo indica che gli Odonati sono influenzati in maniera significativa dalle condizioni morfologiche dei tratti studiati ed inoltre confermano l' idoneità di questo taxon come indicatore dell'integrità ecologica del corridoio fluviale, come espresso da Chovanec & Waringer (2001) e Chovanec *et al.* (2004). Gli Odonati permettono infatti di valutare le condizioni di siti lentici, come pozze e stagni, localizzati nella fascia perifluviale e nell'alveo, siti lotici, come i canali secondari, e siti con caratteristiche intermedie, come i *non-flowing channels*, non presi in considerazione dagli altri bioindicatori previsti dalla WFD, ma fondamentali per caratterizzare in modo più esustivo l'intero corridoio fluviale.

Anche le singole metriche dell'IQO, ad eccezione della media dell'indice OHI, mostrano un indice di correlazione elevato con l'IQM (tabella 5.39), ed indicano quindi quanto le comunità di Odonati siano influenzate dalle condizioni morfologiche.

Le metriche legate ad aspetti faunistici, come il numero di specie, specie sensibili e famiglie riproduttive, ed allo stesso modo, il range dell'indice OHI, sono favorite da elevate condizioni morfologiche poiché queste garantiscono un'elevata diversificazione degli habitat presenti. Non sorprende invece che i valori della media dell'indice OHI non presentino alcuna correlazione con l'IQM ed i suoi sub-indici. Come spiegato infatti nel paragrafo 3.4, questa metrica indica quanto

nell'Odonatofauna di un tratto fluviale prevalgano specie reofile, condizione espressa da valori prossimi ad uno, o specie di acque lentiche, indicato con valori superiori a tre. Le condizioni migliori per questa metrica, all'interno di un corridoio fluviale ben diversificato in termini di habitat, sono da considerarsi dei valori medio-bassi intorno a 2, indicazione della compresenza di specie reofile e di specie lentiche, come indicato nelle tabelle 5.31 e 5.32. Il fatto che condizioni elevate dell'indice OHI siano espresse da valori intermedi dell'intervallo dei valori attribuibili è la causa che non permette una correlazione con le variabili morfologiche a cui è stata confrontata (IQM e suoi sub-indici), caratterizzate invece da valori crescenti in maniera lineare in termini di qualità espressa.

Tra i sub-indici dell'IQM (tabella 5.39), è quello di funzionalità a presentare l'indice di correlazione più alto con l'IQO e le sue metriche: questo risultato indica come la funzionalità geomorfologica, che comprende una serie di caratteristiche morfologiche e di processi fluviali, sia il *driver* fondamentale alla base del mantenimento di un'elevata diversità di habitat all'interno del corridoio fluviale, necessaria per sostenere elevati livelli di biodiversità, così come riportato da diversi studi riguardanti gli Odonati ed altri organismi acquatici (Ward *et al.*, 1999; Elozegi *et al.*, 2010; Garcia *et al.*, 2012; Wyzga *et al.*, 2012).

Anche il sub-indice IQM di artificialità presenta correlazioni elevate con l'IQO ed alcune metriche come il numero di specie sensibili e di famiglie. Il fatto che non sia presente una correlazione statisticamente significativa con il numero di specie riproduttive potrebbe essere dovuto al fatto che alcune strutture antropiche, come ad esempio le traverse di derivazione, possono in certe occasioni modificare localmente le condizioni idromorfologiche, rallentando la corrente, facendo sedimentare materiale fine e consentendo quindi un maggiore sviluppo della vegetazione acquatica. Tali condizioni, riscontrate ad esempio nei tratti di Serravalle (Sesia) e Verona (Adige), che risultano essere un impatto dal punto di vista della qualità morfologica, possono favorire invece la diversità delle specie di Odonati, permettendo la colonizzazione di questi siti anche da parte di specie meno spiccatamente reofile.

Il sub-indice IQM relativo alle variazioni morfologiche non presenta invece, congruentemente a quanto atteso, alcuna correlazione statisticamente significativa con l'IQO e le relative metriche. Un tratto fluviale che abbia subito intensi fenomeni di incisione e restringimento dell'alveo, infatti, non è necessariamente caratterizzato da un'Odonatofauna impoverita, se comunque presenta attualmente una diversità di habitat favorevoli all'insediamento di questo taxon.

Anche il sub-indice IQM di continuità laterale e quello di vegetazione mostrano correlazioni positive e significative con l'IQO, il numero di specie riproduttive ed il range dell'indice OHI (tabella 5.39). Tra queste, la correlazione tra sub-indice di continuità laterale e range dell'indice OHI presenta un indice di correlazione elevato (0.71): entrambi i parametri correlati esprimono, infatti, la diversificazione degli habitat presenti nel tratto.

I risultati relativi alle correlazioni del sub-indice IQM di vegetazione sottolineano l'importanza di questo elemento nella strutturazione delle comunità di Odonati, come indicato invece in diversi altri studi (Butler & deMaynadier, 2008; Remsburg & Turner, 2009), anche se non risulta il fattore più importante. Questo è probabilmente dovuto al fatto che tale sub-indice valuta solamente la presenza della vegetazione nella fascia perifluviale e non la presenza e le condizioni della vegetazione acquatica, di fondamentale importanza per la fase larvale di diverse specie di Odonati (Corbet, 2004).

Il confronto dei valori degli indici STAR_ICMi (Macroinvertebrati bentonici) ed ICM (Diatomee) con quelli di IQM ed IQO indica un'assenza di correlazioni. Questo è probabilmente dovuto al fatto che i primi valutano sostanzialmente le sole condizioni dell'alveo bagnato. Tali risultati sottolineano dunque i limiti intrinseci dei bioindicatori previsti dalla WFD nel valutare le condizioni e l'integrità ecologica dell'intero corridoio fluviale.

Per quanto riguarda l'indice ICM (Diatomee), altri studi hanno dimostrato che questo taxon è poco sensibile alle alterazioni idromorfologiche dei corsi d'acqua (Hering *et al.*, 2006b; Marzin *et al.*, 2012). L'indice ICM ha indicato una classe di qualità elevata nella maggior parte dei tratti esaminati, 8 su 10, e questo risultato è in sintonia con il fatto che il principale stress a cui risponde questo bioindicatore è livello di inquinamento delle acque (Hering *et al.*, 2006b). Questi valori elevati dipendono quindi dal relativamente basso livello d'inquinamento riscontrabile nei fiumi indagati (AdB Adige & AdB Alto Adriatico, 2010a, 2010b, 2010c; AdB Po, 2010a, 2010b, 2010c). L'indice di correlazione tra macroinvertebrati bentonici e condizioni morfologiche risulta essere invece leggermente maggiore, ma comunque non significativa, confermando quindi quanto riscontrato da Dahm *et al.* (2013) e Haase *et al.* (2013), che sottolineano la scarsa risposta dei macroinvertebrati alle pressioni idromorfologiche ed agli interventi di riqualificazione fluviale.

Allo stesso modo non è presente alcuna correlazione tra Odonati, Macroinvertebrati bentonici e Diatomee, a testimonianza del fatto che questi bioindicatori forniscono informazioni su aspetti diversi del corridoio fluviale. Questi risultati differiscono però rispetto a quanto riportato da Smith *et al.* (2007) e Simaika & Samways (2011) che hanno osservato una correlazione significativa tra i punteggi di un indice basato sui Macroinvertebrati bentonici (ASPT) e, rispettivamente, il numero di specie di Odonati ed i valori di un indice basato sugli Odonati, il *Dragonfly biotic index* o DBI (Simaika & Samways, 2009). Bisogna però ricordare che il DBI è stato sviluppato originariamente come indice di biodiversità, per facilitare l'identificazione di siti che necessitano di protezione e conservazione, e non come indice per valutare l'integrità ecologica degli ambienti fluviali, come l'IQO. Inoltre negli studi sopraddetti i siti di campionamento erano solamente lotici, per cui la maggiore correlazione rilevata potrebbe essere dovuta al fatto che è stata esaminata solo la componente reofila dell'Odonatofauna, più strettamente legata alle condizioni dell'alveo bagnato.

CAPITOLO 7 - CONCLUSIONI

In riferimento ai principali obiettivi definiti per questa ricerca ovvero, (i) individuare e testare un bioindicatore per valutare lo stato ecologico del corridoio fluviale, (ii) confrontare condizioni morfologiche ed ecologiche di tratti fluviali con due specifici indici e (iii) confrontare i risultati di questi indici con quelli relativi ai bioindicatori previsti dalla WFD, si possono trarre le seguenti conclusioni.

Gli Odonati hanno confermato di essere un valido bioindicatore per valutare le condizioni ecologiche del corridoio fluviale, come precedentemente indicato da Castella (1987), Chovanec & Waringer (2001) e Chovanec *et al.* (2004), perchè consentono di indagare siti come canali secondari, *non-flowing channels* o pozze e stagni localizzati nelle aree perifluviali. L'Odonatofauna rilevata in questi habitat acquatici, la cui ricchezza dipende anche dalle caratteristiche delle aree terrestri circostanti, permette quindi una valutazione ecologica complessiva dell'intero corridoio fluviale, a differenza di quanto è possibile ottenere dai bioindicatori previsti dalla WFD, che vengono campionati solamente sul canale principale e forniscono quindi informazioni sulle condizioni dell'alveo bagnato. Gli Odonati hanno inoltre dimostrato una buona applicabilità in tratti fluviali ben diversificati in termini di condizioni morfologiche, ecologiche e di impatto antropico. Solamente nel caso di tratti con morfologia a canali intrecciati estremamente dinamici e poco vegetati il loro utilizzo non risulta essere appropriato. Questo è dovuto al fatto che in tratti con tali caratteristiche il popolamento degli Odonati risulta essere quasi assente per cause del tutto naturali, legate all'autoecologia di questi organismi.

Un aspetto innovativo della presente ricerca è costituito dall'elaborazione di un nuovo indice basato sugli Odonati, l'Indice di Qualità Odonati (IQO), a partire dalla metodologia proposta da Chovanec & Waringer (2001). L'IQO è stato sviluppato seguendo i criteri definiti dalla WFD e consente un confronto diretto, in termini numerici e qualitativi (confronto delle classi di qualità) con gli altri indici, biologici ed idromorfologici, sviluppati per l'applicazione della Direttiva stessa. Pur se testato in un numero ridotto di tratti (18), il nuovo indice IQO ha dimostrato di essere uno strumento efficace ed in grado di discriminare un ampio spettro di condizioni ecologiche dei corsi d'acqua. L'utilizzo degli Odonati e di questo nuovo indice potrebbero costituire un valido strumento ad integrazione dei bioindicatori già previsti dalla WFD, per una valutazione più complessiva dello stato ecologico del corridoio fluviale.

L'elevato indice di correlazione tra IQO ed IQM e tra IQO e diversi sub-indici IQM, in particolare quello di funzionalità, è un'ulteriore conferma dell'efficacia degli Odonati come indicatori dell'intero corridoio fluviale. Entrambi gli indici sono infatti concepiti per valutare in maniera complessiva le condizioni di un tratto fluviale e la loro forte correlazione sottolinea e conferma l'importanza dei processi geomorfologici quali *driver* fondamentali per il mantenimento di un'elevata diversità di habitat e di specie all'interno del corridoio fluviale (Ward *et al.*, 1999; Eloegi *et al.*, 2010; Garcia *et al.*, 2012).

Al contrario, nella presente ricerca emerge un'assenza di correlazione sia tra IQM e i bioindicatori WFD analizzati (diatomee e macroinvertebrati bentonici), che tra Odonati e gli stessi bioindicatori. Questi risultati confermano quanto riportato da Dahm *et al.* (2013) e Feld *et al.* (2013), ovvero che diatomee e macroinvertebrati sono sensibili al livello di inquinamento delle acque, piuttosto che ad alterazioni idromorfologiche. L'assenza di correlazioni risulta quindi essere dovuta sia al diverso oggetto della valutazione (canale principale per i bioindicatori WFD, intero corridoio fluviale per

IQM ed Odonati) che alle diverse pressioni registrate (inquinamento delle acque per i bioindicatori WFD, integrità ambientale e morfologica rispettivamente per Odonati e IQM) dagli indicatori considerati.

Questi risultati sottolineano dunque la necessità di utilizzare indicatori adeguati, in termini di scale spaziali e di sensibilità, rispetto alle diverse pressioni antropiche, per comprendere le complesse relazioni che intercorrono tra ecologia ed idromorfologia. A questo proposito va sottolineato come la quasi totalità della letteratura riguardante questo tema è basata sull'applicazione di metodologie derivate dal “*river habitat survey*” (Raven *et al.*, 1997) per la valutare le condizioni idromorfologiche e sull'utilizzo dei bioindicatori WFD per valutare lo stato ecologico. Entrambe le metodologie operano alla scala del sito. Diversamente da questi studi, ed in maniera sostanzialmente innovativa, nella presente ricerca il confronto tra ecologia e morfologia si è invece basato su due indici, entrambi sviluppati per applicazioni alla scala del tratto fluviale, quella che probabilmente meglio si presta a riassumere l'intrinseca complessità di un corso d'acqua (Rinaldi *et al.*, 2013).

CAPITOLO 8 - BIBLIOGRAFIA

- Abell, R., 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology* 16, 1435-1437.
- Agences de l'Eau (AE), 1998. SEQ Physique. A system for evaluation of physical quality of watercourses. Version 0.
- Allaby, M., 1992. *The Concise Oxford Dictionary of Zoology*. Oxford University Press, Oxford.
- Andersen, A.N., 1999. My bioindicators or yours? Making the selection. *Journal of Insect Conservation* 3, 61-64.
- Andreani, P., Santucci, F., Nascetti, G., 2003. Le rane verdi del complesso *Rana esculenta* come bioindicatori della qualità degli ambienti fluviali italiani. *Biologia Ambientale* 17, 35-44.
- Autorità di Bacino dell'Adige - Autorità di Bacino dei fiumi dell'Alto Adriatico, 2010a. Piano di gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Bacino del Fiume Adige. 456 pp.
- Autorità di Bacino dell'Adige - Autorità di Bacino dei fiumi dell'Alto Adriatico, 2010b. Piano di gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Bacino dei fiumi Brenta e Bacchiglione. 370 pp.
- Autorità di Bacino dell'Adige - Autorità di Bacino dei fiumi dell'Alto Adriatico, 2010c. Piano di gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Bacino del Fiume Tagliamento. 264 pp.
- Autorità di Bacino del Fiume Po, 2004a. Studio di fattibilità della sistemazione idraulica del Fiume Oglio, nel tratto da Sonico alla confluenza in Po e del suo affluente Cherio dal Lago di Endine alla confluenza; del Fiume Garza dalla confluenza Valle del Loc alla confluenza in chiese del Fiume Chiese da Gavardo alla confluenza in Oglio. Autorità di Bacino del del Fiume Po, Parma.
- Autorità di Bacino del Fiume Po, 2004b. Studio di fattibilità della sistemazione idraulica del Fiume Sesia, nel tratto da Varallo Sesia alla confluenza in Po del torrente Cervo, nel tratto da Passo Breve alla confluenza in Sesia del torrente Elvo, nel tratto da Occhieppo alla confluenza in Cervo. Autorità di Bacino del del Fiume Po, Parma.
- Autorità di Bacino del Fiume Po, 2010a. Piano di Gestione del distretto idrografico del Fiume Po. Monografia Oglio. Autorità di Bacino del Fiume Po, Parma. 58 pp.
- Autorità di Bacino del fiume Po, 2010b. Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Monografia Sesia. Autorità di Bacino del fiume Po, Parma. 49 pp.
- Autorità di Bacino del fiume del fiume Po, 2010c. Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Monografia Tanaro. Autorità di Bacino del Fiume Po, Parma. 115 pp.

- Bain, M.B., Finn, J.T., Booke, H.E., 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69, 382-392.
- Balestrini, R., Cazzola, M., Buffagni, A., 2004. Characterising hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia* 516, 365-379.
- Bennett, S.J., Simon, A., Castro, J.M., Atkinson, J.F., Bronner, C.E., Bliersch, S.S., Rabideau, A.J., 2011. The Evolving Science of Stream Restoration. In: Simon, A., Bennett, S.J., Castro, J.M., (Eds.), *Stream Restoration in dynamic fluvial systems: scientific approaches, analyses and tools*. American Geophysical Union, Geophysical Monograph 194, Washington, pp. 1-8.
- Bertoldi, W., Gurnell, A., Surian, N., Tockner, K., Zanoni, L., Ziliani, L., Zolezzi, G., 2009. Understanding reference processes: linkages between river flows, sediment dynamics and vegetated landforms along the Tagliamento River, Italy. *River research and applications* 25, 501-516.
- Biancotti, A., 1979. Rapporti tra morfologia e tettonica nella pianura cuneese. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 2, 51-56.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.
- Boano, G., Sindaco, R., Riservato, E., Fasano, S., Barbero, R., 2007. Atlante degli Odonati del Piemonte e della Valle d'Aosta. *Memorie Associazione Naturalistica Piemontese*, 6. 160 pp.
- Boscaini, A., Franceschini, A., Maiolini, B., 2000. River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. *Hydrobiologia* 422/423, 173-181.
- Bravard, J.P., Kondolf, G.M., Piegay, H., 1999. Environmental and societal effects of channel incision and remedial strategies. In: Darby, S.E., Simon, A. (Eds.), *Incised River Channels: Processes, Forms, Engineering and Management*. Wiley, Chichester, pp. 303-341.
- Brierley, G.J., Fryirs, K.A., 2005. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Style Framework*. Blackwell, Oxford, UK. 398 pp.
- Briers, R.A., Biggs, J., 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 323-330.
- Buchwald, R., 1992. Vegetation and dragonfly fauna - characteristics and examples of biocenological field studies. *Vegetatio* 101, 99-107.

- Buffagni, A., Erba, S., Ciampittiello, M., 2005. Il rilevamento idromorfologico degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo Caravaggio. *Notiziario dei metodi analitici* 2, 32-34.
- Butler, R.G., deMaynadier, P.G., 2008. The significance of littoral and shoreline habitat integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *Journal of Insect Conservation* 12, 23-36.
- Carchini, G., 1983. Odonati (Odonata). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 21. Consiglio Nazionale delle Ricerche. 79 pp.
- Carchini, G., Di Domenico, M., Pacione, T., Solimini, A.G., Tanzilli, C., 2003. Species distribution and habitat features in lentic Odonata. *Italian Journal of Zoology* 70, 39-46.
- Carchini, G., Solimini A.G., Ruggiero A., 2005. Habitat characteristics and odonate diversity in mountain ponds of central Italy. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 15, 573-581.
- Castella, E., 1987. Larval Odonata distribution as a descriptor of fluvial ecosystems: the Rhône and Ain river, France. *Advances in Odonatology* 3, 23-40.
- Chandesris, A., Mengin, N., Malavoi, J.R., Souchon, Y., Pella, H., Wasson, J.G., 2008. Systeme Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Principes et methodes, v3.1. Cemagref, Lyon Cedex . 81 pp.
- Chovanec, A., Waringer, J., 2001. Ecological integrity of river - floodplain systems assessment by dragonflies surveys (Insecta: Odonata). *Regulated rivers: research and management* 17, 493-507.
- Chovanec, A., Waringer, J., Raab, R., Laister, G., 2004. Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 14, 163-178.
- Cipra, 1992. Gli ultimi fiumi naturali delle Alpi. Cipra, Vaduz. 71 pp.
- Clark, T.E., Samways M.J., 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33, 1001-1012.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Chapman, M.G., 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330, 55-80.
- Comiti, F., 2012. How natural are Alpine mountain rivers? Evidence from the Italian Alps. *Earth Surface Processes and Landforms* 37 (7), 693-707.

- Corbet, P.S., 2004. Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata. Harley Books, Colchester. 829 pp.
- Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A., Feld, C.K., 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704, 389-415.
- Dallas, H.F., 2012. Ecological status assessment in mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-012-1305-8.
- van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 117-133.
- D'Amico, F., Darbleade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S., Ormerod, S.J., 2004. Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology* 12 (3), 439-446.
- Dijkstra, K.D.B., Lewington, R., 2006. Field guide to the Dragonflies of Britain and Europe. British Wildlife Publishing, Dorset. 320 pp.
- Dolédec, S., Statzner, B., Bournard M., 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42, 737-758.
- Doucet, G., 2011. Clé de détermination des exuvies des Odonates de France, 2^e édition. Société Française d'Odonatologie, Bois d'Arcy. 68 pp.
- Downs, P.W., Gregory, K.J., 2004. River channel management. Towards sustainable catchment hydrosystems. Arnold Publishers, London. 395 pp.
- Dutto, F., Maraga, F., 1994. Variazioni idrografiche e condizionamento antropico. Esempi in pianura padana. *Il Quaternario* 7, 381 - 390.
- Dziöck, F., Henle, K., Föeckler, F., Föllner, K., Scholz, M., 2006. Biological indicator systems in floodplains - a review. *International Review of Hydrobiology* 91 (4), 271-291.
- Elosegi, A., Díez, J., Mutz, M., 2010. Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* 657, 199-215.
- Elosegi, A., Sabater, S., 2013. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia* 712, 129-143.

- European Commission, 2000. 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 L 327, 22/12/2000. 73 pp.
- Feld, C.K., de Bello, F., Dolédec, S., 2013. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, DOI:10.1111/fwb.12260.
- Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Petersen, 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, 119-209.
- Fenoglio, S., Bo, T., Cucco, M., Mercalli, L., Malacarne, G., 2010. Effects of global climate change on freshwater biota: a review with special emphasis on the Italian situation. *Italian Journal of Zoology* 77 (4), 374-383.
- Fiorenza, T., Del Bianco, C., Chiandetti, I., Uboni, C., Zandigiaco P., 2011. Gli Odonati del Friuli Venezia Giulia: risultati di uno studio triennale. *Bollettino Soc. Naturalisti "Silvia Zenari"* 35, 109-122.
- Foekler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Castella, E., 2006: Suitability of molluscs as bioindicators for meadow- and food channels of the Elbe floodplains. *International Review of Hydrobiology* 91: 314-325.
- Follner, K., Henle, K., 2006. The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. *International Review of Hydrobiology* 91, 364-379.
- Garcia, X.-F., Schnauder, I., Pusch, M. T., 2012. Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia* 685, 49-68.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M., 1995. Mapping biodiversity using surrogates for species richness: macro-scales and New World birds. *Proceedings of the Royal Society of London B* 262, 335-341.
- Gerken, B., Sternberg, K., 1999. *Die Exuviaen Europäischer Libellen / The Exuviae of European Dragonflies*. Arnika & Eisvogel, Höxter und Jena. 354 pp.
- Giugliano, L., Hardersen, S., Santini, G., 2012. Odonata communities in retrodunal ponds: a comparison of sampling methods. *International Journal of Odonatology* 15 (1), 13-23.

- Giunta, M., Riccardi, C., Groppali, R., 1997. Odonati (Odonata) della Pianura Padana centrale: indagine presso il Po Pavese e nel Parco dell'Adda sud. *Pianura* 9, 137-142.
- Godreau, V., Bornette, G., Frochot, B., Amoros, C., Castella, E., Oertli, B., Chambaud, F., Oberti, D., Craney, E., 1999. Biodiversity in the floodplain of the Saône: a global approach. *Biodiversity and Conservation* 8, 839-864.
- Gorman O.T. & Karr J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59, 507-515.
- Guareschi, S., Laini, A., Racchetti, E., Bo, T., Fenoglio, S., Bartoli, M., 2012. How hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river? *Ecohydrology*, DOI:10.1002/eco.1354.
- Gurnell, A., Surian, N., Zanoni, L., 2009a. Multi-thread river channels: a perspective on changing European alpine river systems. *Aquatic Sciences* 71(3), 253-265.
- Gurnell, A., Tubino, M., Tockner, K., 2009b. Linkages and feedbacks in highly dynamic alpine fluvial systems. *Aquatic Sciences* 71 (3), 251-252.
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Sundermann, A., 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704, 475-488.
- Harabiš F. & Dolný A., 2010. Ecological factors determining the density-distribution of Central European dragonflies (Odonata). *European Journal of Entomology*, 107: 571-577.
- Hardersen, S., 2000. Sensitivity of aquatic life stages of *Xanthocnemis zealandica* (Odonata: Zygoptera) to azinphosmethyl and carbaryl. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 34, 117-123.
- Hardersen, S., 2008. Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. *Italian Journal of Zoology* 75 (3), 271-283.
- Hawking, J. H., New, T. R., 1999. The distribution patterns of dragonflies (Insecta: Odonata) along the Kiewa River, Australia, and their relevance in conservation assessment. *Hydrobiologia* 392, 249-260.
- Hellawell, J. M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier, London.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., Ofenböck, T., 2006a. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 556, 311-324.

- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P.F.M., 2006b. 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.
- Hofmann, T.A., Mason, C.F., 2005. Habitat characteristics and the distribution of Odonata in a lowland river catchment in eastern England. *Hydrobiologia* 539, 137-147.
- Hoyle, J., Brooks, A., Brierley, G.J., Fryirs, K., Lander, J., 2008. Spatial variability in the timing, nature and extent of channel response to typical human disturbance along the upper Hunter River, New South Wales, Australia. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 868-889.
- Innis, S.A., Naiman, R.J., Elliott, S.R., 2000. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422/423, 111-131.
- ISPRA, 2011. Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Versione 1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma. 85 pp.
- Jähnig, S.C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A.W., Ofenböck, T., Verdonschot, P.F.M., Hering, D., 2010. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology* 47, 671-680.
- Jähnig, S.C., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W., Hering, D., 2009. Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46, 406-416.
- Jackson, D.A., 1995. PROTEST: A PROCrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience* 2, 297-303.
- Kail, J., Hering, D., 2009. The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of Central European mountain streams. *River Research and Applications* 25, 537-550.
- Kalkman, V.J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K.D.B., Orr, A.G., Paulson, D.R., van Tol, J., 2008. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 351-363.
- Kellerhals, R., 1982. Effects of river regulation on channel stability. In Hey, R.D., Bathurst, J.C., Thorne, C.R., (eds). *Gravel-bed Rivers*. Wiley, Chichester, 685-715.
- Kondolf, M.G., 1997. Hungry water: effects of dams and grael mining on river channels. *Environmental management* 21 (4), 533-551.

- Kutcher, T.E., Bried, J.T., 2014. Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecological Indicators* 38, 31-39.
- Landres, P.B., Verner, J., Thomas, J.W., 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2, 316-329.
- Lawa, 2000. *Gewässerstrukturgütebewertung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer*, Berlin.
- Lee Foote, A., Rice Hornung, C.L., 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30, 273-283.
- Liebault, F., Piegay, H. 2001. Assessment of channel changes due to long-term bedload supply decrease, Roubion River, France. *Geomorphology* 36, 167-186.
- Lorenz, A., Feld, C.K., 2013. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia* 704, 489-501.
- 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.
- Lu, X.X., Zhang, S.R., Xie, S.P., Ma, P.K., 2007. Rapid channel incision of the lower Pearl River (China) since the 1990s as a consequence of sediment depletion. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1897-1906.
- Magoba, R.N., Samways, M.J., 2010. Recovery of benthic macroinvertebrate and adult dragonfly assemblages in response to large scale removal of riparian invasive alien trees. *Journal of Insect Conservation* 14, 627-636.
- Maiolini, B., Carolli, M., 2009. Odonata in Trentino (NE-Italy): historical and recent data. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 84, 11-18.
- Marzin, A., Archaimbault, V., Belliard, J., Chauvin, C., Delmas, F., Pont, D., 2012. Ecological assessment of running waters: do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators* 23, 56-65.
- Mason, F., Cerretti, P., Tagliapietra, A., Speight, M.C.D., Zapparoli, M., 2002. *Invertebrati di una Foresta della Pianura Padana, Bosco della Fontana, Primo contributo (Introduzione). Conservazione Habitat Invertebrati 1*. Gianluigi Acari Editore, Mantova. 176 pp.
- Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), 2006. Decreto 3 aprile 2006, n.152 - Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana* n. 88 del 14 aprile 2006.

- Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), 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. Decreto 8 Novembre 2010, n.260, Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n.30 del 7 febbraio 2011.
- McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181-201.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R., 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland.
- Montgomery, D.R., 2008. Dreams of Natural Streams. *Science* 319, 291-292.
- Müller, Z., Jakab, T., Tóth, A., Dévai, G., Szállassy, N., Kiss, B., Horváth, R., 2003. Effect of sports fisherman activities on dragonfly assemblages on a Hungarian river floodplain. *Biodiversity and Conservation* 12, 167-179.
- Munné, A., Prat, N., 2011. Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 11, 651-662.
- Murphy, K. J., Castella, E., Clément, B., Hills, J.M., Obrdlik, P., Pulford, I.D., Schneider E., Speight, M.C.D., 1994. Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In Mitsch, W. J. (Ed.), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, Amsterdam, pp. 659-682.
- Nardini, A., Pavan, S., 2012. What river morphology after restoration? The methodology VALURI. *International Journal of River Basin Management* 10, 29-47.
- Nelson, S.M., Andersen, D.C., 1994. An assessment of riparian environmental quality by using butterflies and disturbance susceptibility scores. *The Southwestern Naturalist* 39, 137-142.
- New, T. R., 1995. *Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford University Press, Oxford. 194pp.
- Nijboer, R.C., Johnson, R. K., Verdonschot, P. F. M., Sommerhäuser, M., Buffagni, A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516, 91-105.
- Noss, R. F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Nössing, T.B., Festi, A., Winkler, F., Haller, R., Lösch B., 2012. Die Libellen (Odonata) der Etschtalshole zwischen Meran und Salurn (Südtirol, Italien). *Gredleriana* 12, 185-200.

- Nummelin, M., Lodenius, M., Tulisalo, E., Hirvonen, H., Alanko, T., 2007. Predatory insects as bioindicators of heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 145, 339-347.
- Ollero, O.A., Ballarín, F.D., Díaz, B.E., Mora, M.D., Sánchez, F.M., Acín, N.V., Echeverría, A.M.T., Granado, G.D., Ibisate, G.A., Sánchez, G.L., Sánchez, G.N., 2007. Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia* 52, 113-141.
- Ollero, A., Ibisate, A., Gonzalo, L.E., Acín, V., Ballarín, D., Díaz, E., Domenech, S., Gimeno, M., Granado, D., Horacio, J., Mora, D., Sánchez, M., 2011. The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica* 30 (2), 255-262.
- Paetzold, A., Yoshimura, C., Tockner, K., 2008. Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45, 894-903
- Paoletti, M.G., Bressan, M., 1996. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15, 21-62.
- Pardo, I., Gómez-Rodríguez, C., Wasson, J.G., Owen, R., van de Bund, W., Kelly, M., Bennett, C., Birk, S., Buffagni, A., Erba, S., Mengin, N., Murray-Bligh, J., Ofenböeck, G., 2012. The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment* 420, 33-42.
- Pellegrini, L., Maraga, F., Turitto, O., Audisio, C., Duci, G., 2008. Evoluzione morfologica di alvei fluviali mobili nel settore occidentale del bacino padano. *Il Quaternario* 21 (1B), 251-266.
- Pearson, L.D., 1995. Selecting indicator taxa for quantitative assessment of biodiversity. In: Harper, J.L., Hawksworth, D.L., (Eds.), *Biodiversity-Measurement and Estimation*. Chapman & Hall, London, pp.75-80.
- Petts G.E., 1989. Historical analysis of fluvial hydrosystems. In Petts, G.E., Möller, H., Roux, A.L., (Eds), *Historical change of large alluvial rivers: Western Europe*. Wiley, Chichester, pp. 1-18.
- Pizzo, L., 2009. Contributo alla conoscenza degli Odonati del Veneto: le libellule del Quartier del Piave (Treviso, Italia Nord-Orientale) (Odonata). *Bollettino Museo civico di Storia naturale di Venezia* 59, 31-43.
- Provincia di Cremona - Settore Agricoltura e Ambiente, 2011. *Le libellule in provincia di Cremona*. Centro di documentazione ambientale, quaderno 15. 96 pp.
- Raebel, E.M., Merckx, T., Riordan, P., Macdonald, D.W., Thompson, D.J., 2010. The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation* 14, 523-533.

- Raven, P.J., Fox, P.J.A, Everard, M., Holmes, N.T.H., Dawson, F.D., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, P.J., Howell, D.L., (eds). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, 215-234.
- Reemer, M., Kok, F., de Bruyne, R.H., Kalkman, V.J., Turin, H., 2005. Suitability of different groups of terrestrial invertebrates for assessment of heterogeneity of terrestrial parts of lowland floodplains. *Large Rivers, Archiv für Hydrobiologie Supplements*, 155 (1-4), 289-303.
- Reich, M., 1991. Grasshoppers (Orthoptera, Saltatoria) on Alpine and Dealpine riverbanks and their use as indicators for natural floodplain dynamics. *Regulated rivers: research and management* 6, 333-339.
- Remsburg, A.J., Turner, M.G., 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 28 (1), 44-56.
- Rinaldi, M., 2003. Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, Central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 587-608.
- 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 Ricerca Ambientale, Roma, 232 pp.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussetini, M., 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology* 180-181, 96-108.
- Rinaldi, M., Wyzga, B., Surian, N., 2005. Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River Research and Applications* 21 (7), 805-828.
- Riservato, E., 2009. *Atlante delle libellule della provincia di Novara*. Provincia di Novara, IX Settore: Agricoltura. 180 pp.
- Robertson, B.A., Hutto, R.L., 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87, 1077-1085.
- Sahlén, G., Ekestubbe, K., 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation*, 10: 673-690.
- Samways, M.J., Steytler, N., 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological conservation* 78, 279-288.

- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S., Schmedtje, U., 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologia* 34, 283-301.
- Schindler, M., Fesl, C., Chovanec, A., 2003. Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia* 497, 169-180.
- Schlaepfer, M.A., Runge, M.C., Sherman, P.W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 474-480.
- Schneider, S., Krumpholz, T., Melzer, A., 2000. Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Macrophyten. Erprobung eines neu entwickelten Index im Inniger Bach. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica* 28, 241-249.
- Schultz, H., Waringer, J.A., Chovanec, A., 2003. Assessment of the ecological status of the Danubian floodplains at Tulln (Lower Austria) based on the Odonata Habitat Index (OHI). *Odonatologica* 32 (4), 355-370.
- Schumm, S.A., Harvey, M.D., Watson, C.C., 1984. *Incised Channels: Initiation, Evolution, Dynamics, and Control*. Water Resources Publication, Littleton, Colorado. 200 pp.
- Silva de Paiva, D., De Marco, P., Chaves Resende, D., 2010. Adult Odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecology integrity: a case study. *Ecological Indicators* 10, 744-752.
- Simaika, J.P., Samways, M.J., 2009. An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity and Conservation* 18, 1171-1185.
- Simaika, J.P., Samways, M.J., 2011. Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators* 11, 370-378.
- Simaika, J.P., Samways, M.J., 2012. Using dragonflies to monitor and prioritize lotic systems: a South African perspective. *Organisms Diversity and Evolution* 12, 251-259.
- Simon, A., 1989. A model of channel response in disturbed alluvial channels. *Earth Surface Processes and Landforms* 14, 11-26.
- Smith, J., Samways, M.J., Taylor, S., 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 16, 2695-2713.
- Solimini, A.G., Bazzanti, M., Ruggiero, A., Carchini, G., 2008. Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia* 597, 109-123.

- Solimini, A.G., Tarallo, G.A., Carchini, G., 1997. Life history and species composition of the damselfly assemblage along the urban tract of a river in central Italy. *Hydrobiologia* 356, 21-32.
- Speight, M. C. D., Castella, E., 2001. An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. *Journal of Insect Conservation* 5, 131-139.
- Statzner, B., Bis, B., Usseglio-Polatera, P., 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 1, 73–85.
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, Pletterbauer, F., Hering, D., 2012. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia* 696, 1-28.
- Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson R.K., and Norris R.H., 2006. Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams: The Concept of Reference Condition. *Ecological Applications* 16, 1267-1276.
- Subrero, E., Poma, S., Cucco, M., 2013. Gli Odonati come indicatori delle condizioni ambientali in aree di riqualificazione ambientale del Parco fluviale del Po. *Rivista piemontese di Storia naturale* 34, 127-146.
- Surian, N., Cisotto, A., 2007. Channel adjustments, bedload transport and sediment sources in a gravel-bed river, Brenta River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 1641-1656.
- Surian, N., Rinaldi, M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* 50 (4), 307-326.
- Surian, N., Rinaldi, M., Pellegrini, L., Audisio, C., Maraga, F., Teruggi, L.B., Turitto, O., Ziliani, L., 2009a. Channel adjustments in northern and central Italy over the last 200 years. In: James, L.A., Rathburn, S.L., Whittecar, G.R. (Eds.), *Management and Restoration of Fluvial Systems with Broad Historical Changes and Human Impacts: Geological Society of America Special Paper* 451, Boulder, CO, USA, pp. 83–95.
- Surian, N., Ziliani, L., Cibien, L., Cisotto, A., Baruffi, F., 2008. Variazioni morfologiche degli alvei dei principali corsi d'acqua veneto-friulani negli ultimi 200 anni. *Il Quaternario* 21 (1B), 279-290.
- Surian, N., Ziliani, L., Comiti, F., Lenzi, M.A., Mao, L., 2009b. Channel adjustments and alteration of sediment fluxes in gravel-bed rivers of north-eastern Italy: potentials and limitations for channel recovery. *River Research and Applications* 25, 551-567.

- Tockner, K., Ward, J.V., Arscott, D.B., Edwards, P.J., Kollmann, J., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Maiolini, B., 2003. The Tagliamento River: a model ecosystem of European importance. *Aquatic Sciences* 65, 239-253.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D., Lorang, M.S., 2010. Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl.1), 135-151.
- Van Looy, K., Vanacker, S., Jochems, H., De Blust, G., Dufréne, M., 2005. Ground beetle habitat templates and riverbank integrity. *River research and applications* 21, 1133-1146.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Reidy Liermann, C., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555-561.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott D.B., Claret, C., 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47, 517-539.
- Ward, J.V., Tockner, K., Edwards, P.J., Kollman, J., Bretschko, G., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Rossaro B., 1999a. A reference river in the Alps: the Fiume Tagliamento. *Regulated rivers: research and management* 15, 63-75.
- Ward, J.V., Tockner, K., Schiemer, F., 1999b. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated rivers: research and management* 15, 125-139.
- Wildermuth, H., Horváth, G., 2005. Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 8, 97-105.
- Wilhm, J. L., Dorris, T.C., 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 8, 477-481.
- Williams, G.P., Wolman, M.G., 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. U.S. Geological Survey Professional Paper, 1286, 83 pp.
- Winkley, B.R., 1972. River regulation with the aid of nature. *International Commission on Irrigation and Drainage: factors affecting river training and floodplain regulation*, 43-57.
- Winterbottom, S.J., 2000. Medium and short-term channel planform changes on the Rivers Tay and Tummel, Scotland. *Geomorphology* 34, 195-208.
- Wyźga, B., 1993. River response to channel regulation: case study of the Raba River, Carpathians, Poland. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 541-556.

- Wyżga, B., Oglęcki, P., Radecki-Pawlik, A., Skalski, T., Zawiejska, J., 2012. Hydromorphological complexity as a driver of the diversity of benthic invertebrate communities in the Czarny Dunajec River, Polish Carpathians. *Hydrobiologia* 696, 29-46.
- Wyżga, B., Zawiejska, J., Radecki-Pawlik, A., Amirowicz, A., 2010. A method for the assessment of hydromorphological river quality and its application to the Czarny Dunajec, Polish Carpathians. In: Radecki-Pawlik, A., Hernik, J. (Eds.), *Cultural Landscapes of River Valleys*. Agricultural University in Kraków, Kraków, Poland, pp. 145-164.
- Wyżga, B., Zawiejska, J., Radecki-Pawlik, A., Hajdukiewicz, H., 2012. Environmental change, hydromorphological reference conditions and the restoration of Polish Carpathian rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3273>.
- Ziliani, L., Surian, N., 2012. Evolutionary trajectory of channel morphology and controlling factors in a large gravel-bed river. *Geomorphology* 173-174, 104-117.
- Zolezzi, G., Bellin, A., Bruno, M.C., Maiolini, B., Siviglia, A., 2009. Assessing hydrological alterations at multiple temporal scales: Adige River, Italy. *Water Resources Research* 45, [doi10.1029/2008WR007266](https://doi.org/10.1029/2008WR007266).
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Smith G.M., 2007. *Analysing ecological data*. Springer. 667 pp.

SITI CONSULTATI

www.odonata.it - Sito internet della Società italiana per lo studio e la conservazione delle libellule, Odonata.it

APPENDICI

- APPENDICE 1 - SCHEDA DI VALUTAZIONE IQM PER ALVEI SEMI- NON CONFINATI
- APPENDICE 2 - TABELLA DI PRESENZA/ASSENZA DELLE SPECIE DI ODONATI NEI 72 SITI DI CAMPIONAMENTO
- APPENDICE 3 - VARIABILI AMBIENTALI RILEVATE NEI SITI DI CAMPIONAMENTO DEGLI ODONATI
- APPENDICE 4 - USO DEL SUOLO - SITI DI CAMPIONAMENTO ODONATI

**APPENDICE 1 - SCHEDA DI VALUTAZIONE IQM PER ALVEI SEMI- NON
CONFINATI**

SCHEDA DI VALUTAZIONE PER ALVEI SEMI- NON CONFINATI

Versione 1 - Gennaio 2011

GENERALITA'

Data _____ Operatori _____
 Bacino _____ Corso d'acqua _____
 Estremità monte _____ Estremità valle _____
 Codice Segmento _____ Codice Tratto _____ Lunghezza tratto (m) _____

INQUADRAMENTO E SUDDIVISIONE INIZIALE

1. Inquadramento fisiografico

Ambito fisiografico _____ CM=Collinare-montano, P=Pianura Unità fisiografica _____

2. Confinamento

Grado confinamento (%) _____ >90, 10-90, ≤10
 Indice confinamento _____ 1-1.5, 1.5-n, >n (n=5 alvei canale singolo; n=2 alvei a canali multipli e wandering)
 Classe confinamento _____ SC=Semiconfinato, NC=Non Confinato

3. Morfologia alveo

Immagine utilizzata _____ (nome, anno)
 Indice sinuosità _____ 1-1.05, 1.05-1.5, >1.5
 Indice intrecciamento _____ 1-1.5, >1.5 Indice anastomizzazione _____ 1-1.5, >1.5
 Tipologia _____ R=Rettilineo, S=Sinuoso, M=Meandriforme, SBA= Transizionale sinuoso barre alternate,
 W= Transizionale wandering, C= Canali intrecciati, A= Anastomizzato
 Configurazione fondo _____ R=Roccia, G=Gradinata, LP=Letto piano, RP=Riffle Pool, D=Dune
 (solo per morfologie R, S, M, SBA) A= Artificiale, NC= non classificabile (elevata profondità o forte alterazione)
 Pendenza media fondo _____ Larghezza media alveo (m) _____
 Sedimenti (dominanti) alveo _____ A=Argilla, L=Limo, S=Sabbia, G=Ghiaia, C=Ciottoli, M=Massi

4. Altri elementi per delimitazione tratto

Monte _____ Valle _____
 discontinuità pendenza, affluente, diga, artificializzazione, variazioni dimensioni pianura e/o confinamento,
 variazioni larghezza alveo, variazioni granulometria sedimenti, altro (specificare) _____

Altri dati / informazioni eventualmente disponibili

Area drenaggio (sottratta alla chiusura del tratto) (km²) _____
 Diametro sedimenti D₅₀ (mm) _____ Unità _____ F=Fondo, B=Barra (SU=superficiale, SO=sottostrato)
 Portate liquide _____ M=misurate, S=stimate, ND=non disponibili
 Stazione idrometrica (se M) _____ Portata media annua (m³/s) _____ Q_{1,5} (m³/s) _____
 Portate massime (indicare anno e Q quando noti) _____

FUNZIONALITA' GEOMORFOLOGICA

Continuità

		parz.	prog.	conf.
F1	Continuità longitudinale nel flusso di sedimenti e materiale legnoso			
A	Assenza di alterazioni della continuità di sedimenti e materiale legnoso	0		
B	Lieve alterazione (ostacoli nel flusso ma non intercettazione)	3		
C	Forte alterazione (forte discontinuità di forme per intercettazione)	5		

F2 Presenza di piana inondabile

A	Presenza di piana inondabile continua (>66% tratto) ed ampia	0		
B	Presenza di piana inondabile discontinua (10 - 66%) di qualunque ampiezza o >66% ma stretta	3		
C	Assenza o presenza trascurabile (≤10% di qualunque ampiezza)	5		

Non si valuta nel caso di alvei in ambito montano lungo conoidi a forte pendenza (>3%)

parz.: punteggi parziali (cerchiare) prog.: punteggi progressivi livello confidenza tra A e B
 conf. livello di confidenza nella risposta, con M=Medio, B=Basso (Alto viene omissa) livello confidenza tra B e C

IDRAIM: sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua

F4 Processi di arretramento delle sponde		
A	Presenza di frequenti sponde in arretramento soprattutto sul lato esterno delle curve	0
B	Sponde in arretramento poco frequenti in quanto impedito da opere e/o scarsa dinamica alveo	2
C	Completa assenza oppure presenza diffusa di sponde instabili per movimenti di massa	3

Non si valuta in caso di alvei rettilinei o sinuosi a bassa energia (bassa pianura, basse pendenze e/o basso ts al fondo)

F5 Presenza di una fascia potenzialmente erodibile		
A	Presenza fascia potenzialmente erodibile ampia e per >66% tratto	0
B	Presenza fascia erodibile ristretta o ampia ma per 33-66% tratto	2
C	Presenza fascia potenzialmente erodibile di qualunque ampiezza per ≤33% tratto	3

Morfologia

Configurazione morfologica

F7 Forme e processi tipici della configurazione morfologica		
A	Assenza (≤5%) di alterazioni della naturale eterogeneità di forme attese per la tipologia fluviale	0
B	Alterazioni per porzione limitata del tratto (≤33%)	3
C	Consistenti alterazioni per porzione significativa del tratto (>33%)	5

F8 Presenza di forme tipiche di pianura		
A	Presenti forme di pianura attuali (laghi meandro abbandonato, canali secondari, ecc.)	0
B	Presenti tracce forme pianura non attuali (abbandonate dopo anni '50) ma riattivabili	2
C	Completa assenza di forme di pianura attuali o riattivabili	3

Si valuta solo per fiumi meandriformi (oggi e/o in passato) in ambito fisiografico di pianura

Configurazione sezione

F9 Variabilità della sezione		
A	Assenza o presenza localizzata (≤5% tratto) di alterazioni naturale eterogeneità della sezione	0
B	Presenza di alterazioni (omogeneità sezione) per porzione limitata del tratto (≤33%)	3
C	Presenza di alterazioni (omogeneità sezione) per porzione significativa del tratto (>33%)	5

Non si valuta in caso di alvei rettilinei, sinuosi, meandriformi per loro natura privi di barre (bassa pianura, basse pendenze e/o basso trasporto al fondo) (naturale omogeneità di sezione)

Struttura e substrato alveo

F10 Struttura del substrato		
A	Naturale eterogeneità sedimenti e clogging poco significativo	0
B	Corazzamento o clogging accentuato in varie porzioni del sito	2
C1	Corazzamento o clogging accentuato e diffuso (≥90%) e/o affioramento occasionale substrato	5
C2	Affioramento diffuso del substrato per incisione o rivestimento fondo (>33% tratto)	6

Non si valuta nel caso di fondo sabbioso, nonché di corso d'acqua profondo per il quale non è possibile osservare il fondo

F11 Presenza di materiale legnoso di grandi dimensioni		
A	Presenza significativa di materiale legnoso	0
C	Presenza molto limitata o assenza di materiale legnoso	3

Non si valuta al di sopra del limite del bosco o in corsi d'acqua con naturale assenza di vegetazione perfluviale

IDRAIM: sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua

Vegetazione fascia perfluviale

F12 Ampiezza delle formazioni funzionali presenti in fascia perfluviale		
A	Ampiezza di formazioni funzionali elevata	0
B	Ampiezza di formazioni funzionali intermedia	2
C	Ampiezza di formazioni funzionali limitata	3

Non si valuta al di sopra del limite del bosco o in corsi d'acqua con naturale assenza di vegetazione perfluviale

F13 Estensione lineare delle formazioni funzionali presenti lungo le sponde		
A	Estensione lineare formazioni funzionali >90% lunghezza massima disponibile	0
B	Estensione lineare formazioni funzionali 33-90% lunghezza massima disponibile	3
C	Estensione lineare formazioni funzionali ≤33% lunghezza massima disponibile	5

Non si valuta al di sopra del limite del bosco o in corsi d'acqua con naturale assenza di vegetazione perfluviale

ARTIFICIALITA'

Opere di alterazione della continuità longitudinale a monte			parz.	prog.	conf.
A1 Opere di alterazione delle portate liquide					
A	Alterazioni nulle o poco significative (≤10%) delle portate formative e con TR>10 anni	0			
B	Alterazioni significative (>10%) delle portate con TR>10 anni	3			
C	Alterazioni significative (>10%) delle portate formative	6			

A2 Opere di alterazione delle portate solide					
A	Assenza di opere di alterazione del flusso di sedimenti o presenza trascurabile (dighe con area sottesa <5% e/o altre opere trasversali con area sottesa <33%)	0			
B1	Presenza di dighe (area sottesa 5-33%) e/o opere con totale intercettazione (area 33-66%) e/o opere con intercettazione parziale/nulla (area >33% pianura/collina o >66% ambito montano)	3			
B2	Presenza di dighe (area sottesa 33-66%) e/o opere con totale intercettazione (area sottesa >66% o all'estremità a monte del tratto)	6			
C1	Presenza di dighe (area sottesa >66%)	9			
C2	Presenza di diga all'estremità a monte del tratto	12			

Opere di alterazione della continuità longitudinale nel tratto

A3 Opere di alterazione delle portate liquide					
A	Alterazioni nulle o poco significative (≤10%) delle portate formative e con TR>10 anni	0			
B	Alterazioni significative (>10%) delle portate con TR>10 anni	3			
C	Alterazioni significative (>10%) delle portate formative	6			

A4 Opere di alterazione delle portate solide					
A	Assenza di qualsiasi tipo di opera di alterazione del flusso di sedimento/legname	0			
B	Ambito pianura/collina: presenza briglie, traverse, casse in linea ≤1 ogni 1000 m Ambito montano: briglie di consolidamento ≤1 ogni 200 m e/o briglie aperte	4			
C	Ambito pianura/collina: presenza briglie, traverse, casse in linea >1 ogni 1000 m Ambito montano: briglie di consolidamento >1 ogni 200 m e/o briglie di trattenuta a corpo pieno oppure presenza di diga e/o invaso artificiale all'estremità a valle del tratto (qualunque ambito)	6			

Nel caso la densità di opere trasversali, incluse soglie e rampe (vedi A9), è >1 ogni n, aggiungere 12 dove n=100 m in ambito montano, o n=500 m in ambito di pianura/collina

IDRAIM: sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua

A5 Opere di attraversamento			
A	Assenza di opere di attraversamento	0	<input type="checkbox"/>
B	Presenza di alcune opere di attraversamento (≤ 1 ogni 1000 m in media nel tratto)	2	<input type="checkbox"/>
C	Presenza diffusa di opere di attraversamento (> 1 ogni 1000 m in media nel tratto)	3	<input type="checkbox"/>

Opere di alterazione della continuità laterale			
A6 Difese di sponda			
A	Assenza o solo difese localizzate ($\leq 5\%$ lunghezza totale delle sponde)	0	<input type="checkbox"/>
B	Presenza di difese per $\leq 33\%$ lunghezza totale sponde (ovvero somma di entrambe)	3	<input type="checkbox"/>
C	Presenza di difese per $> 33\%$ lunghezza totale sponde (ovvero somma di entrambe)	6	<input type="checkbox"/>
			<i>Nel caso di difese di sponda per quasi tutto il tratto ($> 80\%$), aggiungere</i> 12 <input type="checkbox"/>

A7 Arginature			
A	Argini assenti o distanti oppure presenza argini vicini o a contatto $\leq 10\%$ lunghezza sponde	0	<input type="checkbox"/>
B	Presenza intermedia di argini vicini e/o a contatto (a contatto $\leq 50\%$ lunghezza sponde)	3	<input type="checkbox"/>
C	Presenza elevata di argini vicini e/o a contatto (a contatto $> 50\%$ lunghezza sponde)	6	<input type="checkbox"/>
			<i>Nel caso di argini a contatto per quasi tutto il tratto ($> 80\%$), aggiungere</i> 12 <input type="checkbox"/>

Opere di alterazione della morfologia dell'alveo e/o del substrato			
A8 Variazioni artificiali di tracciato			
A	Assenza di variazioni artificiali di tracciato note in passato (tagli meandri, spostamenti alveo, ecc.)	0	<input type="checkbox"/>
B	Presenza di variazioni di tracciato per $\leq 10\%$ lunghezza tratto	2	<input type="checkbox"/>
C	Presenza di variazioni di tracciato per $> 10\%$ lunghezza tratto	3	<input type="checkbox"/>

A9 Altre opere di consolidamento e/o di alterazione del substrato			
A	Assenza soglie o rampe e rivestimenti assenti o localizzati ($\leq 5\%$ tratto)	0	<input type="checkbox"/>
B	Presenza soglie o rampe (≤ 1 ogni m) e/o rivestimenti $\leq 25\%$ permeabili e/o $\leq 15\%$ impermeabili	3	<input type="checkbox"/>
C1	Presenza soglie o rampe (> 1 ogni m) e/o rivestimenti $\leq 50\%$ permeabili e/o $\leq 33\%$ impermeabili	6	<input type="checkbox"/>
C2	Presenza di rivestimenti $> 50\%$ permeabili e/o $> 33\%$ impermeabili	8	<input type="checkbox"/>
			<i>$m=200 m$ in ambito montano; $m=1000 m$ in ambito di pianura/collina</i>
			<i>Nel caso di rivestimenti del fondo (permeabili e/o impermeabili) per quasi tutto il tratto ($> 80\%$), aggiungere</i> 12 <input type="checkbox"/>

Interventi di manutenzione e prelievo			
A10 Rimozione di sedimenti			
A	Assenza di significativa attività di rimozione recente (ultimi 20 anni) e in passato (da anni '50)	0	<input type="checkbox"/>
B	Moderata attività in passato ma assente di recente (ultimi 20 anni), oppure assente in passato ma presente di recente	3	<input type="checkbox"/>
C	Intensa attività in passato oppure moderata in passato e presente di recente	6	<input type="checkbox"/>

A11 Rimozione di materiale legnoso			
A	Assenza di interventi di rimozione di materiale legnoso almeno negli ultimi 20 anni	0	<input type="checkbox"/>
B	Rimozione parziale negli ultimi 20 anni	2	<input type="checkbox"/>
C	Rimozione totale negli ultimi 20 anni	5	<input type="checkbox"/>
<i>Non si valuta al di sopra del limite del bosco o in corsi d'acqua con naturale assenza di vegetazione perfluviale</i>			

IDRAIM: sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua

A12 Taglio della vegetazione in fascia perifluviale			
A	Vegetazione arborea sicuramente non soggetta ad interventi negli ultimi 20 anni	0	
B	Taglio selettivo nel tratto e/o raso su $\leq 50\%$ del tratto negli ultimi 20 anni	2	
C	Taglio raso su $> 50\%$ del tratto negli ultimi 20 anni	5	

Non si valuta al di sopra del limite del bosco o in corsi d'acqua con naturale assenza di vegetazione perifluviale

VARIAZIONI MORFOLOGICHE			
		parz.	prog. conf.
V1 Variazioni della configurazione morfologica <i>(si applica solo ad alvei con larghezza > 30 m)</i>			
A	Assenza di variazioni di configurazione morfologica rispetto ad anni '50	0	
B	Variazioni di configurazione morfologica tra tipologie contigue rispetto ad anni '50	3	
C	Variazioni di configurazione morfologica tra tipologie non contigue rispetto ad anni '50	6	

V2 Variazioni di larghezza <i>(si applica solo ad alvei con larghezza > 30 m)</i>			
A	Variazioni di larghezza nulle o limitate ($\leq 15\%$) rispetto ad anni '50	0	
B	Variazioni di larghezza moderate (15-35%) rispetto ad anni '50	3	
C	Variazioni di larghezza intense ($> 35\%$) rispetto ad anni '50	6	

V3 Variazioni altimetriche <i>(si applica solo ad alvei con larghezza > 30 m)</i>			
A	Variazioni della quota del fondo trascurabili (fino 0.5 m)	0	
B	Variazioni della quota del fondo limitate o moderate (≤ 3 m)	4	
C1	Variazioni della quota del fondo intense (> 3 m)	8	
C2	Variazioni della quota del fondo molto intense (> 6 m)	12	

Non si valuta nel caso di assoluta mancanza di dati, informazioni ed evidenze sul terreno

Scostamento totale: $Stot =$
Scostamento massimo: $Smax = 142 - Sna =$
dove Sna = somma dei punteggi massimi degli indicatori non applicati
Indice di Alterazione Morfologica: $IAM = Stot / Smax =$
se $Stot > Smax$ si assume $IAM = 1$
Indice di Qualità Morfologica: $IQM = 1 - IAM =$
Classe di qualità del tratto:

$0 \leq IQM < 0.3$: Pessimo o Cattivo; $0.3 \leq IQM < 0.5$: Scadente o Scarso; $0.5 \leq IQM < 0.7$: Moderato o Sufficiente;
 $0.7 \leq IQM < 0.85$: Buono; $0.85 \leq IQM < 1.0$: Elevato

**APPENDICE 2 - TABELLA DI PRESENZA/ASSENZA DELLE SPECIE DI ODONATI NEI
72 SITI DI CAMPIONAMENTO**

**APPENDICE 3 - VARIABILI AMBIENTALI RILEVATE NEI SITI DI
CAMPIONAMENTO DEGLI ODNATI**

Fiume	Tratto	Sito	Coord N	Coord E	Quota		Lungh (m)	Largh (m)	Prof (m)	Substrato	Velocità corrente (m/s)	Cop Arb (%)	Sub (%)	Alb (%)	Veg som (%)	Veg em (%)
					trattto (m slm)	Tipologia										
Tagliamento	Cavazzo	1	46°21'56.0"	13°03'50.8"	275	n-f.c.	25	6	0.4	G/C	0.00	0	100	0	0	0
Tagliamento	Cavazzo	2	46°21'43.8"	13°04'09.8"	275	c.p.	100	8	1.4	G/C	0.90	0	95	0	5	0
Tagliamento	Cavazzo	3	46°22'58.4"	13°03'08.8"	275	c.p.	100	4	0.4	G/C	<0.1	0	100	0	0	0
Tagliamento	Cavazzo	4	46°23'14.2"	13°02'45.2"	275	c.s.	100	2	0.5	G/S	<0.1	60	90	5	5	0
Tagliamento	Carpacco	1	46°07'22.7"	12°56'42.8"	110	c.p.	100	20	0.9	G	0.70	0	100	0	0	0
Tagliamento	Carpacco	2	46°07'17.5"	12°56'52.8"	110	p.	80	20	1.1	S/L	0.00	15	95	0	5	0
Tagliamento	Carpacco	3	46°07'53.1"	12°57'00.1"	110	p.	130	105	1.2	L	0.00	5	25	0	60	15
Tagliamento	Carpacco	4	46°07'59.9"	12°57'00.9"	110	c.s.	100	8	1.2	G/S	0.60	15	80	0	20	0
Tagliamento	Latisana	1	45°47'28.0"	12°58'49.8"	6	p.	80	37	1.0	L	0.00	0	90	5	0	5
Tagliamento	Latisana	2	45°47'42.1"	12°58'54.6"	6	c.p.	100	75	>1.5	S	<0.1	5	95	5	0	0
Tagliamento	Latisana	3	45°47'45.3"	12°58'50.3"	6	n-f.c.	100	8	1.3	S/L	0.00	15	90	10	0	0
Tagliamento	Latisana	4	45°47'47.7"	12°59'26.7"	6	p.	140	28	1.0	L	0.00	15	70	15	5	10
Brenta	Grigno	1	46°00'34.4"	11°37'58.7"	253	c.p.	100	50	0.9	G	0.24	10	85	5	10	0
Brenta	Grigno	2	46°00'35.8"	11°37'50.9"	253	p.	33	30	1.2	L/S	0.00	40	10	0	70	20
Brenta	Grigno	3	46°00'48.0"	11°36'36.6"	253	c.s.	100	95	1.1	G/S	0.40	15	80	0	15	5
Brenta	Grigno	4	46°00'46.9"	11°36'35.5"	253	p.	15	7	0.8	S/L	0.00	40	65	5	30	0
Brenta	Friola	1	45°40'13.6"	11°41'28.0"	51	c.p.	100	48	0.7	G/S	0.20	10	95	0	5	0
Brenta	Friola	2	45°40'09.4"	11°41'19.9"	51	p.	51	13	0.8	S	0.00	5	10	20	45	25
Brenta	Friola	3	45°40'07.4"	11°41'17.5"	51	c.s.	100	15	1.2	G/S	0.10	15	70	0	30	0
Brenta	Friola	4	45°40'22.8"	11°41'11.5"	51	p.	16	3	0.3	S/L	0.00	20	45	5	15	35
Brenta	Curtarolo	1	45°31'02.6"	11°50'23.3"	17	n-f.c.	100	35	>1.5	S/L	<0.1	25	75	20	5	0
Brenta	Curtarolo	2	45°30'55.9"	11°50'26.3"	17	n-f.c.	85	20	1.2	S/L	0.00	30	45	5	50	0
Brenta	Curtarolo	3	45°31'01.2"	11°50'32.3"	17	c.p.	100	40	>1.5	S	0.15	15	90	5	5	0
Brenta	Curtarolo	4	45°31'09.4"	11°49'44.9"	17	c.p.	100	70	>1.5	S	0.15	0	95	5	0	0
Adige	Borghetto	1	45°42'50.7"	10°55'55.9"	126	p.	35	8	1	L	0.00	70	90	5	5	0
Adige	Borghetto	2	45°42'49.8"	10°55'56.0"	126	c.p.	100	71	>1.5	S/L	0.33	0	90	0	0	10
Adige	Borghetto	3	45°42'02.0"	10°55'37.3"	126	p.	10	8	0.6	L	0.00	40	50	0	30	20
Adige	Borghetto	4	45°41'57.6"	10°55'32.8"	126	p.	35	12	0.6	L	0.00	15	5	5	0	90
Adige	Verona	1	45°28'01.3"	10°56'31.9"	66	c.p.	100	78	>1.5	S	<0.1	5	40	0	0	60
Adige	Verona	2	45°28'19.0"	10°56'53.3"	66	c.p.	100	81	1.2	G/S	0.32	5	95	0	0	5
Adige	Verona	3	45°28'34.7"	10°56'25.4"	66	c.p.	100	72	1.2	G/S	0.23	5	100	0	0	5
Adige	Verona	4	45°27'39.5"	10°56'38.5"	66	c.p.	100	122	>1.5	S/L	0.09	0	15	5	0	80
Adige	Legnago	1	45°13'02.0"	11°17'44.8"	21	c.p.	100	118	>1.5	S/L	<0.1	20	95	5	0	0
Adige	Legnago	2	45°12'46.7"	11°17'48.3"	21	c.p.	100	123	>1.5	S/L	0.23	10	95	5	0	0
Adige	Legnago	3	45°12'15.1"	11°17'48.7"	21	p.	18	10	1.2	L	0.00	65	85	10	5	0
Adige	Legnago	4	45°13'07.5"	11°17'47.7"	21	c.p.	100	93	>1.5	S/L	0.23	5	100	0	0	0
Chiese	Sabbio	1	45°40'32.4"	10°24'35.7"	271	c.p.	100	17	1.5	C	<0.1	30	100	0	0	0
Chiese	Sabbio	2	45°39'54.9"	10°24'40.3"	271	c.p.	100	14	0.8	C	0.20	15	95	5	0	0
Chiese	Sabbio	3	45°39'05.7"	10°25'51.6"	271	c.p.	100	16	1.2	C/M	0.30	15	100	0	0	0

Appendice 3 (prosegue)

Fiume	Tratto	Sito	Coord N	Coord E	Quota tratto (m slm)	Tipologia	Lungh (m)	Largh (m)	Prof (m)	Substrato	Velocità corrente (m/s)	Cop Arb (%)	Sub (%)	Alb (%)	Veg som (%)	Veg em (%)
Chiese	Sabbio	4	45°38'57.0"	10°26'08.0"	271	c.p.	100	18	0.7	G/S	0.20	5	95	5	0	0
Chiese	Montichiari	1	45°25'24.2"	10°22'48.1"	100	c.p.	100	25	1.2	G	0.20	5	95	5	0	0
Chiese	Montichiari	2	45°25'38.6"	10°22'53.3"	100	c.p.	100	21	1.5	L	<0.1	5	90	5	5	0
Chiese	Montichiari	3	45°25'57.6"	10°23'20.4"	100	c.p.	100	23	1.1	G/C	0.40	0	100	0	0	0
Chiese	Montichiari	4	45°25'39.2"	10°23'05.7"	100	c.p.	100	28	1.2	G/S	0.20	5	95	5	0	0
Chiese	Acquanegra	1	45°09'43.0"	10°24'31.6"	25	c.p.	100	18	1.2	S	0.10	10	90	5	5	0
Chiese	Acquanegra	2	45°09'28.3"	10°24'45.2"	25	c.p.	100	17	1.5	S/L	<0.1	20	100	0	0	0
Chiese	Acquanegra	3	45°08'42.6"	10°24'50.8"	25	c.p.	100	20	1.5	S	0.10	10	95	5	0	0
Chiese	Acquanegra	4	45°08'30.7"	10°25'12.9"	25	c.p.	100	22	1.3	S	0.10	5	95	5	0	0
Sesia	Serravalle	1	45°41'57.5"	8°18'16.6"	323	p.	20	4	0.9	S/G	0.00	10	90	10	0	0
Sesia	Serravalle	2	45°41'51.0"	8°18'17.7"	323	c.s.	100	16	1	S/G	<0.1	20	100	0	0	0
Sesia	Serravalle	3	45°41'42.9"	8°18'36.7"	323	c.p.	100	35	1.2	C/G	0.15	15	95	5	0	0
Sesia	Serravalle	4	45°41'14.1"	8°19'05.0"	323	n-f.c.	100	23	1.2	S/G	<0.1	5	95	0	0	5
Sesia	Arborio	1	45°30'02.8"	08°23'57.2"	187	n-f.c.	100	58	0.8	G/S	0.00	10	95	0	0	5
Sesia	Arborio	2	45°23'56.4"	08°24'04.5"	187	c.s.	100	4	0.5	S	0.16	20	80	5	5	10
Sesia	Arborio	3	45°30'25.8"	08°24'06.7"	187	c.p.	100	80	1.2	C/S	0.46	20	95	5	0	0
Sesia	Arborio	4	45°30'52.1"	08°23'52.6"	187	p.	100	37	1.2	S/L	0.00	10	30	0	55	15
Sesia	Caresana	1	45°15'43.5"	08°31'40.1"	107	n-f.c.	100	100	0.6	L	<0.1	5	90	10	0	0
Sesia	Caresana	2	45°14'02.7"	08°32'08.1"	107	p.	100	31	1.5	L	0.00	5	95	0	5	0
Sesia	Caresana	3	45°13'48.6"	08°32'04.8"	107	p.	15	8	>1.5	L/S	0.00	20	80	0	20	0
Sesia	Caresana	4	45°13'91.5"	08°32'13.9"	107	c.p.	100	100	>1.5	S/G	0.20	0	95	5	0	0
Stura Demonte	Demonte	1	44°18'27.6"	07°21'12.1"	695	n-f.c.	10	4	1	G/S	<0.1	25	70	10	10	10
Stura Demonte	Demonte	2	44°18'27.0"	07°21'07.2"	695	c.p.	100	4	1.2	C/G	0.30	5	90	5	0	5
Stura Demonte	Demonte	3	44°18'28.2"	07°21'08.3"	695	p.	15	2	0.5	L	0.00	15	90	5	0	5
Stura Demonte	Demonte	4	44°18'27.8"	07°20'58.5"	695	p.	20	3	1	G/S	0.00	10	15	5	65	15
Stura Demonte	Ronchi	1	44°26'13.5"	07°36'02.5"	424	c.p.	100	15	1	G/S	0.40	10	95	0	0	5
Stura Demonte	Ronchi	2	44°26'14.7"	07°36'18.2"	424	c.s.	100	8	1.2	C/G	0.45	15	95	0	0	5
Stura Demonte	Ronchi	3	44°26'14.6"	07°36'18.8"	424	p.	15	3	1	G/S	0.00	20	90	0	5	5
Stura Demonte	Ronchi	4	44°26'35.8"	07°36'41.3"	424	c.s.	100	4	1.2	C/G	0.50	20	95	5	0	0
Stura Demonte	Cervere	1	44°35'54.1"	07°46'56.8"	248	c.s.	100	5	1	S	0.20	15	90	0	5	5
Stura Demonte	Cervere	2	44°36'16.8"	07°47'04.5"	248	p.	63	14	1.5	G/S	0.00	10	50	0	25	25
Stura Demonte	Cervere	3	44°37'00.3"	07°47'15.5"	248	c.s.	100	3	0.4	G/S	0.23	5	90	5	5	0
Stura Demonte	Cervere	4	44°36'53.0"	07°47'22.0"	248	c.p.	100	32	1.5	G	0.40	5	95	5	0	0

Appendice 3 - Variabili ambientali rilevate nei siti di campionamento degli Odonati. Coord N: coordinate Nord; Coord E: coordinate Est; Lungh: lunghezza; Largh; larghezza; Prof: profondità; Cop Arb: copertura arborea; Sub: substrato sito (M: massi; C: ciottoli; G: ghiaia; S: sabbia; L:limo); Alb: alberi sito; Veg som: vegetazione sommersa sito; Veg em: vegetazione emegente sito. Tipologia: c.p., canale principale; c.s., canale secondario; n-f.c., *non-flowing channel*; p.: pozza.

APPENDICE 4 - USO DEL SUOLO - SITI DI CAMPIONAMENTO ODONATI

FIUME	TRATTO	SITO	VA (%)	VEA (%)	ACQ (%)	SN (%)	CA (%)	CEA (%)	ANTR (%)
Tagliamento	Cavazzo	1	0.00	0.00	28.69	71.31	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Cavazzo	2	0.00	25.51	21.23	53.26	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Cavazzo	3	4.84	3.16	22.72	69.28	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Cavazzo	4	65.98	1.58	15.34	17.10	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Carpacco	1	0.00	0.00	2.98	97.02	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Carpacco	2	34.96	0.00	18.45	43.70	0.00	2.89	0.00
Tagliamento	Carpacco	3	18.90	21.49	22.39	3.62	0.00	33.59	0.00
Tagliamento	Carpacco	4	44.70	32.09	8.09	3.35	0.00	11.77	0.00
Tagliamento	Latisana	1	28.99	9.82	15.33	27.45	0.00	18.41	0.00
Tagliamento	Latisana	2	28.17	15.74	44.50	11.59	0.00	0.00	0.00
Tagliamento	Latisana	3	24.31	30.04	30.94	7.37	0.00	7.34	0.00
Tagliamento	Latisana	4	43.13	15.84	9.42	0.00	0.00	31.61	0.00
Brenta	Grigno	1	44.39	17.90	36.12	1.58	0.00	0.00	0.00
Brenta	Grigno	2	35.20	38.89	20.02	1.87	0.00	0.00	4.02
Brenta	Grigno	3	23.20	40.13	31.81	4.86	0.00	0.00	0.00
Brenta	Grigno	4	46.91	34.04	19.05	0.00	0.00	0.00	0.00
Brenta	Friola	1	60.98	2.71	22.23	14.07	0.00	0.00	0.00
Brenta	Friola	2	12.84	26.13	8.49	52.54	0.00	0.00	0.00
Brenta	Friola	3	16.04	34.96	20.14	27.31	0.00	0.00	1.54
Brenta	Friola	4	26.94	17.53	3.13	52.40	0.00	0.00	0.00
Brenta	Curtarolo	1	33.37	2.35	42.15	7.77	0.00	12.25	2.11
Brenta	Curtarolo	2	48.14	0.00	11.60	0.00	0.00	40.26	0.00
Brenta	Curtarolo	3	61.03	2.61	27.76	8.60	0.00	0.00	0.00
Brenta	Curtarolo	4	25.37	0.00	36.09	0.00	0.00	38.53	0.00
Adige	Borghetto	1	31.10	6.62	29.73	7.01	20.85	0.00	4.68
Adige	Borghetto	2	30.06	13.37	32.81	6.80	16.95	0.00	0.00
Adige	Borghetto	3	30.56	1.74	34.02	8.46	25.22	0.00	0.00
Adige	Borghetto	4	28.20	1.49	30.00	7.66	28.77	0.00	3.88
Adige	Verona	1	11.80	15.16	38.61	1.75	0.00	0.00	32.68
Adige	Verona	2	9.68	16.05	40.17	12.13	14.12	5.04	2.80
Adige	Verona	3	14.98	10.68	37.42	7.56	9.82	5.32	14.22
Adige	Verona	4	0.00	2.56	41.64	6.47	0.00	7.56	41.78
Adige	Legnago	1	44.56	19.11	24.14	12.20	0.00	0.00	0.00
Adige	Legnago	2	34.62	5.37	51.19	0.00	0.00	8.82	0.00
Adige	Legnago	3	33.64	34.36	32.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Adige	Legnago	4	17.01	30.66	43.83	3.93	0.00	4.56	0.00
Chiese	Sabbio	1	20.40	23.19	13.34	0.00	0.00	33.35	9.72
Chiese	Sabbio	2	15.24	68.29	11.10	0.00	0.00	0.00	5.37
Chiese	Sabbio	3	24.14	22.83	13.72	0.00	0.00	23.90	15.41
Chiese	Sabbio	4	34.16	0.00	14.89	0.00	0.00	36.59	14.36
Chiese	Montichiari	1	25.27	0.00	12.83	3.14	0.00	58.76	0.00
Chiese	Montichiari	2	27.44	0.00	13.19	1.28	0.00	58.09	0.00
Chiese	Montichiari	3	19.00	14.05	12.11	13.90	0.00	40.94	0.00

Appendice 4 (prosegue)

FIUME	TRATTO	SITO	VA (%)	VEA (%)	ACQ (%)	SN (%)	CA (%)	CEA (%)	ANTR (%)
Chiese	Montichiari	4	22.46	30.73	13.02	0.00	0.00	33.79	0.00
Chiese	Acquanegra	1	14.88	46.19	17.33	11.80	8.07	1.73	0.00
Chiese	Acquanegra	2	23.07	1.67	10.11	9.02	0.00	56.13	0.00
Chiese	Acquanegra	3	39.74	0.00	13.87	9.44	36.95	0.00	0.00
Chiese	Acquanegra	4	40.16	1.35	0.00	13.36	45.13	0.00	0.00
Sesia	Serravalle	1	89.57	0.00	10.43	0.00	0.00	0.00	0.00
Sesia	Serravalle	2	90.27	0.00	9.73	0.00	0.00	0.00	0.00
Sesia	Serravalle	3	39.42	0.00	28.38	32.20	0.00	0.00	0.00
Sesia	Serravalle	4	13.26	26.25	47.03	12.23	0.00	0.00	1.23
Sesia	Arborio	1	24.48	4.14	28.28	43.10	0.00	0.00	0.00
Sesia	Arborio	2	30.74	0.00	6.82	62.44	0.00	0.00	0.00
Sesia	Arborio	3	11.13	0.00	19.66	69.21	0.00	0.00	0.00
Sesia	Arborio	4	52.67	13.62	9.67	24.04	0.00	0.00	0.00
Sesia	Caresana	1	11.53	21.64	37.91	28.92	0.00	0.00	0.00
Sesia	Caresana	2	10.57	73.16	2.85	13.42	0.00	0.00	0.00
Sesia	Caresana	3	16.56	67.53	15.91	0.00	0.00	0.00	0.00
Sesia	Caresana	4	11.53	21.64	37.92	28.91	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Demonte	1	27.61	54.77	8.50	9.11	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Demonte	2	22.62	53.70	13.78	9.91	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Demonte	3	31.77	57.48	4.15	6.59	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Demonte	4	53.30	21.17	12.14	13.38	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Ronchi	1	54.73	22.24	19.93	3.11	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Ronchi	2	65.00	17.19	8.13	9.68	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Ronchi	3	34.19	19.35	11.26	35.20	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Ronchi	4	36.16	21.09	2.74	0.00	0.00	40.01	0.00
Stura Demonte	Cervere	1	45.91	16.23	5.00	0.00	0.00	32.86	0.00
Stura Demonte	Cervere	2	54.79	3.43	2.01	2.88	0.00	36.88	0.00
Stura Demonte	Cervere	3	48.03	14.12	21.75	16.10	0.00	0.00	0.00
Stura Demonte	Cervere	4	21.48	11.72	20.68	36.27	0.00	9.85	0.00

Appendice 4 - Valori percentuali del'uso del suolo in un intorno (buffer) di 100 m rispetto ai siti di campionamento degli Odonati. VA: vegetazione arborea; VEA: vegetazione erbaceo-arbustiva; ACQ: acque; SN: suolo nudo; CA: coltivazioni arboree; CEA: coltizioni erbaceo-arbustive; ANTR: aree antropizzate.