



UNIVERSITÀ DEL PIEMONTE ORIENTALE

Dipartimento di Scienze e Innovazione Tecnologica

Corso di Laurea magistrale in Biologia: Agro-ambientale

ELABORATO FINALE

Evoluzione della qualità ecologica nei fiumi della comarca di Osona (bacino del Ter, Spagna) dal 2002 al 2025: macroinvertebrati e driver ambientali

Candidata: Andrea Martina Giona

Relatore: Prof. Marco Cucco

Stage svolto presso il CERM (Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis), – Universitat de Vic – Unviersitat Central de Catalunya), Catalogna, Spagna

Tutor esterno: Dr.ssa Rosa Gurí Florensa
Responsabile Ente: Prof. Marc Ordeix Rigo

Anno accademico 2024/2025

1. INTRODUZIONE	1
1.1 Importanza ecologica dei fiumi	1
1.2 Pressioni globali: cambiamento climatico e scarsità idrica	1
1.3 Pressioni antropiche dirette	2
1.4 Multiple stressors	4
1.5 Fiumi mediterranei: caratteristiche e vulnerabilità	5
1.6 Obiettivi e ipotesi di lavoro	6
1.7 Quadro normativo e monitoraggio (WFD- Water Framework Directive)	7
1.8 Elementi fisico-chimici: significato ecologico e ruolo nella classificazione	9
1.8.1 Recepimento e soglie in Catalogna: ACA e PGDCFC	12
1.9 Elementi idromorfologici: regime di portata e qualità dell’habitat (QBR, IHF)	12
1.10 Macroinvertebrati bentonici come indicatori di qualità	13
1.10.1 Indici e metriche per macroinvertebrati	15
1.11 Contesto territoriale e pressioni nel bacino del Ter	17
2. MATERIALI E METODI:	19
2.1 I corsi fluviali della comarca di Osona	19
2.2 Punti di campionamento: descrizione e criteri di selezione	20
2.3 Tipologia fluviale dei siti di studio	22
2.4 Analisi dell’uso del suolo e dei dati antropici	22
2.5 Disegno di monitoraggio e calendario di campionamento	24
2.6 Dati raccolti e protocolli di monitoraggio	24
• Campionamento dei macroinvertebrati	24
• Dati chimici: pH, conduttività, ossigeno disciolto, temperature, nitrati, nitriti,	27
• Qualità idromorfologica	28
• Dati meteorologici: temperature, precipitazioni.	29
2.7 Analisi statistiche:	30
Preparazione dei dati	30
Copertura del dataset e disponibilità dei dati	30
Trasformazioni e standardizzazione	32
Analisi esplorativa e collinearità tra variabili	32
Selezione driver	32
3. RISULTATI	35
3.1 Pattern descrittivi dei punti	35
Indici biologici	35
Parametri chimici	37

Idromorfologia	39
Dati meteorologici	41
3.2 Analisi statistiche multivariate	42
Correlazioni e collinearità	42
Screening dei driver con Random Forest	43
Convergenze e differenze tra i due approcci modellistici	48
Componente temporale: interpretazione dell'effetto Year	48
4. DISCUSSIONE:	49
4.1 Contesto ambientale e variabilità spazio-temporale	49
4.2 Naturalità del bacino e qualità dell'habitat come determinanti della qualità biologica	50
4.3 Pressioni chimico-fisiche e risposta biologica	52
4.4 Scarsità idrica e cambiamento climatico: amplificatori delle pressioni locali	54
4.5 Trend nel tempo: c'è miglioramento/peggioramento	55
4.6 Considerazioni rispetto alle ipotesi di lavoro	56
4.7 Limiti dello studio	57
5. CONCLUSIONI:	58
6. SUMMARY:	59
7. BIBLIOGRAFIA :	60
8. SEZIONE ALLEGATI - APPENDICE A:	72
9. SEZIONE ALLEGATI: APPENDICE B:	77

1. INTRODUZIONE

1.1 Importanza ecologica dei fiumi

I fiumi rappresentano alcuni degli ecosistemi più complessi e dinamici del pianeta. La loro struttura longitudinale, laterale e verticale crea una rete continua di habitat che sostiene un'elevata biodiversità e connette ambienti terrestri e acquatici in un unico sistema ecologico integrato (Reid et al., 2019; Hering et al., 2015). Grazie a questa connettività, i corsi d'acqua funzionano come veri e propri corridoi ecologici, capaci di trasportare nutrienti, sedimenti e materia organica, sostenendo processi biogeochimici essenziali e favorendo la dispersione delle specie.

Oltre al loro valore ecologico, i fiumi svolgono un ruolo fondamentale nel garantire numerosi servizi ecosistemici. Essi forniscono acqua potabile, sostengono l'agricoltura e le attività produttive, contribuiscono alla regolazione climatica e svolgono importanti funzioni di depurazione naturale, modulazione delle portate estreme e controllo dell'erosione (Ollero, 2007). La qualità e la continuità di questi servizi dipendono strettamente dal mantenimento di condizioni idromorfologiche integre e da un regime idrologico naturale.

I sistemi fluviali naturali tendono infatti a mantenersi in uno stato di equilibrio dinamico, determinato da processi di trasporto solido e liquido che modellano continuamente il canale e le aree ripariali (Werritty, 1997). Il regime idrologico, ovvero il pattern naturale di portate, siccità e piene, rappresenta uno dei principali fattori che determinano la struttura e il funzionamento degli ecosistemi fluviali, influenzando la disponibilità di habitat, la produttività biologica e la composizione delle comunità acquatiche.

Nonostante il loro valore ecologico e socioeconomico, fiumi e corridoi ripariali sono oggi tra gli ecosistemi più degradati e vulnerabili del continente europeo (Tockner & Stanford, 2002). La perdita di connettività, le alterazioni idromorfologiche e le pressioni antropiche diffuse hanno compromesso la loro capacità di mantenere processi naturali e di fornire servizi ecosistemici essenziali.

Tra queste, le alterazioni legate al cambiamento climatico rappresentano una delle minacce più pervasive, poiché modificano profondamente la disponibilità idrica, la variabilità delle portate e le condizioni fisico-chimiche dell'acqua. Comprendere tali pressioni globali è fondamentale per interpretare le dinamiche attuali degli ecosistemi fluviali e per contestualizzare gli impatti osservati nelle comunità biologiche.

1.2 Pressioni globali: cambiamento climatico e scarsità idrica

Lo scenario del cambiamento climatico globale sta generando minacce sempre più rilevanti per la sostenibilità degli ecosistemi acquatici. Tra queste, la scarsità d'acqua rappresenta una delle pressioni più critiche, spesso accompagnata da un deterioramento complessivo della qualità delle acque (Davis et al., 2010; Vörösmarty et al., 2010; Petrovic et al., 2011). Inoltre, l'aumento della temperatura dell'acqua può comportare una riduzione dell'ossigeno disciolto e una contrazione degli habitat idonei per specie sensibili e con bassa tolleranza alle variazioni di temperatura (stenoterme) (Fenoglio et al., 2010). La riduzione strutturale e persistente della

disponibilità idrica è infatti considerata uno dei principali problemi ambientali del XXI secolo (Arenas-Sánchez et al., 2016).

I fenomeni di scarsità idrica sono aumentati in molte regioni del mondo dagli anni '70 e si prevede che continueranno a intensificarsi a causa della crescita della popolazione, dell'espansione delle attività economiche e dei cambiamenti nell'uso del suolo (Stocker et al., 2013; Herrera-Pantoja & Hiscock, 2015). Le aree aride e semi-aride, che coprono oltre un terzo della superficie terrestre e ospitano circa il 30% della popolazione mondiale, risultano particolarmente vulnerabili alla crescente pressione sulle risorse idriche (Safriel et al., 2005). Secondo l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), queste regioni sono tra le più esposte agli impatti del cambiamento climatico, e l'intenso sfruttamento delle risorse idriche determina un marcato squilibrio tra domanda antropica e disponibilità naturale (Barceló & Sabater, 2010; Navarro-Ortega et al., 2012, IPCC 2014).

In tali contesti, la variabilità idrologica naturale genera cicli caratterizzati da periodi di grave siccità alternati a fasi umide e occasionali inondazioni (García-Roger et al., 2011; Robson et al., 2011; Boix et al., 2010). Le alterazioni idrologiche associate alla crescente scarsità d'acqua sono destinate a modificare profondamente i regimi idrologici e il funzionamento degli ecosistemi fluviali (Barceló & Sabater, 2010). Tali cambiamenti possono influire sui processi biogeochimici (Petrovic et al., 2011; Corcoll et al., 2015), sulle dinamiche geomorfologiche e sulla struttura dell'habitat, riducendo la disponibilità di microhabitat per gli organismi acquatici. Di conseguenza, le comunità biologiche possono subire trasformazioni drastiche nella loro composizione e nel loro funzionamento, adattandosi a condizioni idrologiche sempre più estreme (Robson et al., 2011). In risposta, sono attesi cambiamenti in fenologia, cicli vitali e areali di distribuzione, con possibili riduzioni locali per specie più sensibili e vantaggio relativo per taxa più tolleranti (Fenoglio et al., 2010).

1.3 Pressioni antropiche dirette

Un ulteriore fattore che si aggiunge allo stress indotto dal cambiamento climatico—già responsabile dell'intensificazione e/o della maggiore frequenza di perturbazioni naturali quali siccità, inondazioni e incendi boschivi—è l'impatto antropico. Nel lungo periodo, le pressioni di origine umana si intrecciano con le dinamiche climatiche e ne amplificano gli effetti, delineando un ciclo di degrado che tende ad autoalimentarsi. Inoltre, la variabilità e i disturbi naturali possono in alcuni casi alterare o rendere ambigua l'interpretazione dei risultati di biomonitoraggio, rendendo necessario considerare il contesto ecologico e idrologico nel valutare lo stato degli ecosistemi (Soria et al., 2020).

Gli ecosistemi fluviali sono esposti a un numero crescente di fattori di stress antropici (Malmquist et al., 2002) poiché si tratta di sistemi aperti e transfrontalieri, intensamente utilizzati dalla società umana (Reid et al., 2019; Lemm et al., 2021). Tali pressioni sono relativamente recenti su scala evolutiva (<10.000 anni) e possono rappresentare condizioni inedite per il biota, con ricadute sia sulla biodiversità sia sul funzionamento degli ecosistemi (Hooper et al., 2012; Olden et al., 2004).

I principali impatti antropici sugli ecosistemi fluviali possono essere ricondotti a tre categorie principali:

1. **Agricoltura intensiva.** L'espansione agricola e zootecnica comporta un aumento del carico di nutrienti (nitrati, nitriti, fosfati), pesticidi e sedimenti fini. Questi apporti favoriscono l'eutrofizzazione, incrementano la conducibilità e contribuiscono alla degradazione degli habitat bentonici, con effetti particolarmente marcati durante i periodi di basso flusso, quando la capacità di diluizione del fiume diminuisce (Ricart et al., 2010; Osorio et al., 2014).
2. **Urbanizzazione e scarichi idrici.** Le aree urbane e industriali introducono nei corsi d'acqua sostanza organica, contaminanti emergenti (ad esempio fosforo, nanoplastiche e prodotti farmaceutici), carichi microbiologici e alterano le condizioni termiche e idrauliche. Anche laddove i sistemi siano regolati, tali pressioni sono associate a una riduzione della diversità delle comunità biologiche, legata alla scarsa qualità dell'acqua e alla perdita e omogeneizzazione dell'habitat (Arenas-Sánchez et al., 2016).
3. **Alterazioni idromorfologiche.** La regolazione dei corsi d'acqua come l'attuazione di dighe, canalizzazioni e deviazioni, la modifica della vegetazione ripariale, l'estrazione di sedimenti e la costruzione di infrastrutture alterano in modo sostanziale la morfologia naturale dei fiumi, la diversità degli habitat e la connettività longitudinale e laterale (Hermoso et al., 2025). In particolare, la **connettività longitudinale** rappresenta la continuità fisica, idrologica ed ecologica lungo l'asse sorgente–foce, consentendo il trasferimento e il movimento di acqua, sedimenti, nutrienti e organismi; interruzioni come dighe e briglie compromettono tali processi e modificano la dinamica geomorfologica ed ecologica del sistema. La **connettività laterale** descrive invece lo scambio dinamico tra il fiume e le aree adiacenti, la pianura alluvionale, fondamentale durante le piene per l'interscambio di acqua, sedimenti e materia organica con gli ecosistemi ripariali; interventi come arginature rigide e rettificazioni riducono questa funzione, con conseguenze negative su biodiversità e funzionamento ecosistemico. Nel complesso, queste modifiche tendono a ridurre la resilienza dell'ecosistema (de Donnová et al., 2024; Lemm et al., 2021).

Una conseguenza diretta dell'uso antropico delle risorse idriche è la diminuzione della disponibilità d'acqua. In Europa, circa il 45% dell'acqua estratta viene utilizzata dall'industria, il 41% dall'agricoltura e il 14% per uso domestico (Sabater e Tockner, 2010). Nella parte settentrionale della Penisola Iberica, il prelievo rappresenta circa il 4–7% della risorsa totale disponibile, mentre nei bacini semiaridi del Mediterraneo la domanda può variare dal 55% al 224% (Sabater et al., 2009). In questo quadro, la letteratura evidenzia come la combinazione tra stress idrico e pressioni chimiche possa aggravare il rischio ecologico, soprattutto laddove la riduzione delle portate limita ulteriormente i processi di diluizione e di autodepurazione (Arenas-Sánchez et al., 2016).

1.4 Multiple stressors

Dalle evidenze disponibili emerge che gli ecosistemi fluviali (e, più in generale, gli ecosistemi) raramente sono sottoposti a un singolo fattore di stress: più pressioni agiscono spesso in modo simultaneo e possono combinarsi, determinando effetti complessivamente più marcati rispetto a quelli attesi dai singoli stressor (Hering et al., 2015). In Europa, il numero e le combinazioni di fattori di stress variano tra regioni, ma la co-occorrenza di stress multipli è documentata in quasi la metà dei 120.000 corpi idrici (laghi, fiumi, acque di transizione e costiere) (EEA, 2012). Tra le minacce più rilevanti per l'ecologia acquatica e, di conseguenza, per lo stato ecologico delle acque dolci europee, spiccano la degradazione idromorfologica (ad es. stagnazione, aumento dei sedimenti fini, alterazione dell'habitat, linearizzazione del canale) e l'eutrofizzazione (incremento delle concentrazioni di azoto e fosforo) (Hering et al., 2015; Noges et al., 2016). A queste si sommano spesso ulteriori pressioni, in prevalenza di origine antropica e talvolta non misurate o persino sconosciute (ad es. pesticidi, salinizzazione, prodotti farmaceutici, microinquinanti), con effetti potenzialmente non quantificati sulla fauna e sulla flora acquatiche.

Un aspetto cruciale è che l'azione contemporanea di due o più stressor può generare **effetti combinati** (interazioni tra fattori di stress), che non sono necessariamente lineari né facilmente prevedibili (Folt et al., 1999). Gli esiti possono infatti risultare **additivi**, **sinergici** (effetto complessivo maggiore della somma dei singoli effetti) oppure **antagonisti** (effetto complessivo minore della somma dei singoli effetti). La presenza di tali interazioni è stata indicata anche come una delle ragioni per cui la gestione degli ecosistemi può risultare poco efficace (Townsend et al., 2008), poiché produce risposte inattese nelle comunità biologiche (Piggott et al., 2012, 2015). Non sorprende quindi che la “districazione” degli effetti di stress multipli sia oggi un tema di ricerca in forte crescita nell'ecologia fluviale (Ormerod et al., 2010; Hering et al., 2015). Numerose evidenze sperimentali e di campo documentano interazioni tra stressor negli ecosistemi di acqua dolce (Matthaei et al., 2010; Wagenhoff et al., 2011, 2012, 2013; Piggott et al., 2012), includendo risposte di pesci, invertebrati bentonici e alghe bentoniche. In questa cornice si inserisce, ad esempio, lo studio di identificazione e interazione di più stressor nei fiumi di pianura dell'Europa centrale (Lemm et al., 2017).

In particolare, la letteratura recente evidenzia che il nodo critico contemporaneo non è una singola pressione, bensì la **combinazione simultanea** di più fattori — scarsità idrica, inquinamento chimico, alterazioni morfologiche, cambiamento climatico — che agiscono in modo cumulativo e spesso sinergico, con effetti complessivi negativi sulle comunità biologiche (Reid et al., 2019; Hering et al., 2015; Sabater 2014). Queste interazioni risultano frequentemente **non lineari**, amplificano gli impatti sulla biodiversità e riducono la capacità di recupero degli ecosistemi (Arenas-Sánchez et al., 2016; Sabater et al., 2016; Reid et al., 2019), con esiti netti nella maggior parte dei casi sfavorevoli per le comunità acquatiche (Reid et al., 2019; Worischka et al., 2023).

Un esempio ben documentato riguarda la combinazione tra **siccità/disidratazione** e **inquinanti**: quando co-occorrono, possono agire sinergicamente sul biota dei corsi d'acqua (Holmstrup et al., 2010). Arenas-Sánchez e altri (2016) hanno sottolineato che l'alterazione idrologica tende a rappresentare un driver particolarmente rilevante per le comunità acquatiche,

ma hanno anche evidenziato che, in alcuni contesti, la presenza di inquinamento chimico può aggravare i rischi ecologici. In modo coerente, Sabater e altri (2016) hanno riscontrato un'influenza della variazione di flusso significativamente più forte rispetto a quella degli inquinanti sulla comunità di macroinvertebrati analizzata; tuttavia, Bollmohr e Schulz (2009) hanno mostrato una marcata correlazione negativa tra organofosfati e struttura della comunità di macroinvertebrati, pur in presenza di alcuni effetti attribuibili anche a condizioni di flussi bassi. Un ulteriore supporto proviene dallo studio condotto in un fiume mediterraneo intermittente, che documenta gli effetti combinati di stress idrico e inquinamento su assemblaggi di macroinvertebrati e pesci (Kalogianni et al., 2017).

1.5 Fiumi mediterranei: caratteristiche e vulnerabilità.

Lo stato ecologico dei fiumi mediterranei è fortemente condizionato dalla stagionalità, che influenza in modo marcato la portata e, di conseguenza, le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche delle acque e della fascia ripariale. In questi sistemi il regime idrologico è particolarmente irregolare, con estati secche, portate molto basse, piene invernali improvvise e un'elevata variabilità interannuale delle precipitazioni (Boix et al., 2010; García-Berthou et al., 2012). Tale dinamica si riflette in cambiamenti rilevanti dei parametri fisico-chimici: aumento della temperatura, riduzione dell'ossigeno disciolto, oscillazioni del pH, maggiore concentrazione di nutrienti e contaminanti, variazioni della torbidità e della disponibilità luminosa (Acuña et al., 2014; Petrovic et al., 2011).

La combinazione tra variabilità stagionale e interannuale può inoltre generare periodi prolungati di deficit idrico, talvolta con inverni insolitamente secchi e siccità sovrastagionali. In funzione della durata della siccità e delle caratteristiche del bacino e del tratto fluviale, l'intensità dello stress idrico può variare da una riduzione della portata sotto i livelli medi del deflusso di base fino a condizioni di intermittenza o alla completa prosciugazione dell'alveo, con effetti progressivamente più severi sul biota. A ciò si aggiunge che molte aree a clima mediterraneo sono densamente popolate: prelievi e regolazione delle acque alterano l'idrologia naturale e possono aggravare ulteriormente gli effetti della siccità (Boix et al., 2010). In questo contesto, il cambiamento climatico e l'aumento della domanda idrica rappresentano driver chiave delle fluttuazioni idrologiche (Barceló e Sabater, 2010; EEA, 2012; Lobanova et al., 2017) e, più in generale, tendono a intensificare la scarsità d'acqua (Gasith e Resh, 1999; IPCC, 2014; Lobanova et al., 2016).

Di conseguenza, i sistemi mediterranei figurano tra i più vulnerabili agli impatti del cambiamento climatico (IPCC, 2014), con ripercussioni negative sulla conservazione di condizioni di qualità ottimali. L'aumento delle temperature medie e la diminuzione delle precipitazioni rendono infatti le siccità più frequenti e durature, mentre le piene possono diventare più estreme; al contempo, la riduzione della disponibilità idrica limita la capacità di diluire i contaminanti e di mantenere condizioni fisico-chimiche relativamente stabili (Barceló & Sabater, 2010; Petrovic et al., 2011).

Allo stesso tempo, il prosciugamento e lo sfruttamento delle risorse idriche per agricoltura, industria, turismo e crescita urbana, insieme alla costruzione di infrastrutture idriche, stanno

determinando la regressione o il degrado di numerosi habitat fluviali mediterranei (e non solo) (Martín et al., 2016). Oltre alle alterazioni idrologiche, diversi studi evidenziano che questi fiumi sono anche fortemente interessati da contaminanti chimici, il cui destino e la cui esposizione risultano modulati dalle variazioni stagionali della portata (Petrovic et al., 2011; López-Doval et al., 2013). In condizioni di basso flusso, la capacità di diluizione degli scarichi diminuisce e i processi di degradazione dei contaminanti possono modificarsi per fluttuazioni della temperatura dell'acqua e dei cambiamenti nella concentrazione di materia organica o nella penetrazione della luce (Ademollo et al., 2011; López-Doval et al., 2013; Rice et al., 2017; Arenas-Sánchez et al., 2019). Nel complesso, la variabilità idrologica stagionale e l'inquinamento chimico rappresentano due tra i principali determinanti dei cambiamenti della biodiversità nelle acque dolci dei fiumi mediterranei (Arenas-Sánchez et al., 2021).

Alla luce di questa vulnerabilità e della forte interazione tra regime idrologico e pressioni antropiche, risulta fondamentale disporre di serie temporali di monitoraggio che permettano di valutare l'evoluzione dello stato ecologico nel lungo periodo.

1.6 Obiettivi e ipotesi di lavoro

In questo contesto si inserisce la presente tesi, basata sui dati del programma di monitoraggio "Osona Rivers Project" condotto dal 2002 dal CERM, Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis, centro di ricerca sui fiumi mediterranei associato all'università della città di Vic del complesso UVic-UCC (Universitat de Vic – Universitat Central de Catalunya, Spagna). L'obiettivo è valutare l'evoluzione temporale della qualità ecologica di tratti del fiume Ter e tributari nella comarca di Osona, che appartiene in gran parte al bacino idrologico del fiume Ter, integrando indicatori biologici basati sui macroinvertebrati bentonici con variabili fisico-chimiche, idromorfologiche e climatiche.

In particolare, l'analisi esplora come le pressioni legate all'uso del suolo, si associno alle variazioni osservate nei parametri ambientali (chimico-fisici, idromorfologici e climatici) e, indirettamente, alle risposte biologiche, distinguendo tali segnali dalle fluttuazioni naturali tipiche dei sistemi mediterranei.

Gli obiettivi specifici sono:

1. Analizzare la composizione e la struttura delle comunità di macroinvertebrati nei diversi siti e anni di monitoraggio.
2. Esaminare le variazioni temporali e spaziali dei parametri ambientali e il loro potenziale legame con le pressioni antropiche, in particolare quelle legate all'uso del suolo.
3. Valutare lo stato ecologico dei siti mediante indici biotici consolidati e confrontarne l'andamento nel tempo.

Sulla base della letteratura e delle osservazioni preliminari, sono state formulate le seguenti ipotesi di lavoro:

- **H1:** Le comunità di macroinvertebrati mostrano variazioni significative nel tempo e tra i siti, in risposta alle condizioni ambientali locali.
- **H2:** Le pressioni antropiche legate all'uso del suolo influenzano la qualità delle acque in modo più immediato e marcato rispetto alle fluttuazioni naturali tipiche dei sistemi mediterranei.
- **H3:** I siti con condizioni ambientali migliori e minori pressioni antropiche presentano una qualità ecologica più elevata e una maggiore presenza di taxa sensibili.
- **H4:** nel periodo 2002–2025 ci si attende la presenza di un cambiamento temporale nella qualità ecologica (trend positivo o negativo), riconducibile all'evoluzione delle pressioni locali o a variazioni idrologiche e climatiche.

Il quadro concettuale e normativo di riferimento per questa valutazione è fornito dalla Direttiva Quadro sulle Acque (WFD), che definisce criteri e componenti per la classificazione dello stato ecologico.

1.7 Quadro normativo e monitoraggio (WFD- Water Framework Directive)

La valutazione tradizionale della salute degli ecosistemi fluviali, basata esclusivamente su misurazioni della chimica dell'acqua come indicatori dello stato di qualità, è stata in larga parte sostituita da approcci integrati che combinano misure fisico-chimiche e valutazioni biologiche. In questo quadro, gli elementi biotici, ossia flora e fauna acquatiche, vengono impiegati per rilevare il deterioramento dell'ecosistema e sintetizzarne gli effetti nel tempo (Karr et al., 1986; Reynoldson e Metcalfe-Smith, 1992; Dolédec e Statzner, 2010; Johnson e Ringler, 2014).

Al fine di gestire e proteggere fiumi, laghi, acque costiere e di transizione, il riferimento normativo fondamentale in Europa è la Direttiva Quadro sulle Acque (WFD, Commissione Europea, 2000; EC, 2003). La WFD introduce il concetto di **stato ecologico** come misura integrata della qualità biologica, idromorfologica e fisico-chimica di un corpo idrico: uno stato è considerato “buono” quando la struttura e il funzionamento delle comunità biologiche risultano equivalenti a quelli attesi in condizioni di riferimento, cioè in assenza di pressioni significative. La Direttiva riconosce inoltre la necessità di adattare i metodi di monitoraggio ai diversi tipi di fiumi, tenendo conto della variabilità naturale, particolarmente marcata nei sistemi mediterranei.

La WFD richiede il monitoraggio di fitoplancton, diatomee, macroalghe, pesci e macroinvertebrati bentonici. Per questi ultimi, nelle acque superficiali, il campionamento dovrebbe essere effettuato una o due volte l'anno (in estate e/o in inverno), con tempistiche e frequenze che possono variare in base alle decisioni degli esperti dei singoli Stati Membri. In alcuni Paesi, come la Spagna, il monitoraggio dei macroinvertebrati viene spesso svolto in primavera, ritenuta la stagione ottimale perché associata alla massima diversità tassonomica (MAGRAMA, 2013). Tuttavia, nei fiumi mediterranei soggetti a forti fluttuazioni idrologiche

e a inquinamento chimico si osservano generalmente marcati cali di biodiversità durante i periodi di bassa portata (Arenas-Sánchez et al., 2016; Karaouzas et al., 2018), che si verificano di norma in estate o subito dopo. Ne consegue che un monitoraggio svolto esclusivamente in primavera potrebbe non intercettare le condizioni più critiche derivanti dalla combinazione di questi due fattori di stress.

Queste considerazioni hanno favorito lo sviluppo di nuovi indicatori capaci di incorporare gli effetti di molteplici pressioni (Haury et al., 2006; Mondy et al., 2012; Lazaridou et al., 2016). Diversi studi hanno infatti valutato l'impatto di differenti stressor sulle comunità fluviali di vari taxa acquatici; in particolare, macroinvertebrati (e, in misura minore, pesci) sono comunemente impiegati nei programmi di biomonitoraggio perché strettamente legati alle caratteristiche fisiche e chimiche del corso d'acqua (Karr et al., 1986; Sawyer et al., 2004; Hering et al., 2006; Johnson e Ringler, 2014; Schinegger et al., 2016). Tali lavori hanno utilizzato metriche di assemblaggio e indici biotici, ma è importante considerare che storie di vita, requisiti di habitat e tolleranze fisiche e chimiche possono variare sensibilmente sia all'interno sia tra comunità: ciò può determinare risposte differenti al degrado ambientale (Hering et al., 2006; Johnson e Ringler, 2014).

Secondo la Direttiva, la valutazione dei macroinvertebrati bentonici dovrebbe basarsi sull'identificazione tassonomica degli individui monitorati. Tuttavia, numerosi studi evidenziano che il monitoraggio (o l'analisi dei dati) basato sui **tratti biologici** può essere utilizzato in modo complementare, offrendo informazioni sulla risposta meccanicistica delle comunità di invertebrati acquatici ai vincoli ambientali (Statzner e Bêche, 2010; Piló et al., 2016; Rico et al., 2016; Kuzmanović et al., 2017). Per questo motivo, tali approcci sono stati raccomandati anche in prospettiva normativa come parte di future linee guida per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali (Baattrup-Pedersen et al., 2017; Berger et al., 2018).

L'obiettivo generale della WFD è raggiungere e mantenere un buono stato ecologico dei corpi idrici naturali; di conseguenza, le decisioni di gestione in condizioni di siccità, che alterino il regime di flusso, non dovrebbero determinare un peggioramento dello stato ecologico (Boix et al., 2010). La Direttiva prevede tuttavia che eventi di siccità eccezionale possano causare un deterioramento temporaneo che non costituisce necessariamente una violazione degli obiettivi, qualora riconducibile a circostanze eccezionali non ragionevolmente prevedibili (art. 4.6 della Direttiva Quadro sulle Acque). Nonostante ciò, le conoscenze sugli effetti delle alterazioni antropiche del flusso durante eventi di siccità o alluvioni sulle comunità acquatiche restano ancora limitate (Boulton et al., 2008; Death et al., 2008).

Nel complesso, l'intensificazione delle pressioni antropiche—particolarmente marcata dalla seconda metà del XX secolo—ha determinato un aumento delle concentrazioni di diversi inquinanti e un peggioramento della qualità delle acque (Grizzetti et al., 2017; Kopacek et al., 2017; Staddon, 2010). In risposta a questo quadro, normative come il *Clean Water Act* statunitense (1972) e la Direttiva quadro sulle acque dell'UE (2000) hanno promosso l'adozione di misure di mitigazione e ripristino degli habitat d'acqua dolce, includendo il potenziamento del trattamento delle acque reflue e il controllo delle emissioni di inquinanti atmosferici. Tali interventi hanno contribuito a una riduzione significativa dell'inquinamento organico e

dell'acidificazione a partire da circa il 1980 e, in alcune aree, hanno prodotto miglioramenti quantificabili della biodiversità; tuttavia, il numero e l'impatto complessivo degli stressor che minacciano gli ecosistemi d'acqua dolce continuano ad aumentare a livello globale e la qualità biologica dei fiumi rimane generalmente bassa (Haase et al., 2023). D'altra parte, diminuzione dell'inquinamento organico e dei nutrienti ha favorito il recupero delle comunità biotiche grazie alla riduzione dell'attività microbica e all'aumento dell'ossigeno disciolto, condizioni che hanno facilitato la ricomparsa di taxa nativi sensibili all'inquinamento (Floury et al., 2013; Van Looy et al., 2016).

1.8 Elementi fisico-chimici: significato ecologico e ruolo nella classificazione

I parametri chimico-fisici costituiscono un supporto essenziale alla valutazione biologica dello stato ecologico, poiché permettono di interpretare le risposte delle comunità acquatiche alla luce delle condizioni ambientali e delle pressioni in atto (CERM 2024).

Conducibilità elettrica dell'acqua ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Indica il grado di mineralizzazione dell'acqua e riflette la concentrazione di ioni disciolti, quindi è proporzionale alla salinità. Valori elevati ($> 1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$) possono suggerire apporti antropici, come scarichi urbani o agricoli o dipendere in realtà dalla geologia del bacino di drenaggio. La conducibilità diminuisce tipicamente durante periodi piovosi per effetto di diluizione ed aumenta in condizioni di siccità.

PH. Il pH descrive l'acidità/basicità dell'acqua ed è influenzato sia da fattori naturali (geologia, capacità tampone dei substrati) sia dai processi biologici. La fotosintesi può incrementarlo (consumo di CO_2), mentre la decomposizione della materia organica tende a ridurlo; anche apporti di acque reflue o carichi organici possono contribuire a variazioni. Il pH modula inoltre la biodisponibilità e la tossicità di diversi contaminanti: condizioni più acide favoriscono spesso la permanenza di alcuni metalli in forma disciolta, aumentando il potenziale impatto sul biota, mentre a pH più elevati molti metalli tendono a precipitare.

Ossigeno disciolto ($\text{mg O}_2/\text{L}$). Parametro cruciale per la vita acquatica, influenzato da condizioni di temperatura, portata e quantità di materia organica. Temperature basse e portate elevate favoriscono la saturazione di ossigeno (concentrazione più elevata di ossigeno disciolto); viceversa, acque calde e ricche di sostanza organica possono portare a valori critici o anossici. Quando nei fiumi vi sono apporti di materia organica di origine antropica (per scarichi di acque fecali, liquami ecc.) superiori ai normali livelli di materia organica presente nei fiumi, si crea un aumento del metabolismo aerobico di batteri presenti, con conseguente carenza di ossigeno fino ad anossia. Valori bassi selezionano comunità più tolleranti e possono determinare invece la scomparsa dei taxa più sensibili; alcuni gruppi (ad es. diversi chironomidi) mostrano adattamenti che consentono di persistere anche in condizioni di scarsa ossigenazione.

I nutrienti azotati e fosforati costituiscono un gruppo di variabili fondamentali per la valutazione della qualità dell'acqua, poiché influenzano direttamente i processi ecosistemici e possono alterare la composizione delle comunità biologiche (CERM 2024).

Ammonio (mg N-NH₄⁺/L). È la forma ridotta dell'azoto, rapidamente assimilabile da microrganismi e alghe e funghi autotrofi. In condizioni naturali è generalmente molto basso, mentre valori elevati indicano apporti di acque reflue o effluenti agricoli. La sua tossicità dipende anche dalle condizioni chimiche dell'acqua: a pH più elevati aumenta la quota di ammoniaca non ionizzata (NH₃), più tossica per gli organismi acquatici. Inoltre, come gli altri nutrienti, può contribuire a processi eutrofici e a squilibri dell'ossigenazione.

Nitriti (mg N-NO₂⁻/L). Rappresentano la forma azotata più instabile. Sono una forma intermedia della nitrificazione che, in presenza di ossigeno, si trasforma rapidamente in nitrati, motivo per cui la sua permanenza nell'ambiente è normalmente molto breve. In acque integre sono quasi assenti, mentre la loro presenza indica processi di degradazione organica o scarichi recenti. Sono particolarmente tossici per i pesci anche a concentrazioni molto basse.

Nitrati (mg N-NO₃⁻/L). Sono la forma ossidata dell'azoto e derivano dalla nitrificazione (dall'ossidazione dell'ammonio, effettuato dai batteri nitrificanti) associato alla decomposizione della materia organica come letame bovino e liquami suini, o all'applicazione di fertilizzanti chimici nei campi coltivati. Le alte concentrazioni possono favorire una crescita eccessiva di alcune specie di alghe, essendo tra i nutrienti fondamentali per la crescita dei produttori primari, fenomeno noto come eutrofizzazione, che può causare problemi legati alla carenza di ossigeno, soprattutto durante la notte, ostacolando così uno sviluppo ottimale dell'intera comunità biologica.

Fosfati (mg P-PO₄³⁻/L). Il fosforo è spesso il nutriente limitante per la produzione primaria nei sistemi d'acqua dolce; di conseguenza, incrementi di fosfati possono innescare risposte rapide della biomassa algale. Le principali fonti sono scarichi urbani e contributi agricoli. In condizioni ossigenate e in presenza di carbonati, il fosforo può essere trattenuto nei sedimenti; al contrario, condizioni di bassa ossigenazione favoriscono il rilascio dal comparto sedimentario e possono intensificare i processi eutrofici.

Cloruri (mg Cl⁻/L) e Solfati (mg SO₄²⁻/L). Cloruri e solfati sono anioni comuni nelle acque dolci e la loro concentrazione dipende sia da fattori naturali (litologia, presenza di gessi o sali nel suolo) sia da apporti antropici (scarichi puntuali, contributi diffusi, salinizzazione). Variazioni verso valori elevati possono riflettere sia l'influenza delle caratteristiche geologiche del bacino sia pressioni legate all'uso del suolo e alle attività umane; in condizioni di magra tali valori possono aumentare per semplice concentrazione.

Nel contesto dei fiumi mediterranei, l'interpretazione di questi parametri richiede inoltre di considerare la variabilità idrologica, poiché la portata modula concentrazioni, processi di diluizione e ossigenazione.

Lo stato fisico-chimico di un corpo idrico è strettamente legato alla quantità d'acqua disponibile e al regime idrologico (Barceló e Sabater, 2010). In condizioni di scarsità idrica, la riduzione della portata e della velocità di corrente altera la stabilità termica e i processi di evaporazione sia nei sistemi lotici sia in quelli lentici, innescando variazioni concomitanti di più parametri ambientali (Hamilton et al., 2005; Lahr, 1997). Nei climi temperati-caldi, l'aumento della temperatura riduce la solubilità dell'ossigeno e accelera i processi metabolici, con una diminuzione complessiva dell'ossigeno disciolto e possibili variazioni del pH (Carere et al,

2011). Tali cambiamenti possono incidere anche sulla mobilità di alcune sostanze: ad esempio, variazioni di pH possono favorire il rilascio di metalli sequestrati nei sedimenti (Arnott et al., 2001).

Un aspetto centrale per la qualità dell'acqua è la capacità di diluizione, che diminuisce con i bassi flussi: ciò può comportare l'aumento delle concentrazioni di nutrienti e inquinanti, con ricadute su conducibilità, carico di contaminanti e rischio di eutrofizzazione (Ricart et al., 2010; Boxall, 2011; Osorio et al., 2014). La scarsità d'acqua è frequentemente associata anche a un incremento di nutrienti e solidi sospesi e a una riduzione dell'ossigeno disciolto (Stanley et al., 1997; Golladay et al., 2002b), condizioni che possono favorire processi eutrofici e, in alcuni casi, fioriture algali (Dahm et al., 2003; Williams, 2005). In parallelo, la riduzione della velocità di corrente può ostacolare la aerazione naturale e aumentare l'accumulo/deposizione di materia organica, contribuendo ulteriormente a condizioni di ossigenazione sfavorevoli (Petrovic et al., 2011; Ademollo et al., 2011).

Anche torbidità e luce, due fattori che modulano processi ecologici e il destino dei contaminanti, possono essere influenzate dalle variazioni idrologiche. Nei corsi d'acqua, portate ridotte possono determinare minore turbolenza e tassi di deposizione più elevati dei solidi sospesi (Kirkby et al., 2006); associati a minore profondità, questi cambiamenti possono aumentare la penetrazione della luce e influenzare la fotolisi di alcune sostanze (Lam et al., 2005; Ademollo et al., 2011). All'opposto, eventi di piena intensi possono incrementare risospensione e trasporto dei sedimenti, rimobilizzando particolato e contaminanti idrofobici adsorbiti e aumentando la torbidità, con possibili effetti sulla degradazione fotolitica (Obermann et al., 2009). Inoltre, la risospensione o l'esposizione di sedimenti anossici a condizioni ossigenate può modificare le proprietà chimiche del complesso sedimento-contaminante e favorire la mobilizzazione verso la colonna d'acqua (Calmano et al., 1993; Zhuang et al., 1994). Nei periodi di prosciugamento e nei cicli di essiccazione/reidratazione, cambiamenti di redox e pH nel sedimento possono alterare ulteriormente mobilizzazione e degradazione delle sostanze, con esiti dipendenti dalle proprietà fisico-chimiche dei contaminanti e dallo scenario ambientale (Eggleton et al., 2004; Ademollo et al., 2011).

Nel complesso, questi parametri (temperatura, ossigeno disciolto, pH, conducibilità, nutrienti, torbidità e variabili idrologiche) rappresentano **elementi chiave** per descrivere le pressioni in atto e per interpretare le risposte biologiche, poiché struttura e distribuzione delle comunità acquatiche sono strettamente associate a variabili dipendenti dall'idrologia, incluse le caratteristiche fisico-chimiche e l'habitat (Fritz et al., 2004; Acuña et al., 2005; Fritz et al., 2005). Per questo motivo, nella presente tesi tali elementi sono considerati sia nel quadro di classificazione (ACA, *Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya 2022–2027, Annex IX*) sia come variabili esplicative utilizzate per comprendere i pattern osservati nelle comunità biologiche.

1.8.1 Recepimento e soglie in Catalogna: ACA e PGDCFC

In questo quadro, i parametri fisico-chimici (ad es. nutrienti e indicatori di chimismo generale) rappresentano componenti essenziali per descrivere le pressioni che agiscono sui corsi d'acqua e per interpretare le risposte biologiche. Nella presente tesi sono quindi utilizzati come descrittori ambientali e come possibili driver delle variazioni biologiche.

Nel contesto della Catalogna, i valori soglia utilizzati per la classificazione—con particolare riferimento ai parametri chimici e ai nutrienti—sono definiti dall'Agència Catalana de l'Aigua (ACA) nell'ambito del *Pla de Gestió del Districte de Conca Fluvial de Catalunya* (ACA, 2022-2027 PGDCFC). Tali soglie non vengono riprodotte integralmente nel testo: saranno invece richiamate come legenda/criterio di interpretazione in appendice, così da rendere trasparente la lettura dei dati chimico-fisici utilizzati nelle analisi. Di conseguenza, queste variabili vengono impiegate sia per l'inquadramento/classificazione dello stato (soglie) sia per l'analisi delle relazioni con gli indici biologici (Appendice A, *Tabella A*).

1.9 Elementi idromorfologici: regime di portata e qualità dell'habitat (QBR, IHF)

Come già accennato, oltre alla componente chimico-fisica, lo stato ecologico dei corsi d'acqua è fortemente condizionato dalla dinamica idrologica e dalla qualità dell'habitat fluviale e ripariale, che determinano disponibilità e diversità di microhabitat e influenzano la struttura delle comunità acquatiche. Tali aspetti possono essere descritti attraverso la **portata** (Q) e due indici idromorfologici: **QBR** e **IHF** e sono considerati sia per descrivere lo stato idromorfologico dei siti sia come variabili esplicative nelle analisi delle risposte biologiche (*Figura 1*).

La **portata** rappresenta una variabile fondamentale per la caratterizzazione idrologica dei tratti fluviali, perché integra l'effetto di precipitazioni, prelievi e regolazione idraulica, modulando velocità di corrente e capacità di diluizione, in quanto influenza l'ossigenazione dell'acqua, la composizione del substrato, la disponibilità di risorse trofiche e la struttura dell'habitat. Nei fiumi mediterranei, la portata presenta una marcata variabilità sia intra-annuale (differenze tra periodi dello stesso anno) e interannuale (differenze tra anni diversi), legata all'alternanza di periodi piovosi e siccitosi. Il mantenimento di tale variabilità naturale è essenziale, poiché condiziona direttamente la struttura dell'habitat e, di conseguenza, le comunità biologiche presenti (CERM 2024).

Il **QBR** (Qualità del Bosco Ripariale) valuta lo stato della vegetazione ripariale (copertura, struttura e grado di alterazione), elemento fondamentale, se ben costituita, nella definizione del tipo di fiume e nella sua conservazione. Contribuisce a migliorare la qualità dell'acqua, può trattenere una parte importante dei nutrienti trasportati dal fiume o provenienti dai campi coltivati vicini, fornisce materia organica (foglie, rami, ecc.) per la fauna acquatica, offre rifugio a una grande varietà di animali e contribuisce alla regolazione del ciclo idrologico e alla prevenzione dell'erosione. In generale, le zone limitrofe ai fiumi tendono ad essere pianeggianti e fertili, per cui da tempi antichi sono state molto sfruttate, spesso a discapito del bosco ripariale.

L'**IHF** (Indice dell'Habitat Fluviale) descrive la qualità dell'habitat nel canale (eterogeneità del substrato, presenza di rifugi e diversità di meso-habitat), aspetti direttamente legati alle esigenze ecologiche di molti taxa bentonici. L'indice è utile per rilevare l'impatto delle attività umane sull'habitat fluviale, in quanto riflette direttamente le modifiche fisiche e strutturali del letto del fiume e delle sponde. I tratti naturali e ben conservati tendono ad avere un punteggio IHF più elevato, mentre i tratti artificializzati o soggetti a pressione antropica (come la canalizzazione, l'escavazione del letto o la scomparsa della vegetazione) ottengono punteggi più bassi.

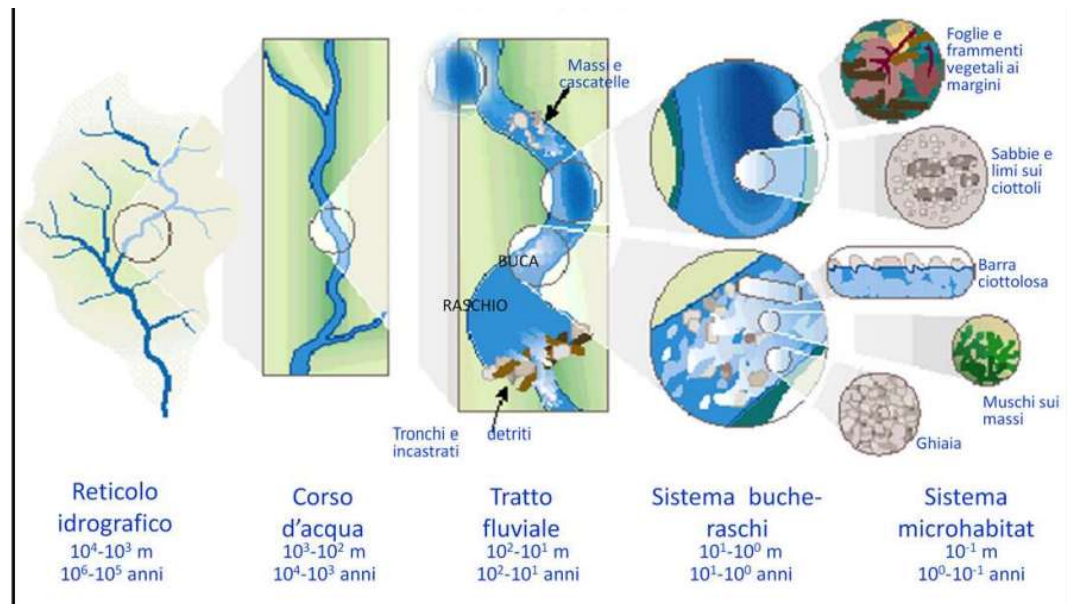


Figura 1. Importanza della diversità idromorfologica alle varie scale (dal reticolo idrografico al sistema buche-raschi e ai microhabitat). Fonte: Conte (s.d.), *L'ecosistema fiume e le sue alterazioni dovute all'azione umana* (materiali didattici), figura modificata da Frissell *et al.* (1986).

1.10 Macroinvertebrati bentonici come indicatori di qualità

Accanto alla componente chimico-fisica, la valutazione dello stato ecologico si fonda sugli elementi biologici e idromorfologici.

Date le conseguenze previste del cambiamento globale, sia i disturbi naturali che gli impatti antropici potrebbero aumentare in molte regioni del mondo (Olden *et al.*, 2004). È quindi necessario sviluppare metodi di valutazione e pratiche di gestione adeguati che tengano conto dell'interazione di entrambi i tipi di impatto (Elliott *et al.*, 2007; Ghazoul *et al.*, 2015).

I metodi di biomonitoraggio rilevano gli impatti antropici utilizzando parametri basati su aspetti della struttura e della funzione degli ecosistemi (Bonada *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2013). Questi parametri sono alla base dei programmi di biomonitoraggio che mirano ad arrestare e invertire la perdita di biodiversità, a mantenere e migliorare la qualità degli ecosistemi e a valutare l'efficacia delle misure di conservazione e ripristino, come la Direttiva Quadro sulle Acque (EC 2000; Soria *et al.*, 2020).

Gli invertebrati d'acqua dolce sono un gruppo filogeneticamente ed ecologicamente diversificato che contribuisce a processi ecosistemici critici, tra cui la decomposizione della materia organica, la filtrazione dell'acqua, la fornitura di energia a livelli trofici superiori e il trasporto di nutrienti ed energia tra gli ecosistemi acquatici e terrestri. Gli invertebrati d'acqua dolce sono da tempo un pilastro del monitoraggio della qualità dell'acqua, comprendendo specie con un'elevata variabilità in termini di tolleranza ambientale e preferenza di habitat (Bonada et al., 2006; Boix et al., 2010). I tratti biologici sono ben caratterizzati, consentendo la valutazione della diversità funzionale, ovvero la gamma di tratti funzionali degli organismi in un dato ecosistema (Haase et al., 2023).

La biodiversità fluviale, in particolare quella dei macroinvertebrati, risulta quindi strettamente legata alla disponibilità idrica, alla connettività tra habitat e alla stabilità delle condizioni ambientali.

L'analisi della presenza e dell'abbondanza degli organismi presenti nei corpi idrici fornisce informazioni di grande rilevanza per determinare la qualità dell'ecosistema fluviale. I macroinvertebrati acquatici sono gli organismi più ampiamente utilizzati come indicatori biologici della qualità dell'acqua negli ecosistemi fluviali a livello globale; sono infatti considerati buoni indicatori integrativi dei disturbi chimici e fisici (Resh e Rosenberg, 1993; Boix et al., 2010; Feio et al., 2015). Sono facilmente identificabili (grazie alle loro dimensioni, che vanno da pochi millimetri a diversi centimetri), relativamente abbondanti e i metodi di campionamento risultano semplici da applicare. Inoltre, presentano un ampio spettro di risposte all'arricchimento organico e ad altri contaminanti. I macroinvertebrati, attraverso la loro presenza o assenza, forniscono molte informazioni utili per determinare la qualità biologica del sistema, in quanto riflettono la qualità dell'acqua mantenuta nel tempo (al contrario dei parametri fisico-chimici, che vengono generalmente misurati in modo puntuale e descrivono quindi solo un preciso momento).

Occorre tuttavia considerare anche alcuni limiti, come il fatto che possono essere influenzati da piene o periodi di siccità, fattori non necessariamente legati all'inquinamento. Inoltre, il loro utilizzo richiede la presenza di personale specializzato e con buona esperienza, per evitare errori significativi sia nel metodo di campionamento sia nella determinazione tassonomica del campione raccolto. Come la maggior parte dei metodi biologici, forniscono una valutazione dello stato globale di salute dell'ecosistema, ma non permettono di identificare con precisione la causa specifica di un'eventuale diminuzione della qualità biologica (CERM 2024). Come discusso nella sezione precedente, la variabilità idrologica è uno dei fattori più importanti che influenzano le comunità di macroinvertebrati d'acqua dolce, soprattutto nei fiumi mediterranei (Bonada et al., 2007; Bonada e Resh, 2013; Prat et al., 2014).

1.10.1 Indici e metriche per macroinvertebrati

Alla luce di queste caratteristiche, nella presente tesi le comunità di macroinvertebrati sono state utilizzate per applicare indici biotici di qualità, interpretandoli congiuntamente ai parametri chimico-fisici misurati. Di seguito vengono descritti i principali indici e parametri biologici basati sui macroinvertebrati acquatici, ampiamente adottati nei programmi di monitoraggio dei corsi d'acqua della Penisola Iberica e della Catalogna.

La ricchezza tassonomica (S), espressa come numero di famiglie di macroinvertebrati presenti in ciascun campione, rappresenta una misura generale della diversità biologica del tratto fluviale. Pur non costituendo un indice di qualità autonomo, essa è spesso correlata allo stato ecologico all'interno di una stessa regione bioclimatica: valori elevati sono tipici di ambienti ben conservati, mentre valori ridotti indicano condizioni di alterazione ambientale.

Per integrare le informazioni fornite dalla sola ricchezza tassonomica, sono state considerate due metriche di comunità. **EPT** (*Figura 2*) rappresenta il numero di famiglie appartenenti agli ordini *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*, generalmente tra i più sensibili alla contaminazione (pur con alcune eccezioni) e associati ad habitat reofili e ben ossigenati. **OCH** (*Figura 3*) include il numero di famiglie appartenenti agli ordini *Odonata*, *Coleoptera* e *Heteroptera*, taxa mediamente più tolleranti e spesso associati ad habitat lentici o a ridotta velocità di corrente (Rieradevall et al., 1999). Un aumento dell'OCH può indicare semplificazione del flusso o degrado idromorfologico. Le metriche EPT e OCH sono state quindi utilizzate per descrivere la comunità in relazione a sensibilità/tolleranza e alle condizioni di corrente nel tratto campionato.

L'indice **IBMWP** (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), adottato dall'ACA (2006, HIDRI), sintetizza la sensibilità delle famiglie presenti alla contaminazione e consente di distinguere cinque livelli di qualità. È inoltre necessario considerare la tipologia fluviale di appartenenza, poiché i limiti di classe variano tra tipi di fiume: ad esempio, per raggiungere la classe "molto buona" un fiume di montagna ad alta portata richiede un valore di 140, mentre un fiume di montagna mediterranea calcarea richiede 120. Pur avendo ampia applicabilità, è consigliabile utilizzarlo in combinazione con altri indici per corroborare i risultati e ottenere informazioni complementari (CERM 2024).

L'indice **IASPT**, derivato dall'IBMWP, fornisce informazioni complementari quando l'IBMWP assume valori elevati e consente di distinguere se il risultato è guidato soprattutto dalla presenza di famiglie sensibili (IASPT elevati) oppure dalla sola ricchezza tassonomica (IASPT più moderati) (CERM 2024).

Infine, l'indice **FBILL** (Prat et al., 1999) considera la presenza di taxa sensibili e la ricchezza di famiglie nel punto di campionamento. A differenza dell'IBMWP, che richiede un campionamento esaustivo di tutti gli habitat del tratto, il FBILL si basa sul campionamento dei rapidi, microhabitat generalmente più diversificati.

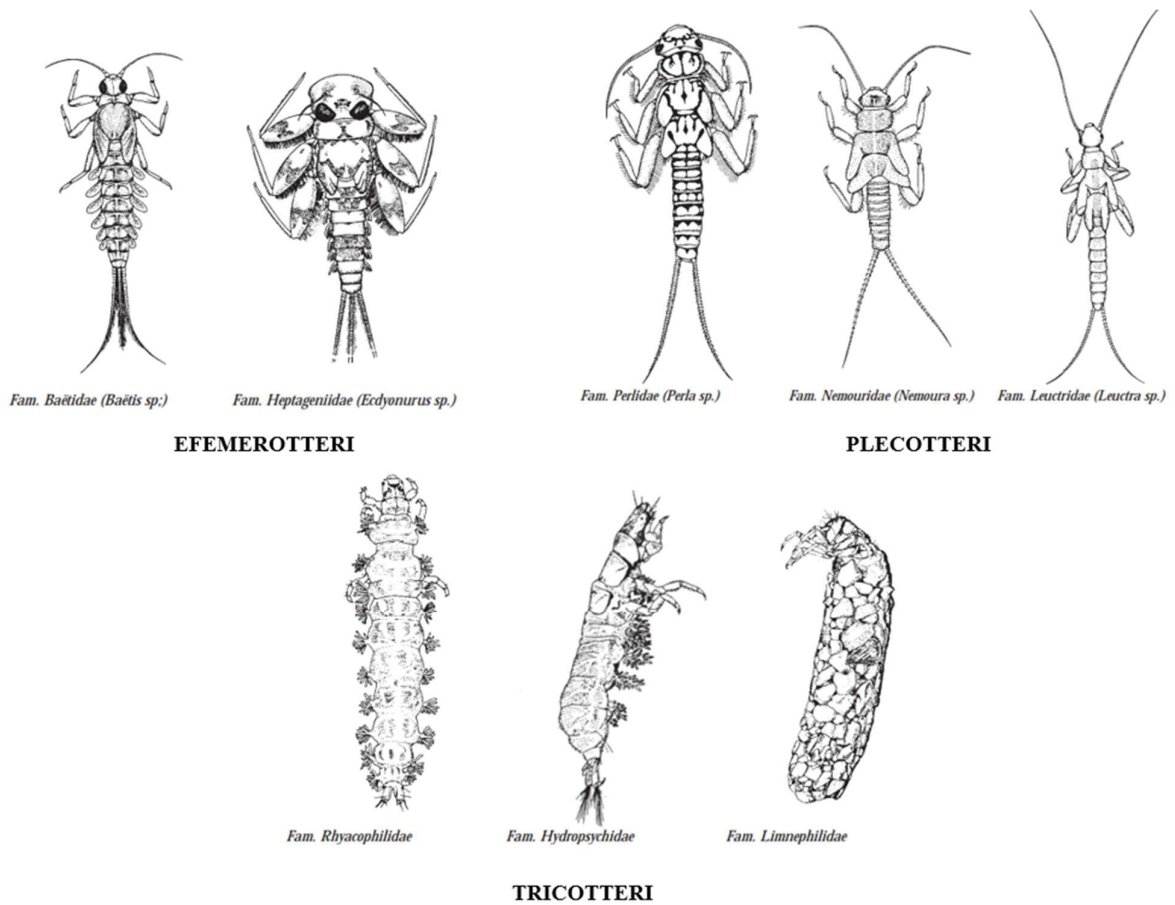


Figura 2. Esempi di taxa EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) utilizzati nelle metriche biologiche. Fonte: disegni tratti da Campaioli et al. (1994), Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, vol. I-II, APPA – Provincia Autonoma di Trento.

Osona rappresenta un'area di particolare interesse ecologico perché combina variabilità naturale del regime idrologico e pressioni antropiche che agiscono su più componenti dell'ecosistema fluviale (Boix et al., 2010; Benejam et al., 2016a; Meteocat, 2019; Espinosa et al., 2021).

Tra le pressioni principali rientrano la regolazione del sistema fluviale tramite invasi e opere idrauliche—con effetti su portate, connettività e continuità longitudinale—e l'intensa vocazione agro-zootecnica del territorio, associata a pressioni diffuse legate all'uso del suolo e a potenziali incrementi dei carichi di nutrienti (CORINE Land Cover, 2018; ACA, 2010; ACA, 2022; Enciclopèdia.cat, s.d.). In questo quadro, l'area di studio costituisce un contesto adatto a interpretare in modo integrato variazioni chimico-fisiche, idromorfologiche e biologiche osservate nei corsi d'acqua mediterranei (Boix et al., 2010; Benejam et al., 2016a; Espinosa et al., 2021).

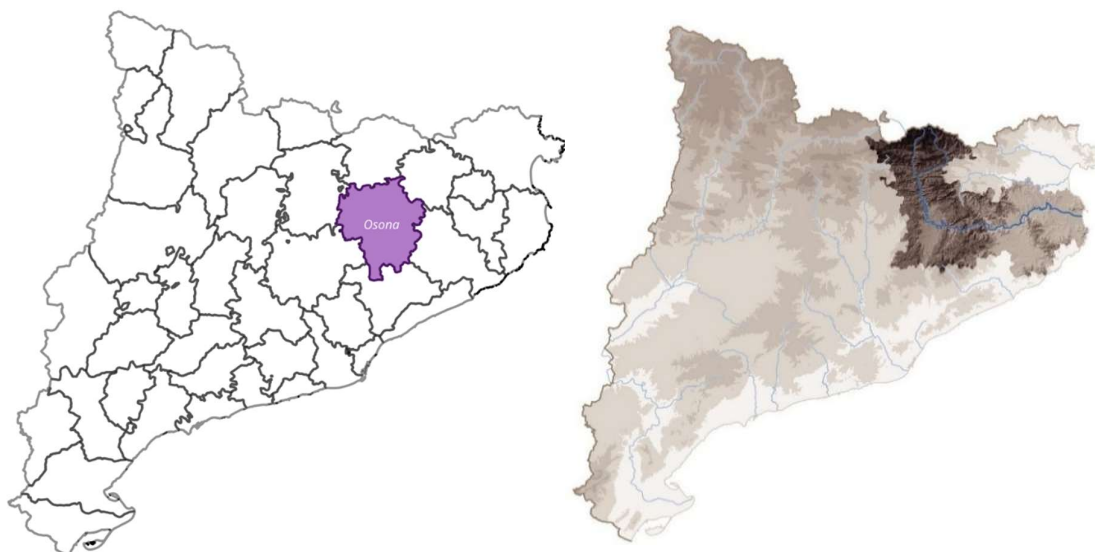


Figura 4. Localizzazione dell'area di studio: la comarca di Osona nel contesto della Catalogna (a - a sinistra) e il bacino idrografico del fiume Ter (b - a destra). Fonte: elaborazione propria in QGIS su base cartografica ACA (a); Consorzio del Ter (b).

Nel capitolo Materiali e Metodi vengono descritti nel dettaglio i corsi d'acqua e i siti di monitoraggio considerati (*Figura 5*), nonché le procedure di elaborazione cartografica e le variabili utilizzate nelle analisi.

2. MATERIALI E METODI:

2.1 I corsi fluviali della comarca di Osona

La maggior parte dei corsi d'acqua della comarca di Osona (*Figura 5*) appartiene al bacino del Ter e include tributari rilevanti come il Gurri, il Mèder, il Sorreigs, il Ges, il Fornès, la riera de la Gorga, la riera de Rupit e la Riera Major. Il Ter entra nella Plana de Vic e si dirige verso est, agli invasi di Sau, Susqueda e El Pasteral. A sud della Plana de Vic, molti corsi d'acqua confluiscono nel Gurri, che a sua volta scarica nel Ter. In quest'area la pressione agricola e industriale è elevata, soprattutto nei pressi di Vic, con un conseguente aumento dei carichi di nutrienti e una maggiore variabilità della qualità dell'acqua. Al contrario, bacini come quelli del Ges, della Riera Major e della Gorga ospitano tratti di elevato valore ecologico, con comunità biologiche ben strutturate e corsi d'acqua relativamente preservati (Guri et al., 2024).

La comarca presenta quindi un mosaico di sistemi fluviali che combinano tratti a elevata naturalità e altri fortemente antropizzati, condizione che rende Osona un'area strategica per il monitoraggio ecologico a lungo termine.

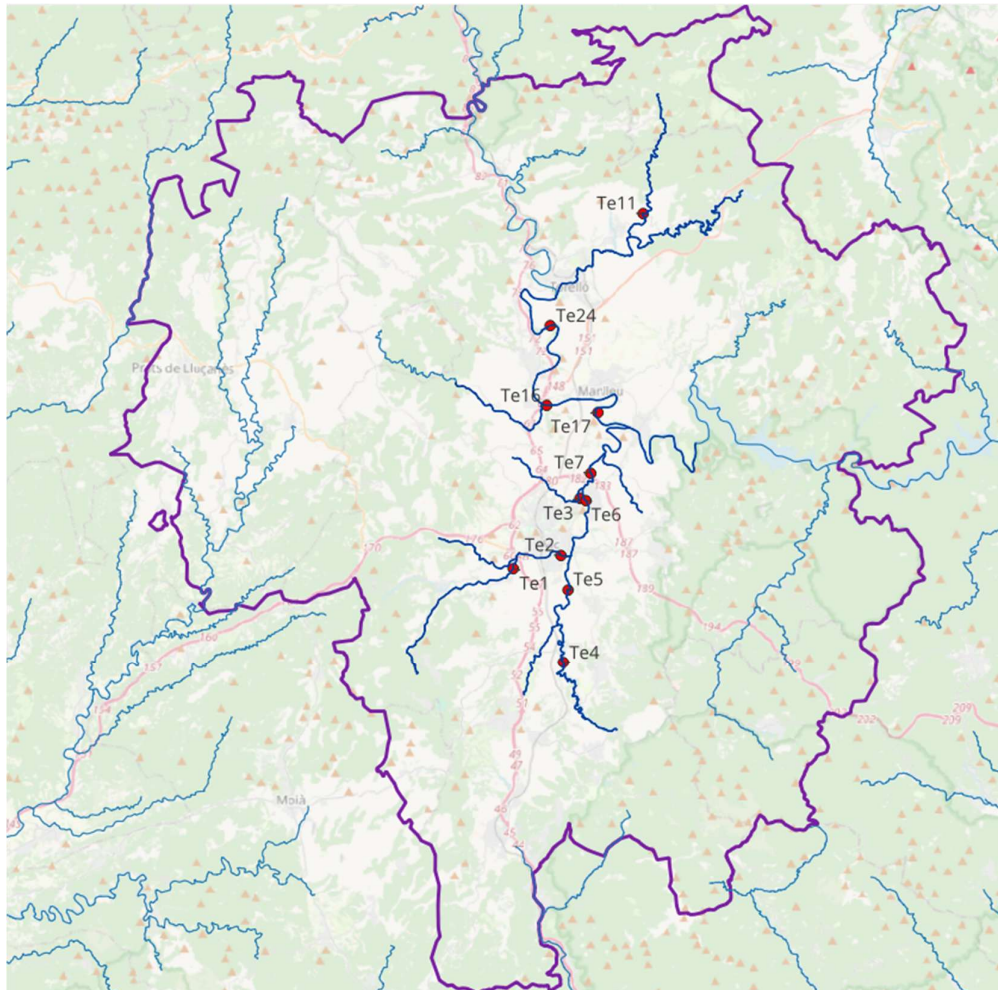


Figura 5: Mappa dei punti di monitoraggio utilizzati nello studio, distribuiti lungo i principali corsi d'acqua del territorio: Mèder, Gurri, Rimentol, Ges e Ter. Scala 1:260 000. Elaborazione propria in QGIS su base cartografica ACA; sistema di riferimento ETRS89/UTM 31N (EPSG:25831)

2.2 Punti di campionamento: descrizione e criteri di selezione

Per questo studio sono stati analizzati i punti di monitoraggio appartenenti al “*OSONA RIVERS PROJECT*”, un programma iniziato nel 2002 e tuttora attivo. La serie temporale disponibile copre quindi 22 anni di monitoraggio continuo, ai quali si aggiungono i dati più recenti raccolti nell’anno 2025. Ai fini di questa ricerca, sono stati selezionati 11 punti di campionamento tra tutti quelli monitorati dal progetto. La scelta si basa sulla disponibilità di una serie storica sufficientemente completa, pur riconoscendo che, in alcuni casi, sono presenti dati mancanti in specifici anni o per determinati parametri, dovuti a circostanze operative o ambientali. Nonostante queste lacune, tali punti rappresentano le serie più coerenti e affidabili per un’analisi ecologica a lungo termine. I siti rappresentano un gradiente spaziale che include tratti montani, agricoli, periurbani, industriali e urbani, permettendo di valutare l’effetto delle differenti pressioni antropiche sulla qualità ecologica dei corsi d’acqua. In particolare (*Figura 6a*):

Te 1 - il fiume Mèder (a monte della città di Vic): tratto fluviale in zona periurbana, nel corso medio del Mèder, prima dell’ingresso del fiume nel centro urbano di Vic.

Te 2 - il fiume Mèder nel centro urbano di Vic (passerella ‘*Genís Antel*’).

Te 4 - il fiume Gurri a monte di Taradell: tratto alto del fiume Gurri, dalla sorgente a sud fino alla confluenza con il torrente Tona.

Te 5 - il fiume Gurri a Senferm: zona periurbana a monte di Vic.

Te 6 - il fiume Gurri nella zona industriale di Malloles: tratto in ambito industriale, a monte dell’impianto di depurazione di Vic.

Te 7 - il fiume Gurri a valle del depuratore di Vic: tratto del fiume dalla confluenza del torrente Rimentol al Ter (compreso il torrente Folguerols). Immediatamente a valle degli scarichi depurati.

Te 3 - Torrente Rimentol alla foce (Gurb) Si trova vicino alla confluenza nel Mèder, situato a monte dell’impianto di depurazione di Vic.

Più a nord-est il punto **Te 11** – è situato nel fiume Ges a valle del Forat Micó (villaggio di Sant Pere de Torelló)(*Figura 6b*).

Gli ultimi tre punti si localizzano su un tratto del fiume Ter in particolare tra il fiume Ges e il fiume Gurri (*Figura 6c*):

Te 24 - il fiume Ter, braccio sinistro dell’isola Sorral / Gallifa a monte della passerella: tratto caratterizzato da dinamiche idromorfologiche particolari (isole fluviali, canale secondario).

Te 16 - il fiume Ter a valle del Sorreigs (a monte della cittadina di Manlleu): tratto fluviale in cui il Ter incorpora le acque del Sorreigs.

Te 17 - il fiume Ter a valle di Manlleu e a valle dell’impianto di depurazione delle acque reflue.

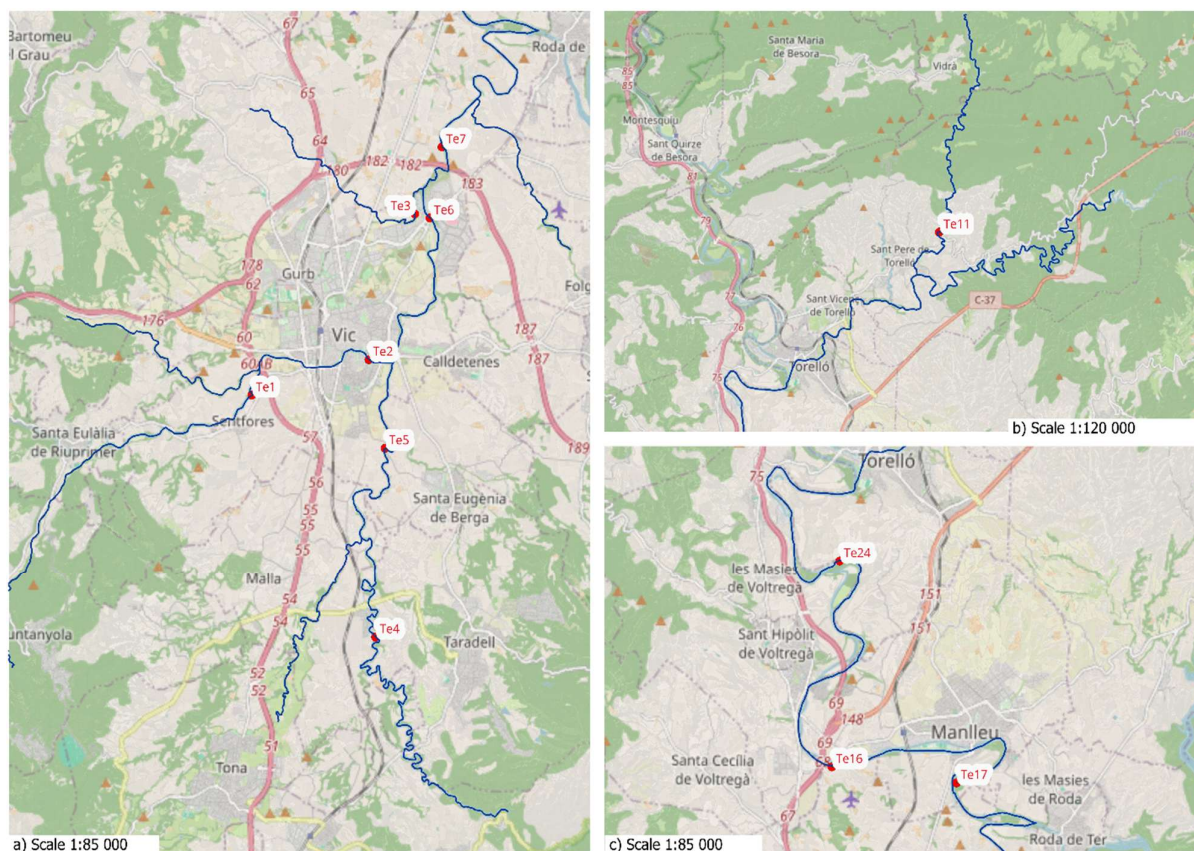


Figura 6 (a–c). Mappe dei siti di monitoraggio nella comarca di Osona (bacino del Ter): (a) siti Te 1, Te 2, Te 3, Te 4, Te 5, Te 6 e Te 7 nel sistema Gurri–Tona–Rimentol, includendo il bacino del Mèder; (b) dettaglio del settore nord-orientale con il sito Te 11; (c) dettaglio del tratto del fiume Ter compreso tra le confluenze con il Ges e il Gurri con i siti Te 24, Te 17 e Te 16. Elaborazione propria in QGIS su base cartografica ACA; sistema di riferimento ETRS89/UTM 31N (EPSG:25831)

Tabella 1. Localizzazione dei siti di campionamento: coordinate (X, Y), altitudine (m s.l.m.) e corso d'acqua di appartenenza (coordinate in EPSG:25831):

Punto	Coordinata x	Coordinata y	Altitudine m s.l.m.	Fiume
Te 1	436326	4641120	506	Meder
Te 2	438705	4641814	481	Meder
Te 4	438840	4636375	464	Gurri
Te 5	439034	4640081	526	Gurri
Te 6	439946	4644584	489	Gurri
Te 7	440191	4645973	465	Gurri
Te 3	439641	4644662	451	Rimentol
Te 11	442852	4659047	606	Ges
Te 24	438164	4653373	474	Ter
Te 16	438003	4649345	443	Ter
Te 17	440538	4649034	474	Ter

2.3 Tipologia fluviale dei siti di studio

Ai fini dell'interpretazione degli indici biologici e idromorfologici, ciascun punto di campionamento è stato associato a una tipologia fluviale secondo la classificazione ufficiale dell'Agenzia Catalana dell'Acqua (ACA), basata sulle caratteristiche geomorfologiche, climatiche e geologiche dei corsi d'acqua. I siti selezionati per questo studio rientrano complessivamente in tre tipologie fluviali distinte, secondo la classificazione ACA. Tali tipologie sono state utilizzate come riferimento per l'assegnazione dei ranghi di qualità ecologica e per l'interpretazione dei risultati (*Tabella 2*).

Tabella 2: Classificazione ACA dei punti di campionamento

Punti	Classificazione ACA
Te1, Te 2, Te 3, Te 4, Te 5, Te 6, Te 7	Fiumi mediterranei a portata variabile (RMCV)
Te 11	Fiumi di montagna calcarei mediterranei (MMC)
Te 16, Te 17 e Te 24	Fiumi di montagna mediterranei ad alta portata (MMEC)

2.4 Analisi dell'uso del suolo e dei dati antropici

La classificazione dei siti come urbani, periurbani, agricoli o naturali è stata effettuata utilizzando i layer CREAM e CORINE. Per descrivere il contesto territoriale dei punti di campionamento sono stati impiegati i dataset CORINE Land Cover (CLC 2018/2021 e 2023) e i layer di uso del suolo forniti dal CREAM per la Catalogna. Gli shapefiles sono stati analizzati in QGIS, creando un'area attorno ciascun punto per quantificare la distribuzione delle principali categorie di uso del suolo. Sono state ritagliate quindi aree di influenza a monte definite seguendo i confini del sottobacino idrografico, così da definire la zona di influenza di ogni sito. Per ciascun punto è stata quindi calcolata la percentuale di superficie appartenente alle tre classi semplificate: suolo urbano, agricolo e naturale.

Per rappresentare l'area considerata, è stato incluso un tratto di circa 1 km di asta fluviale a monte, delimitato secondo i confini dei sottobacini corrispondenti (*Figura 7*). Sulla base delle percentuali ottenute, i siti sono stati assegnati a una delle tre categorie ambientali secondo un criterio di prevalenza (>50%):

- Urbano/industriale → predominanza di superfici artificiali e presenza di poli industriali o impianti di depurazione
- Agricolo → prevalenza di coltivazioni e aree rurali
- Naturale → coperture boschive o aree a vegetazione naturale

Le percentuali ottenute e la classe assegnata sono riportate nella *Tabella 3*.

Tabella 3: caratterizzazione dei punti di campionamento per utilizzo del suolo

Punti	Suolo Urbano (%)	Suolo Agricolo (%)	Suolo Naturale (%)	Classe uso del suolo
Te 1	13,1	75,8	11,1	Agricolo
Te 2	89,89	1,15	8,96	Urbano
Te 3	41,2	52,6	6,2	Agricolo
Te 4	2,65	75	22,35	Agricolo
Te 5	6,54	86,23	7,23	Agricolo
Te 6	15	62,8	22,2	Agricolo
Te 7	16	68,8	15,2	Agricolo
Te 11	3,35	18,65	78	Naturale
Te 16	24,9	55,11	19,99	Agricolo
Te 17	50	36,8	13,2	Urbano
Te 24	31,7	39,15	29,15	Agricolo

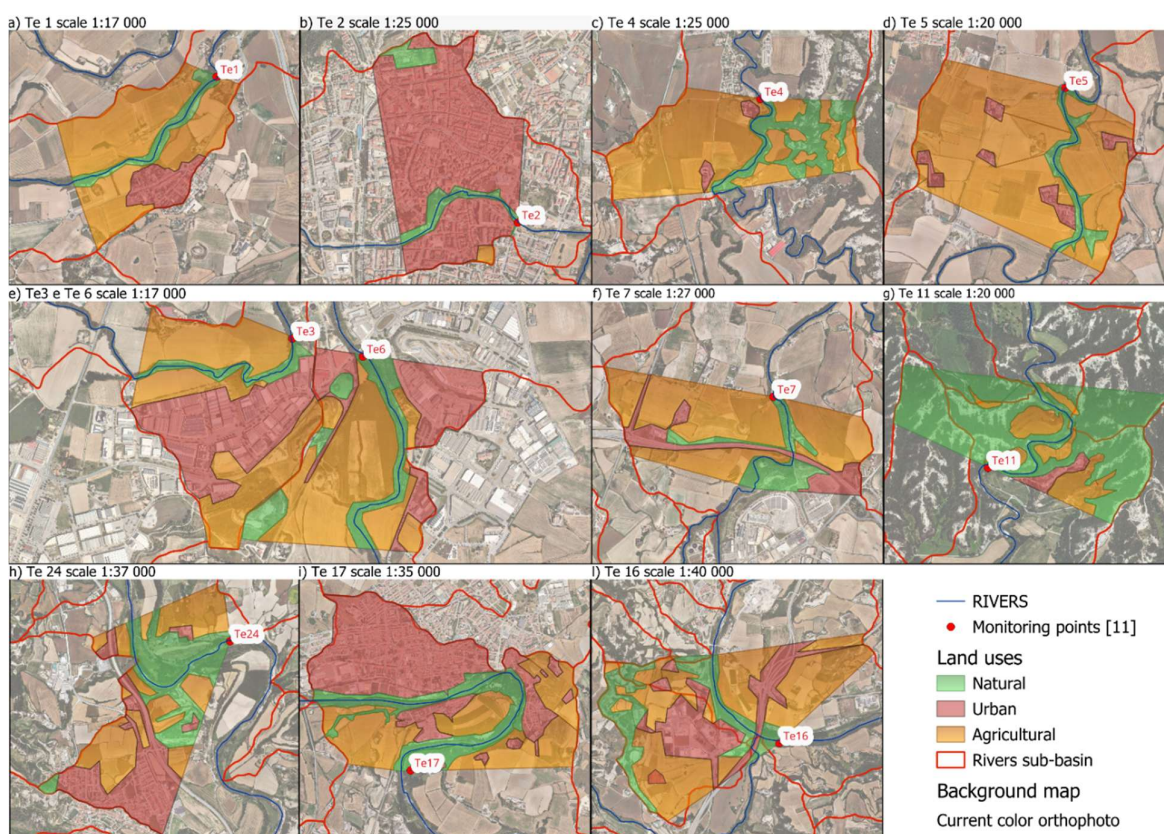


Figura 7.. Mappe multipannello dell'uso del suolo nei siti di campionamento (Te 1–Te 24) nella comarca di Osona. Le tre classi sono rappresentate come: urbano (rosso), agricolo (arancione) e naturale (verde); il corso d'acqua è indicato in blu. La scala è riportata in ciascun pannello.

2.5 Disegno di monitoraggio e calendario di campionamento

Come già introdotto, secondo la Direttiva Quadro Europea sulle Acque (WFD, 2000/60/CE), si parla di buono stato ecologico quando le comunità biologiche presenti riflettono quelle previste in assenza di alterazioni, ovvero in condizioni naturali o di riferimento. Per integrare la forte variabilità interannuale e stagionale tipica dei fiumi mediterranei – una variabilità oggi accentuata dal cambiamento climatico che intensifica periodi di siccità e di piene – il monitoraggio è stato effettuato in due stagioni chiave:

- Primavera (marzo–giugno), periodo in cui la biodiversità acquatica raggiunge il massimo;
- Estate (luglio-settembre), fase caratterizzata da condizioni più estreme (bassa portata, alte temperature, minore ossigeno), in cui gli impatti antropici tendono a manifestarsi con maggiore intensità.

Questa strategia permette di considerare la risposta degli ecosistemi fluviali a condizioni ambientali molto differenti, come raccomandato per i sistemi mediterranei (Gasith et al., 1999). I dati biologici raccolti vengono confrontati con i dati climatici disponibili attraverso la rete meteorologica ufficiale Meteocat, che dispone di diverse stazioni di misura nella comarca di Osona. Ciò consente di interpretare le comunità biologiche anche in relazione alle anomalie pluviometriche e termiche annuali. Infine, la valutazione dello stato ecologico di ogni tratto fluviale integra tre componenti: qualità biologica (macroinvertebrati), idromorfologica e qualità fisico-chimica.

2.6 Dati raccolti e protocolli di monitoraggio

• Campionamento dei macroinvertebrati

Il campionamento e la determinazione dei macroinvertebrati sono stati effettuati seguendo i protocolli standard utilizzati nei monitoraggi ACA, in particolare seguendo un protocollo qualitativo e semi-quantitativo derivato dal progetto Guadalmed (ACA 2006; Jáimez-Cuéllar et al., 2002). In ciascun punto e data di campionamento è stato effettuato un campionamento semiquantitativo multihabitat dei macroinvertebrati acquatici in un tratto di fiume in funzione dell'ampiezza del corso d'acqua.

Materiali utilizzati

Materiali per il campionamento in campo

- Retino manuale con telaio di 25 × 25 cm e sacco di 0,50 m (Professional Hand Net with Wooden Handle, NHBS, UK), dotato di rete con maglia di 500 µm
- Pinzette entomologiche
- Contenitori in plastica per la raccolta
- Vial separati per organismi fragili o difficilmente conservabili
- Scheda di campo per la registrazione dei dati (punto, data, habitat, note)
- Etanolo al 70%

Materiali per le analisi di laboratorio

- Stereomicroscopio (lente binoculare) per l'identificazione tassonomica
- Pinzette entomologiche e piastre di Petri
- Contatori manuali per il conteggio degli individui
- Contenitori e vial ermetici per la conservazione dei campioni
- Guide tassonomiche per l'identificazione

Protocollo utilizzato

a) Lavoro di campo

a.1 Selezione dell'area di campionamento - Lunghezza del tratto pari a 20 volte la larghezza del fiume (minima 50 m, massima 300 m), scelta da massimizzare il numero di microhabitat presenti.

a.2 Identificazione e campionamento dei diversi microhabitat

- **Substrato duro e corrente forte, debole o assente:** posizionare il retino sul substrato, pulire manualmente le pietre situate a monte del retino. Ripetere l'operazione in diversi punti, da 5 a 10 volte, fino a pulire una superficie complessiva di circa 2 m². Se le pietre hanno un diametro inferiore a 10 cm, oppure se la profondità del fiume non consente di sollevarle manualmente, smuovere una superficie analoga con i piedi e raccogliere il materiale con il retino in controcorrente.

- **Tra la vegetazione acquatica emergente delle rive del fiume e tra le macrofite sommerse o le macroalghe:** passare il retino dal basso verso l'alto tra la vegetazione acquatica e le radici sommerse.

- **Substrato sabbioso, ghiaioso o fangoso:** Smuovere il fondo e raccogliere con il retino il materiale che rimane in sospensione o che viene trasportato dalla corrente.

a.3 Gestione del campione durante il campionamento

Svuotare periodicamente il contenuto del retino in vaschette di plastica bianche (per aumentare la visibilità con il contrasto) e osservare a occhio nudo le famiglie presenti. Quando, dopo una passata, non compaiono nuove famiglie, effettuare una passata aggiuntiva di conferma. Se anche in questa non emergono nuovi taxa, il campionamento viene considerato concluso.

a.4 Raccolta dei campioni

Riporre il campione raccolto dalle vaschette bianche in contenitori di plastica e fissarlo con alcool al 70%, la conservazione del campione non potrà essere prolungata nel tempo. Etichettare accuratamente il campione, indicando almeno il nome del punto di campionamento, la data.

b) Lavoro di laboratorio: Identificazione degli organismi

Sotto lente binoculare, identificare e contare tutti gli organismi presenti, identificazione almeno fino al livello di famiglia. Moltiplicare l'abbondanza rilevata per ciascun taxon per la frazione analizzata, al fine di ottenere il numero totale di individui nel campione. Integrare questi dati con quelli relativi alle famiglie elusive osservate in campo ma non raccolte nei campioni. A partire dal numero di individui di ciascun taxon, è possibile calcolare le abbondanze relative di ciascun gruppo, oppure trasformare i dati in classi (ranghi) di abbondanza, utili poi per ricavare gli indici biologici (es. IBMWP) (Tabella 4).

Tabella 4: tabella per il calcolo dei ranghi di abbondanza

Numero di individui	Ranghi di abbondanza
1-3	1
4-10	2
11-100	3
>100	4

Le schede di campo per macroinvertebrati acquatici impiegate nella fase di raccolta dati si trovano in Appendice A, *Allegato B*. Le tabelle consentono la compilazione per famiglia (presenza nelle repliche 1–3 e classe di abbondanza), e supportano il calcolo degli indici biologici e delle metriche utilizzate nello studio (IBMWP, IASPT, EPT/OCH, ecc.).

Calcolo degli indici biologici

Sono stati calcolati i principali indici basati sui macroinvertebrati utilizzati nei programmi di monitoraggio catalani e iberici:

- IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) assegna a ciascuna famiglia un punteggio compreso tra 1 e 10 in funzione della sua tolleranza all'inquinamento; il valore finale dell'indice è ottenuto come somma dei punteggi delle famiglie presenti nel campione (Tabella 5).

Tabella 5. Soglie di classificazione dell'indice IBMWP in classi di qualità (Molto buona–Pessima) per ciascuna tipologia fluviale (RMCV, MMEC, MMC) secondo la classificazione ACA (BIORI 2006).

Punti	ACA	Molto buona	Buona	Media	Negativa	Pessima
Te1, Te 2, Te 3, Te 4, Te 5, Te 7	RMCV	>112	94-112	63-93	32-62	0-31
Te 16, Te 17 e Te 24	MMEC	>121	99-121	66-98	34-65	0-33
Te 11	MMC	>130	110-130	74-109	37-73	0-36

- IASPT ottenuto dividendo il valore dell'IBMWP per il numero totale di famiglie presenti nel campione e consente invece di distinguere se lo stato ecologico è determinato da poche famiglie molto sensibili oppure da una ricchezza tassonomica elevata ma costituita da taxa più tolleranti.
- FBILL (Prat et al., 1999) tiene conto della presenza di taxa sensibili e della ricchezza di famiglie di macroinvertebrati acquatici in un punto di campionamento ed è basato sul campionamento dei soli tratti a corrente veloce (rapidi). Questo indice restituisce un valore su una scala da 1 a 10, di facile interpretazione.
- S: ricchezza tassonomica (numero totale di famiglie di macroinvertebrati presenti in ciascuna località – diversità biologica)
- EPT: numero di famiglie appartenenti agli ordini *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* – Rieradevall et al., 1999) considerati generalmente sensibili alla contaminazione e associati a habitat reofili e ben ossigenati
- OCH: numero di famiglie appartenenti agli ordini *Odonata*, *Coleoptera* e *Heteroptera* – Rieradevall et al., 1999) taxa più tolleranti e frequentemente associati ad habitat lenticici o a ridotta velocità di corrente (Rieradevall et al., 1999).

Per ciascun indice biologico, oltre ai valori numerici, è stata assegnata una classe qualitativa sulla base delle soglie proposte dai protocolli di riferimento. Le soglie utilizzate per IBMWP sono riportate in *Tabella 5*, mentre quelle relative agli altri indici (FBILL, IASPT, ...) sono riportate in Appendice, (Appendice A, *Allegato A e Tabella A1*).

- **Dati chimici: pH, conduttività, ossigeno disciolto, temperature, nitrati, nitriti,**

Per ogni punto di campionamento sono stati rilevati i principali parametri chimico-fisici dell'acqua:

Conducibilità elettrica dell'acqua ($\mu\text{S}/\text{cm}$): indica il grado di mineralizzazione dell'acqua e riflette la concentrazione di ioni disciolti, quindi è proporzionale alla salinità.

pH: acidità o la basicità dell'acqua: tra 0 (più acido) e 14 (più basico) valore neutro a circa 7.

Ossigeno disciolto ($\text{mg O}_2/\text{L}$): Parametro cruciale per la vita acquatica, influenzato da condizioni di temperatura, portata e quantità di materia organica.

Le misurazioni vengono fatte prima del campionamento dei macroinvertebrati per evitare di contaminarne i valori misurati mediante sonde multiparametriche portatili regolarmente e giornalmente calibrate prima dell'uso secondo le procedure operative standard utilizzate durante le campagne di monitoraggio.

Per determinare invece la concentrazione dei nutrienti quali ammonio, nitriti, nitrati, fosfati, cloruri e solfati, per ogni sito di campionamento è stata prelevata una quantità di acqua di un litro circa ed è stata analizzata presso il laboratorio di analisi dell'impianto di depurazione delle acque reflue di Vic (Depuradores d'Osona S.L.), accreditato per analisi chimiche ambientali.

- **Qualità idromorfologica**

La qualità idromorfologica dei corsi d'acqua influenza direttamente la struttura dell'habitat e la distribuzione delle comunità biologiche. In questo studio la componente idromorfologica è stata valutata considerando la portata, la qualità del bosco ripariale e la qualità dell'habitat fluviale, attraverso misure dirette e l'applicazione di indici standardizzati.

L'IHF (Indice dell'Habitat Fluviale) si ottiene valutando la presenza di 7 parametri differenti relativi all'habitat fluviale:

- 1) inclusione di rapide (tratti a corrente veloce) assieme a pozze con sedimenti e il grado di incastro di questi due elementi;
- 2) la frequenza media di comparsa delle rapide nel tratto per valutarne l'eterogeneità;
- 3) composizione del substrato e dimensione delle particelle (stima delle categorie del RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) (Wright et al. 1984);
- 4) regimi di velocità/profondità (si considera una profondità di 0,5 m per distinguere tra profondo e basso, e una velocità di 0,3 m/s per separare un tratto rapido da uno lento);
- 5) percentuale di ombra sull'alveo, è una stima visiva dell'ombra proiettata dalla vegetazione che può determinare la quantità di luce che raggiunge il canale e influenzare caratteristiche come la temperatura e lo sviluppo di produttori primari;
- 6) elementi eterogenei, foglie, rami, tronchi, radici;
- 7) copertura e diversità della vegetazione acquatica.

L'indice è stato calcolato dando un punteggio a questi 7 punti tramite tabella fornita dell'ACA (HIDRI, 2006) che sono presenti nella sezione Appendici (Appendice A, *Allegato C e Tabella A2*).

L'indice QBR (Qualità del bosco ripariale) viene invece calcolato attraverso tre parametri assegnando un punteggio compreso tra 0 e 100:

- 1) grado di copertura vegetale della riva, considerando tutte le specie tranne quelle a ciclo annuale, valutazione della connettività tra le rive e foreste adiacenti, e incorporazioni della continuità laterale;
- 2) struttura della vegetazione, valutazione della complessità strutturale delle aree ripariali considerando arbusti e alberi, e della discontinuità tra le macchie, della presenza di sottobosco e l'effetto delle piantagioni;
- 3) qualità della copertura, considerando la diversità delle specie valutate in base alla morfologia (specie autoctone contro le alloctone), e anche la continuità longitudinale di una fascia boscata, la presenza di infrastrutture umane nella zona ripariale o la presenza di discariche o accumuli di rifiuti.

L'indice QBR è stato calcolato durante la campagna primaverile per ciascun tratto di studio. (Appendice A, *Allegato C e Tabella A2*).

La portata (volume d'acqua che attraversa una sezione trasversale per unità di tempo) è stata stimata in campo mediante il metodo area-velocità, calcolando il prodotto tra l'area della sezione bagnata e la velocità media della corrente. L'area della sezione è stata ottenuta tramite misurazioni della larghezza del corso d'acqua e della profondità in più punti lungo una sezione trasversale. La velocità della corrente è stata misurata mediante correntometro a elica; nei casi in cui la misura diretta non fosse possibile, è stato utilizzato il dato della stazione idrometrica più vicina. I calcoli successivi sono stati effettuati mediante fogli di calcolo elettronici.

- **Dati meteorologici: temperature, precipitazioni.**

Per contestualizzare le condizioni ambientali durante il periodo di studio e per interpretare la variabilità temporale degli altri parametri, sono stati considerati dati meteorologici; in parte misurati in campo e in parte ottenuti tramite i dati di stazioni meteorologiche Meteocat. I dati meteorologici sono stati estratti dal database Meteocat selezionando, per ciascun sito, la stazione più prossima e coerente dal punto di vista altimetrico. In alcuni casi, più siti localizzati nella stessa area sono stati associati alla medesima stazione. Per i siti sul fiume Ter, sono state inoltre considerate stazioni collocate a quota più elevata nelle aree di monte, al fine di rappresentare in modo più appropriato le condizioni meteorologiche del bacino che contribuisce alle portate e alle condizioni idrologiche osservate a valle. Più siti nella stessa area sono stati associati alla stessa stazione quando distanza/altitudine erano comparabili; per il Ter sono state incluse anche stazioni a monte e a quota maggiore per rappresentare le condizioni del bacino che influenzano le portate a valle.

La temperatura dell'acqua e dell'aria (puntuali) sono state misurate in campo durante ciascuna campagna di campionamento mediante le stesse sonde multiparametriche utilizzate per la misura dell'ossigeno disciolto e della conducibilità elettrica. I dati di precipitazione media (mm) e temperatura dell'aria su scala temporale estesa sono stati invece ottenuti dal Servei Meteorològic de Catalunya (Meteocat). Per ciascun punto di campionamento sono state selezionate le stazioni meteorologiche più prossime, sulla base della distanza geografica e della coerenza altimetrica, utilizzando le coordinate fornite dal server.

Per ogni evento di campionamento biologico, sono stati calcolati i valori medi delle temperature (minima, massima e media) e delle precipitazioni giornaliere riferite ai tre mesi precedenti la data di campionamento. Questa finestra temporale è stata scelta per rappresentare le condizioni meteorologiche recenti potenzialmente rilevanti per la risposta delle comunità biologiche.

La temperatura dell'acqua e dell'aria sono fattori chiave nel controllo dei processi biologici e biochimici, influenzando direttamente il metabolismo degli organismi acquatici e la solubilità dell'ossigeno disciolto.

Le precipitazioni, invece, rappresentano un importante driver idrologico, in grado di modificare la portata, la diluizione degli inquinanti e la struttura dell'habitat fluviale. Queste variabili consentono di interpretare le condizioni ambientali che influenzano i processi biologici e idrologici, in particolare nei sistemi fluviali mediterranei caratterizzati da elevata variabilità stagionale e interannuale.

2.7 Analisi statistiche:

Preparazione dei dati

Tutte le serie temporali (variabili biologiche, chimico-fisiche e dati di uso del suolo) sono state armonizzate in un unico dataset. Il file è stato inizialmente organizzato in una tabella unica in formato Excel e successivamente importato in R per le analisi statistiche. La tabella è stata costruita in modo che ogni variabile fosse una colonna (dati biologici, chimico-fisici, idromorfologici, climatici e di uso del suolo) con una variabile aggiuntiva che tenesse conto del fatto che il punto di campionamento si trovasse a monte o a valle dell'impianto di depurazione delle acque della zona (EDAR). Tutti i dati in ciascuna colonna sono stati trasformati in variabili numeriche per omogeneizzare la tipologia di dati.

Prima delle analisi, è stata svolta una fase di controllo qualità dei dati che ha incluso: (a) verifica di unità di misura e range plausibili, (b) identificazione di valori anomali/outlier, e (c) gestione dei valori mancanti. I missing values sono stati trattati in modo coerente con lo scopo delle analisi: in fase esplorativa e di correlazione, l'uso di subset completi è stato valutato in base alla disponibilità dei dati; per i modelli, è stata adottata una strategia che evitasse la riduzione eccessiva del campione; ad esempio si è adottata l'esclusione di record solo quando necessario e si è effettuata imputazione multipla, ovvero un procedimento in cui i valori mancanti non vengono riempiti una sola volta, ma più volte, generando diversi dataset completi. Ogni dataset contiene valori imputati leggermente diversi, ottenuti tramite modelli statistici che tengono conto delle relazioni tra variabili.

Copertura del dataset e disponibilità dei dati

Il dataset analizzato appunto deriva dal programma "Osona Rivers Project" (2002–2025) e comprende 11 siti distribuiti lungo i principali corsi d'acqua del bacino del Ter nella comarca di Osona, campionati in due stagioni (primavera ed estate). Dopo l'armonizzazione delle serie di dati le analisi del dataset sono state condotte su un numero di osservazioni pari agli eventi di campionamento, con copertura temporale variabile tra siti e parametri per la presenza di dati mancanti in alcuni anni.

In particolare, il dataset finale comprendeva $n = 461$ osservazioni distribuite su 11 siti nel periodo 2002–2025 (*Tabella 6*). La copertura temporale non è omogenea tra siti: alcuni tratti sono monitorati per l'intero periodo di studio, come Te 1 e Te 2 che rappresentano la serie più completa (24 anni; 48 osservazioni), mentre altri siti mostrano serie più brevi o discontinue, sono presenti anni mancanti e, in alcuni casi, anni con campionamento limitato a una sola stagione. Ad esempio, Te 4 (2002–2018; 15 anni; 28 osservazioni) e Te 24 (2006–2025; 20 anni; 39 osservazioni). Per questo motivo, il numero di osservazioni per sito differisce tra tratti.

Tabella 6. Copertura temporale del monitoraggio per ciascun sito (Te 1–Te 24) nel periodo 2002–2025. Sono riportati il primo e l’ultimo anno di campionamento, il numero totale di osservazioni (eventi; primavera + estate) e il numero di anni effettivamente campionati (anni con almeno un campionamento).

Punti	Primo anno	Ultimo anno	n osservazioni (primavera + estate)	n anni campionati
Te 1	2002	2025	48	24
Te 2	2002	2025	48	24
Te 3	2002	2025	42	21
Te 4	2002	2018	28	15
Te 5	2002	2025	44	22
Te 6	2002	2025	44	23
Te 7	2002	2025	46	24
Te 11	2002	2025	33	18
Te 16	2002	2025	45	23
Te 17	2002	2025	44	24
Te 24	2006	2025	39	20

La disponibilità dei dati differisce anche tra variabili (Tabella 7). Le metriche biologiche risultano quasi complete, ad esempio IBMWP con 455 osservazioni, 98,7% su n osservazioni tot = 461; FBILL con 454 osservazioni 98,5%. Alcuni parametri chimici invece presentano coperture inferiori, in particolare cloruri e solfati (379 osservazioni; 82,2%), nitriti (397 osservazioni; 86,1%) e la temperatura puntuale dell’aria (397 osservazioni; 86,1%).

Tabella 7. Disponibilità dei dati per le principali variabili biologiche e ambientali utilizzate nelle analisi. Per ciascuna variabile è indicato il numero di osservazioni disponibili (celle non mancanti) e la percentuale rispetto al totale degli eventi di campionamento (n = 461).

Variabili	n disponibili	% disponibili
FBILL	454	98,5%
IBMWP	455	98,7%
IASPT	453	98,3%
Ricchezza tassonomica	452	98,1%
EPT	447	97,0%
OCH	453	98,3%
Portata	407	88,3%
QBR	440	95,5%
IHF	413	89,6%
Ammonio	447	97,0%
Nitriti	397	86,1%
Nitrati	444	96,3%
Fosfati	445	96,5%
Cloruri	379	82,2%
Solfati	379	82,2%
Temperatura dell'acqua	451	97,8%
Temperatura puntuale dell'aria	397	86,1%
Conducibilità elettrica	451	97,8%
pH	449	97,4%
Ossigeno disciolto	450	97,6%

Trasformazioni e standardizzazione

Per ogni variabile quantitativa è stata preliminarmente valutata la distribuzione tramite ispezione grafica (curve di densità) e test di normalità Shapiro–Wilk (soglia p-value < 0,05). Poiché la maggior parte delle variabili non presentava una distribuzione approssimativamente gaussiana, è stata applicata una trasformazione logaritmica in base 10 (\log_{10} ; con eventuale correzione $\log_{10}(x+1)$ in presenza di zeri o numeri negativi) e le distribuzioni sono state nuovamente verificate. Le distribuzioni sono state quindi rivalutate e, per ciascun predittore, è stata scelta (scala originale o log-trasformata) la rappresentazione più regolare ai fini delle analisi successive.

Analisi esplorativa e collinearità tra variabili

Per indagare le relazioni tra indicatori biologici (es. indice IBMWP e/o altri indici di biodiversità), variabili chimico-fisiche e variabili descrittive del bacino (uso del suolo), è stata calcolata una matrice di correlazione tra tutte le variabili del dataset.

Le correlazioni sono state utilizzate con un duplice obiettivo:

- descrittivo/esplorativo, per evidenziare associazioni potenziali tra comparti (biologico vs chimico-fisico vs uso del suolo);
- diagnostico, per identificare collinearità tra variabili esplicative e ridurre ridondanze prima della modellistica.

In presenza di gruppi di variabili fortemente correlate, è stata effettuata una selezione mirata dei predittori escludendo variabili ridondanti e mantenendo quelle più interpretabili/ecologicamente significative. Sono state considerate correlazioni forti dirette o indirette laddove la matrice risultava rispettivamente $\geq 0,7$ o $\leq -0,7$.

Selezione driver

Per supportare la selezione delle variabili e andare a valutare importanza relativa di queste sono stati utilizzati due approcci di machine learning tramite R Core Team (2021), utilizzando come variabile di risposta l'indice IBMWP, che è quello generalmente più utilizzato e più completo a livello biologico.

1) Random Forest + GLMM (Modello 1)

Un primo approccio è stato quello di utilizzare il modello Random Forest (Breiman, 2001). implementato tramite il pacchetto *ranger* (Wright, M. N., & Ziegler, A. (2017)). Questo metodo è stato scelto perché adatto a gestire relazioni potenzialmente non lineari e interazioni tra predittori, senza richiedere assunzioni stringenti sulla distribuzione delle variabili.

L'utilizzo del Random Forest è stato fatto principalmente per ridurre il numero di variabili (screening) da poter utilizzare poi nel modello esplicativo ultimo, cioè il modello GLMM (Generalized Linear Mixed Models) comunemente utilizzato negli studi ecologici di lungo termine (ad es. Powell et al., 2022). In particolare, il GLMM è stato utilizzato per poter quantificare l'effetto dei driver selezionati dal Random forest nel tempo impostando una modellistica di tipo misto, con struttura gerarchica dei dati, considerando le ripetizioni annuali per ogni sito e per le due stagioni.

In particolare, è stato considerato un modello GLMM con:

- Site e Season come effetti casuali (per tenere conto della non indipendenza delle osservazioni e dell'eterogeneità tra siti e stagioni);
- Year come effetto fisso e centrato (per rappresentare il trend temporale);
- prima della stima mista è stata effettuata una verifica di collinearità tramite Variance Inflation Factor (VIF) su un modello lineare (LM) e una selezione dei predittori tramite stepwise backward (stepAIC) sempre su LM, usata come ulteriore filtro "pratico" sul set già ristretto;
- la variabile Agricultural_uses non è stata considerata in questa strategia perché linearmente dipendente dalle altre percentuali di uso del suolo (somma a 100% con Urban e Natural).

Per evitare la riduzione del campione dovuta ai missing, il modello finale è stato stimato con imputazione multipla "MICE" che crea più versioni complete del dataset 5, tramite metodo pmm (predictive mean matching) rende un valore realmente osservato da casi simili e lo usa come imputazione (Van Buuren et al 2011; White et al., 2011).

Il mixed model è stato adattato su ciascun dataset imputato e i risultati sono stati combinati tramite pooling con le regole di Rubin (Rubin, 1987) prende la media dei coefficienti stimati nei 5 modelli e calcola errori standard e p-value tenendo conto dell'incertezza "normale" del modello (campione finito) e di quella extra dovuta al fatto che i missing potevano essere riempiti in modi diversi (Schafer, 1997).

A scopo di presentazione, sono state inoltre prodotte tabelle con predittori standardizzati (z-score) sulla prima imputazione. Lo z-score (standardizzazione) trasforma ogni predittore in: $z = (x - \text{media}) / \text{deviazione standard}$.

Quindi 1 unità di $z = 1$ deviazione standard. Questo rende i coefficienti confrontabili tra variabili con unità diverse (mg/L vs % suolo vs portata, ecc.).

2) GLMM con tutte le variabili + VIF + selezione backward (Modello 2)

In parallelo si è costruito un modello GLMM “globale” a partire dal dataset contenenti le variabili selezionate dopo la matrice di correlazione scelta manualmente (la stessa lista che in realtà nel primo modello era stata sottoposta a Random Forest).

Questo modello ha incluso questi step:

- La collinearità tra predittori è stata valutata sul modello misto tramite `check_collinearity` (VIF su GLMM) ed è stata applicata una rimozione iterativa del predittore con VIF più elevato fino al raggiungimento di una soglia prefissata (prima $VIF \leq 10$, poi una versione più conservativa $VIF \leq 5$). In questa fase, ad esempio, il pH risulta candidato alla rimozione per VIF elevato
- Selezione backward sul GLMM (Likelihood Ratio Test). Sul set di variabili con VIF accettabile è stata applicata una selezione backward usando confronti tra modelli rimuovendo progressivamente la variabile meno supportata fino a mantenere predittori con evidenza statistica (soglia operativa $p \leq 0,05$).
- Dopo aver definito la formula finale, il modello è stato ristimato con MICE ($m = 5$, pmm) sul dataset “raw” (non solo complete-case). In ciascun dataset imputato i predittori continui sono stati standardizzati (z-score) e il GLMM è stato adattato su ciascuna imputazione; le stime sono state infine combinate con pooling.

3. RISULTATI

In questa sezione sono riportati i risultati principali relativi al periodo 2002–2025. I risultati sono presentati in due parti: una sintesi descrittiva delle condizioni biologiche e ambientali dei siti, e gli esiti delle analisi statistiche. Le informazioni su dataset, copertura temporale e disponibilità delle variabili sono descritte in Materiali e Metodi.

3.1 Pattern descrittivi dei punti

Le variabili sono state raggruppate per tipologia (biologiche, chimico-fisiche, idromorfologiche, meteorologiche). Per ciascun sito sono stati calcolati i valori medi e la deviazione standard delle variabili sull'intero periodo di studio, separando i campionamenti primaverili ed estivi. Tali statistiche descrittive sono utilizzate per caratterizzare i siti nei diversi aspetti ambientali.

I siti di campionamento rappresentano contesti differenti (vedi Materiali e Metodi, *Tabella 3*), dal tratto urbano del Mèder nel centro di Vic (Te2) a tratti a elevata copertura naturale (Te 11) e a siti inseriti in un mosaico prevalentemente agricolo (vedi Materiali e Metodi, *Figura 7*). L'analisi dell'uso del suolo evidenzia un gradiente di antropizzazione: Te 2 presenta la maggiore componente urbana (89,89%), seguito da Te 17 (50%) e Te 3 (41,2%). Al contrario, Te 11 mostra la quota naturale più elevata (78%). La maggior parte dei siti si trova in contesti a dominanza agricola (es. Te 1, Te 4, Te 5, Te 6, Te 7, Te 16, Te 24), con percentuali agricole comprese tra ~39% e 86%. Questo inquadramento è utilizzato come riferimento descrittivo per presentare i risultati biologici e ambientali nei paragrafi successivi.

Indici biologici

Gli indici biologici differiscono per i diversi siti di campionamento. **IBMWP** evidenzia differenze marcate tra siti. Secondo le soglie ACA (*Tabella 5*), Te 11 presenta i valori medi più elevati, ricadendo prevalentemente in classe *molto buona*. Al contrario, Te 2, Te 3 e Te 7 mostrano valori medi inferiori, compatibili con classi *negativa/pessima* in parte del periodo. Siti come Te 4 e Te 24 mostrano valori medi più elevati (classi *buona/molto buona*), mentre Te1, Te 5 e Te 6 si collocano su valori intermedi. La stagionalità è evidente in alcuni tratti (es. Te 17 e Te 24), con valori medi più bassi in primavera rispetto all'estate.

L'indice **IASPT** mostra un pattern complessivamente coerente con IBMWP, con valori medi più elevati nei siti che presentano IBMWP maggiore e valori più contenuti nei siti con IBMWP più basso (Appendice B, *Tabella B1*).

La **ricchezza tassonomica** risulta generalmente medio-bassa nella maggior parte dei siti, mentre Te 11 presenta i valori medi più elevati (≈31–32 taxa in entrambe le stagioni), indicando una comunità più diversificata rispetto agli altri tratti.

Le metriche **EPT** e **OCH** assumono valori medi complessivamente contenuti nella maggior parte dei siti, con valori più elevati in Te 11; l'indice **FBILL** risulta invece mediamente compreso tra 6 e 10 e mostra, per molti siti, differenze stagionali limitate. I valori medi stagionali (\pm DS) dei principali indici biologici per ciascun sito sono riportati in Appendice (Appendice B, *Tabella B1*).

Oltre alle statistiche riassuntive (media \pm DS sull'intero periodo), per alcune variabili chiave sono riportate heatmap annuali per sito e stagione, utili a visualizzare la dinamica interannuale e la presenza di eventuali discontinuità o periodi anomali.

La heatmap dell'IBMWP mostra una marcata eterogeneità spazio-temporale, con differenze persistenti tra siti e oscillazioni interannuali non lineari. La separazione per stagione evidenzia inoltre comportamenti sito-specifici, con alcuni tratti che presentano livelli medi più elevati in estate rispetto alla primavera (*Figura 8*).

Primavera 1

IBMWP Punti	Anni																								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	81	113	61	80	101	123	81	125	139	150	150	123	92	49	78	139	111	115	137	76	77	44	55	58	
Te 2	40	75	42	27	48	66	46	30	24	46	63	67	43	35	44	19	28	40	69	21	29	16	26	32	
Te 4	62	105	66	119	110	102	86	47	96	147		140	110	161	127	91	103								
Te 5	29	87	35	46	50		45	33	60	98	70	87	101		97	113	73	99	129	83	75	79	46	67	
Te 6	22	62	44	62	76	86	83	61	44	106		66	95		65	80	79	85	93	83	67	51	27	31	
Te 7	6	51	50	40	38	49	59	67	64	78	63	59	40		48	51	50	47	65	40	44	39	33	27	
Te 3	6	0	24	18	84		27	21	37	54				38	55	59	72	64	65	77	21	56	28	13	30
Te 11	74	179	120	176	198	178	182	238	221	190				171	165	172				168	139	170	144	201	
Te 24					113	175	90	100	91	94	132			109	116	77	139	143	104					119	
Te 16	49	79	47	143	158		110	60	86	90	81	58	73	74	65	64	83	82	67	135	44			104	
Te 17	30	42	37	51	43	74	67	136	66	88	64		61		100	60	76	100	127	87	66			75	

Estate 2

IBMWP Punti	Anni																								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	103	80	76	91	125	111	97	135	144	155	88	145	136	84	101	109	136	128	144	71	42	42	28	82	
Te 2	103	96	53	21	13	66	23	72	74	75	51	38	45	29	26	19	62	58	83	31	33	23	30	43	
Te 4	104	68	88		71	109	94	151	121	147		144	132												
Te 5	62	48	70	70	36		57	88	89	83	41	61	63		64	114	97	112	101	109	82	88	92	82	
Te 6	36	55	65	56	67		52	80	62	116		58	81	48	90	45	62	115	101	102	94	53	51	73	
Te 7	17	28	51	43	68		42	76	52	83	64	62	37	38	58	40	61	100	70	50	62	43	49	62	
Te 3	15	7	40	30	78		31	54	68	59			44	45	66	58	47	51	84	36	45	28	24	60	
Te 11	127	89	106	134	152	199	142	222	196	173										150	165	129	170	172	
Te 24					141	143	116	130	112	164	149	134	101	120	137	132	148	112	140	115	88	73	63	97	
Te 16	89	118	81	84	169			99	72	89	108		44	108	72	88	92	77		109	74	62	61	89	
Te 17	40	48	48	34	85		56	60	48	66	47	35	41	26	43	76	83	103		85	39	53	45	70	

Figura 8. Andamento dell'IBMWP per sito (2002–2025) in primavera e in estate (heatmap). Celle bianche indicano anni senza osservazioni.

Parametri chimici

I parametri chimico-fisici misurati in laboratorio mostrano differenze tra siti e stagioni (Appendice B, *Tabella B2*). La **conducibilità elettrica** risulta più elevata nei siti del Mèder e del Gurri (Te 1–Te 3, Te 6–Te 7) rispetto ai siti del Ges e del Ter (Te 11, Te 16, Te 17, Te 24), che presentano valori medi inferiori. L'**ossigeno disciolto** evidenzia una marcata stagionalità, con valori medi generalmente più bassi in estate rispetto alla primavera in diversi siti (ad es. Te 1, Te 2, Te 3, Te 4, Te 5, Te 7). I valori di **pH** risultano complessivamente compresi in un intervallo simile tra siti, con differenze stagionali contenute nella maggior parte dei casi.

I nutrienti (ammonio, nitriti, nitrati e fosfati) e gli ioni principali (cloruri e solfati) evidenziano un chiaro gradiente tra siti e, in parte, tra stagioni (Appendice B, *Tabella B3*). I siti del Mèder e del Gurri (Te 1–Te 7) ricadono più frequentemente in classi medio-alte/alte per diversi parametri, mentre Te 11 e i siti del Ter (Te 16, Te 17, Te 24) presentano in generale valori in classi basse o intermedie.

Per quanto riguarda i nutrienti, l'**ammonio** risulta prevalentemente in classi basse nei siti Te 4–Te 5 e nei siti del Ter/Ges, mentre valori più elevati (classi medio-alte) si osservano in alcuni siti del Mèder/Gurri, in particolare Te 3 (primavera) e Te 7 (entrambe le stagioni); in alcuni tratti è inoltre visibile un aumento estivo (es. Te 1 e Te 24). I **nitriti** sono generalmente in classi medie nella maggior parte dei siti, ma mostrano episodi in classi alte soprattutto in Te 2, Te 3, Te 5 e Te 6 (entrambe le stagioni), oltre a valori elevati anche in Te 7. I **nitrati** evidenziano i contrasti più netti: Te 3 in primavera ricade nella categoria più elevata (valori massimi), mentre gli altri siti del Mèder/Gurri si collocano in classi intermedie, e Te 11 e i siti del Ter restano in classi molto basse (buona qualità). I **fosfati** risultano generalmente più contenuti nei siti da Te 11 a Te 24, mentre nei siti Te 1–Te 7 compaiono più spesso classi medio-alte/alte, con valori particolarmente elevati in Te 3 e in alcuni casi in Te 1/Te 5/Te 7.

Per gli ioni principali, i **cloruri** risultano chiaramente più elevati in Te 7 (entrambe le stagioni) e Te 1 (primavera) mentre più spesso in classi intermedie-alte nei siti Te 2–Te 3 e Te 5–Te 6, mentre Te 11 e i siti del Ter/Ges ricadono in classi basse. Per i **solfati**, i valori sono in un buon range, i più elevati ma in classe media in Te 2 (primavera) (Appendice B, *Tabella B3*).

Le heatmap di conducibilità e ossigeno disciolto mostrano pattern coerenti con un forte controllo stagionale e con gradienti tra bacini: i siti del Mèder/Gurri presentano valori medi più elevati di conducibilità rispetto ai siti del Ter/Ges, mentre l'ossigeno disciolto tende a risultare più basso in estate in diversi tratti (*Figura 9*).

Primavera		1																							
Conducibilità elettrica		Anni																							
Punti	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	1620	1253	993	1576	1666	1695	1645	1366	1154	18,2	1522	1686	1115	1567	201	1415	1146	1534	1112	1619	1809	1380	1482	2080	
Te 2	1752	1381	1196	1347	1667	2250	1598	1759	1204	1572	687	1978	1969	1728	1848	1358	972	1632	1395	1841	1653	941	2840	1603	
Te 4	654	421	885	461	843	702	474	1005	794	571		697	523,6		691	858	574								
Te 5	781	733	1194	1453	1379		989	1155	825	1173	1269	707	745		737	1044	815	974	1319	1017	1033	694	972		
Te 6	1282	843	1176	1511	1432	1215	1089	1150	1032	1132		954	1353		1348	1347	1026	1557	1375	1315	1166	606	1171	1679	
Te 7	3020	2770	1412	3370	1600	1588	1468	1340	1006	1297	1189	1119	994		1564	1810	1276	1680	1586	1397	1578	1320	1774		
Te 3	1318	920	1377	3010	1465		1233	1675	913	1333				744	1523	870	1603	1370	1551	1443	1696	2160	1319	1873	1942
Te 11	386	339	353	444	280	284	369	458	296,1	283,6			320,4		369						472	425	347	458	455
Te 24					287	272	352	318	291,3	277	285	141	249,3		286	249	351	339			411	363		416	287
Te 16	426	411	425	356	314		354	389	520	586	639	556	257,7		400	431	583	484	351	441	453		413	329	
Te 17	389	627	397	665	529	416	571	388	220	916,8	292	314,1	272,1		283	290	367	380	474	372	378		412	355	
Estate		2																							

Conducibilità elettrica		Anni																							
Punti	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	1520	1331	1134	1250	2380	1359	1899	1564	1187	1446	1664	1530	1419	1566	766	1405	1662	1856	1370	1580	1679	1575	1865	2026	
Te 2	1595	1085	1264	1518	1737	1783	1784	1476	1358	1582	1867	1197	1456	1410	622	1310	1575	969	1498	1418	1449	1498	1691	2180	
Te 4	1044	973	1024		919	1023	1047	488	761	1305		947	509,3												
Te 5	1331	1719	1239	770	1580		794	939	1027	1551	1466	1102	927		1266	1185	944	861	1193	1281	1274	1006	1205	1142	
Te 6	1393	1476	1170	810	1240		1241	1023	1221	1411		1111	1039	1461	1233	1180	1479	1425	1338	1339	1245	1337	1201	1355	
Te 7	6070	4340	2170	2360	1088		1760		1567	988	1509	1543	1494	2260	2500	1464	1742	1782	1485	1889	1816	1688	1748	1658	
Te 3	1305	961	1542	883	838		1438	831	1338	1445				1431	1707	1350	2030	1727	1651	1548	2180	2170	1985	1233	1846
Te 11	372	218	318	278	336	283	265	364	452	398,9											447	370	269	417	383
Te 24					349	334	406	339	262,8	316	390	268,6	287,9	355	293	281	396	385	391		420	409	333	363	380
Te 16	952	352	430	300	376			366	287	563	408	495	473,8	357	304	318	731	427			423	427	361	382	407
Te 17	808	592	869	558	712		571	450	309	361,7	373	347	102,7	473	356	339	409	439			472	380	475	346	946

Primavera		1																							
Ossigeno disciolto		Anni																							
Punti	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	6,8	7,4	7,3	1,7	4,5	5,3	4,3	11,3		10,47		7,5	7,36	6,21	6,15	2,83	11,1	7,94	9,97	7,42	3,41	7,53	7,71	12,6	
Te 2	6,2	6,7	6,5	4,1	9,8	5,2	2,7	11,7	10,75	11,86	4,48	7,8	3,22	4,16	6,42	1,35	10,04	5,88	7,06	8,97	3,76	6,73	6,08	12	
Te 4	9,8	8,8	10,3	4,6	9,4	8,1	10,1	6,5	10,3	11,9		9,93	9,65		10,8	10,14	9,05								
Te 5	12,4	10,6	8,8	2,8	7,5		11,8	14,8	10,6	10,82	8,64	10,48	15,38		8,74	12,04	10,3	11,54	10,6	9,36	10,57	10,5	13,18	11,2	
Te 6	9,4	8,9	9,4	8,4	6,9	7,3	7,7		9,16	10,27		8,2	14,32		12,2	10,06	11,76	8,3	8,82	11	8,5	6,31	6,02	11,3	
Te 7	4,3	6,5	11,4	1,1	16	9,4	6,9	10,2	7,19	9,5	7,89	9,2	8,69		6,67	10,88	9,36	8,23	7,06	9,35	9,18	3,51	6,34	9,6	
Te 3	6,4	3	4,2	3,6	8,2		7,1	11,5	8,59	11,15				6,85	6,37	9,51	6,62	10,56	9,4	11,7	8,79	8,43	4,63	7,48	8,6
Te 11	11,6	9	7	3,9	7,2	9,4	11	11,3	10,97	11,4			11,08		10,3						10,52	8,52	10,5	11,31	8,6
Te 24					10,6	7,8	6,4	11,7	9,08	12,53	9,66	10,6	9,96	9,03	11,4	9,29	7,8	9,45			10,65	8,275		11,53	8,46
Te 16	9,8	9,2	9,4	11	11,4		9,3	9	12,69	11,3	9,5	11,3	9,64	8,91	10,9	10,12	7,9	9,52	9,77	9,6	7,65			13,42	8,42
Te 17	8,4	8,2	10,1	6	6,7	4,3	5,73	10	10,57	11,63	6,15	10,33	8,19		9,42	9,3	7,5	9,02	8,62	12,78	9,94			10,68	8,62
Estate		2																							

Ossigeno disciolto		Anni																							
Punti	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	0,8	1,7	7,5	1	3,4	0,1	4,51	8,4	5,36	8,35	3,28	4,6	7,03	0,8	0,29	5,23	7,72	7,76	9,28	1,73	3,4	4,23		5,79	
Te 2	1,2	3,4	5,4	1,9	0,38	2,8	6,46	6,5	5	10,86	4,17	5,1	4,2	3,02	6,55	1,08	7,36	0,78	7,46	4,81	2,2	3,79		6,48	
Te 4	12,3	0,4	2,6			3,2	0,4		7,8	8,08	7,65		8,7	8,3											
Te 5	9,7	1,6	7,4	3,9	1,59		8,81	10,2	7,57	7,91	8,41	9,2	8,95		3,18	13,8	7,67	6,76	9,83	7,88	7	9,32	7,46	7,3	
Te 6	4,7	1,7	8,4	1,3	2,5		8,52	9,2	10	13,98		7,8	6,82	16,26	4,98	9,44	8,45	11,92	8,77	7,79	10,7	6,49	2,5	5,51	
Te 7	4	3,4	2,5	3,3	6,5		7,51	8,4	9,86	7,4	6,57	8,8	6,7	8,51	7,05	7,2	5,1	6,47	8,72	4,66	3,3	4,83	2,78	5,6	
Te 3	4,2	1,7	1	2	2,3		6,44	8,3	6,75	2,82				6,36	5,31	4,3	5,66	6,1	5,91	8,59	6,9	3,9	3,07	2,77	7,74
Te 11	7,8	3,8	4,9	4,8	9,8	8,1	7,72	11,3	9,2	8,67											8,26	6,5	8,8	8,37	
Te 24					8,3	7,1	7,79	8,3	8,84	7,54	8,98	7,86	9,28	8,14	7,98	8,21	8,78	7,35	8,54	7,77	7	6,57	7,5	7,95	
Te 16	6,3	3,9	8,1	6,3	10,3		7,8	9,52	7,52	7,98	9,57	7,15	7,57	7,02	8,35	8,66	7,35			7,9	7,2	7,32	8,9	7,9	
Te 17	4,8	3,1	4	4	4,9		5,61	5,1	8,69	5,57	5,23	5,72	5,2	4,06	7,34	7,59	8,44	7,6			8,18	7,1	7,75	8,46	7,1

Figura 9. Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e ossigeno disciolto (mg/L) per sito e anno (heatmap), separati per stagione. Celle bianche indicano anni senza osservazioni.

La dinamica interannuale dei nitriti conferma un forte contrasto tra siti, con valori tendenzialmente più elevati in Te 3 e valori generalmente bassi nei siti del Ter/Ges (Figura 10).

Primavera		1																								
Nitriti Punti	Anni	Anni																								
		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1		0,13	0,06	0,03	0,08	0,02	0,03	0,2	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01					0,01
Te 2		0,10	0,5	0,10	0,4	0,10		0,10	0,10	0,30	0,10	0,10	0,10	0,30	0,20	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,70		0,20	0,01	
Te 4		0,02	0,03	0,01	0,02	0,03	0,04	0,02	0,01	0,03	0,02		0,01	0,04		0,01	0,01	0,01								
Te 5		0,08	0,11	0,12	0,03	0,16		0,16	0,01	0,13	0,04	0,01	0,14	0,01		0,02	0,01	0,12	0,13	0,01	0,17				0,47	
Te 6		0,14	0,24	0,06	0,01	0,27	0,73	0,11	0,01	0,14	0,08		0,03	0,01		0,01	0,01	0,18	6,19	0,01	0,21				0,01	
Te 7		0,46	0,70	0,03	0,62	0,05		0,12	0,01	0,23	0,11	0,01	0,01	0,01		0,04	0,28	0,07	0,22	0,15	0,16				0,01	
Te 3		0,35	0,69	1,28	0,16	1,16		0,06	0,01	0,23	0,06			0,03	0,16	0,02	0,69	0,02	0,19	0,19	0,05				0,01	
Te 11		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,01	0,01	0,01	0,01			0,01		0,01					0,01				0,07	
Te 24					0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,01	0,01	0,02	0,01	0,01		0,01		0,01				0,05	
Te 16		0,03	0,03	0,01	0,02	0,02		0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01				0,05	
Te 17		0,02	0,04	0,03	0,02	0,05	0,04	0,08	0,01	0,01	0,03		0,01	0,01		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01				0,05	
Estate		2																								
Nitriti Punti	Anni	Anni																								
		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1		0,11	0,13	0,01	0,17	0,1	0,09	0,06	0,01	0,09	0,01	0,01	0,01	0,01	0,19	0,01	0,39	0,01	0,01	0,01	0,5			0,54	0,01	
Te 2		0,07	0,30	0,10	0,40	0,50		0,10	0,10	0,20	0,10	0,10	0,10	0,20	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,42	
Te 4		0,08	0,01	0,47			0,16	0,11	0,01	0,02	0,07		0,01	0,01												
Te 5		0,28	0,06	0,48	0,15	0,03		0,22	0,01	0,03	0,09	0,01	0,04	0,01		0,01	0,01	0,19	0,35	0,09	0,19			0,15	0,01	
Te 6		0,24	0,17	0,65	0,12	0,01		0,14	0,01	0,07	0,06		0,15	0,05	0,09	0,01	0,01	0,01	0,06	0,18	0,01			0,2	0,16	
Te 7		0,52	0,20	0,71	0,37	0,12		0,11	0,01	0,06	0,14	0,01	0,01	0,01	0,31	0,01	0,01	0,01	0,36	0,08	0,14			0,21	0,14	
Te 3		0,66	0,50	0,82	0,09	0,47		0,08	0,01	0,10	0,55			0,01	0,13	0,01	0,01	0,36	0,07	0,01	0,25			0,32	0,22	
Te 11		0,06	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01										0,01				0,01	0,01
Te 24					0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01			0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01				0,04	0,01
Te 16		0,07	0,04	0,09	0,02	0,01		0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,09	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01				0,04	0,04
Te 17		0,04	0,18	0,45	0,01	0,01		0,01	0,01	0,02	0,04		0,01	0,01	0,05	0,01		0,01	0,01	0,01	0,01				0,05	0,04

Figura 10. Nitriti (mg/L) per sito e anno (heatmap), separati per stagione. Celle bianche indicano anni senza osservazioni.

Idromorfologia

I descrittori idromorfologici evidenziano differenze tra siti (Appendice B, Tabelle B4, B5, B6).

Considerando la classificazione qualitativa l'indice **QBR** mostra un'ampia variabilità: la maggior parte dei siti ricade in classi *buone* (valori medi ~75–90) e *medie* (~55–70), mentre Te 2 si distingue nettamente con il valore più basso ($14 \pm 9,20$), corrispondente alla classe qualitativa peggiore (Appendice B, Tabella B4). I valori più elevati di QBR si osservano in diversi siti del Ter e del Ges (ad es. Te 11, Te 16, Te 17, Te 24), indicando condizioni ripariali complessivamente migliori rispetto ai tratti più alterati.

L'indice **IHF** risulta generalmente in classi *buone/molto buone* nella maggior parte dei siti (circa 60–80), con differenze stagionali contenute. Un'eccezione è Te2, che mostra valori medi più bassi in entrambe le stagioni (~54), ricadendo in una classe qualitativa inferiore rispetto agli altri siti (Appendice B, Tabella B5).

La **portata** evidenzia differenze marcate tra tratti, coerenti con la diversa dimensione dei corsi d'acqua: i valori medi sono molto più elevati nei siti sul fiume Ter (Te 16 e Te 24) rispetto ai siti dei tributari (Mèder/Gurri/Rimentol). In generale, la portata media risulta più elevata in primavera rispetto all'estate in diversi siti, sebbene la variabilità interannuale sia elevata (deviazioni standard ampie), in particolare nei siti con portate maggiori (Appendice B, *Tabella B6*).

Le heatmap evidenziano per l'IHF una variabilità interannuale moderata, con valori generalmente più elevati nei siti più conservati e oscillazioni contenute tra anni e stagioni (*Figura 11*). La portata mostra invece una variabilità interannuale marcata e differenze nette tra bacini, con i siti del Ter caratterizzati da valori più elevati rispetto ai tributari e con un contrasto frequente tra primavera ed estate (*Figura 12*).



Figura 11. Andamento temporale dell'IHF per sito (heatmap), separato per stagione. Celle bianche indicano anni senza osservazioni.

Primavera 1

Portata Punti	Anni																									
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025		
Te 1	13,2	74,5	240,94	20,11	20,61	22,6	8,4	38,35	23,5	357,3	9,9	54,4	33,45	27,5	12,25	3,63	504	67,4	206,95	30,88	5,85	1,68		223,5		
Te 2	51,8	94,8	298,69	30,18	79,34	85,9	10,3	131,9	162,75	621,25	0	82,63	31,5	42,3	0	18,08	411,75	128,2	645,75	18,63	21,5	42	35			
Te 4	191,5	168,7	115,16	15,5	24,51	34,7	73,54	34,8	110,55	233,85		49,8	43,46		24,7	86,2	205,58									
Te 5	249,4	203	203	45,7	86,68		30,48	173,7	319	477,5	52,3	110,98	22,8		81,13	12	382,5	134,63	185,8	234,38	66,1	17,98	18,75	415,5		
Te 6	379,7	476,9	740,8	117,01	143,8		75,78	5,78	831,5	1705		734,1	169		160,13	243,25	633,5	166,25	562,83	274,75	93,5	207,9	23,55	1074		
Te 7	636	1045	2379,34	280	558,89		297,43	1215,1	602,5	1895	978,3	726,8	521,21		379	409	1470	734,95	1117,5	626,75	63,26	304,9	410,88	1428,25		
Te 3	111	8,4	53,41	17,2	20,26		11	25,9	137,7	129,3				36,5	18,1	33,1	17,5	0	48,5	68,6	20,25	22	18,1	20,14	130,2	
Te 11	1399	72,4	344,81	22,3	15,16	105	139,08	226,08	139	382				357		122,75					310,75	82,7	446,55	634,25	126,7	
Te 24					6904,27	6200	65,6	8677,35	7772		1807,5			31,8	1141,75	1809,5		4026		4053	2474,5				2616,5	
Te 16	1292	4824	18102,06	284,7	44,85		11,3	1336,6		12090	3059			2932	1064	2157,5	8695		2506,08	5923,75	999,45	2389			3530,5	4934
Te 17	7989	18124	29630,25869	6415	8342,25		9891,5	9072,6											11580			2975,5			7098	8506,5

Estate 2

Portata Punti	Anni																								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Te 1	11,03	3,5	73,89	2,16	4,43	0,8	18,48	28,4	67,1	54,25		13,9	26,38	0,83	4,2	3,75	55,95	35,2	71,15	3,2	0	11,75	6,2	19,5	
Te 2	30,62	4,6	53,65	4,28	3,29	1,8	20,84	63,45	107,2	67,05	3,95	71,5	0	0,65	323,5	6,85	144,3	159,8	183,38	0	0				41,88
Te 4	4,2	0	24,51		3,64	0	11,12	6,31	150,4	21		16,6	56												
Te 5	10,37	9,1	99,4	17,67	2,5		35,91	103,1	164,5	53	40,38	23,13	341,25				23,5	107	32,5	213,5	20,5	0,53	38,5	24,85	41,25
Te 6	104,8	23,2	269,59	45,5	39,79		149,45	329,16	334,5	82,7		140,6	128,25	14,63	5,75	35,25	181,5		576,75	14	0	31,75	38,27	73,58	
Te 7	288,2	537	885,69	111,55	259,36		278,13	333,6	2525,8	533,5		311,8	456,88	281	292	444,5		300,5	578,5	276,5	99,5	316,25	476,75	616,5	
Te 3	9,82	0,1	5,25	0,43	9,02		26,25	53,98	51,01	5,6				63,5	1	21,85	5,7	55,93	13,2	54,3	0	0			17,225
Te 11	109,6	2,34	48,35		14,47	2,6	836,07	333,65	514,63	140,38											46,25	8	18,75	97	
Te 24					4405,75	2919,6	39,5	6847,8		446,9	315,25	4857	7462,7	638,75	2310,75	2128,5		4158	6043,5	70,02	1575,96	2177,5	2943		
Te 16	1051	691,68	1585,696128	320,6	57,4		1792,6	6504	632	1021,5		4606	3446,95	652	446	1175					1505,5	982	2195	4480	
Te 17	9070	3284	6965,6	7335,15	3308,75		2363,75	6644,15						4163				3260				3538,5		5433	

Figura 12. Portata (L/s) per sito e anno (heatmap), separata per stagione. Celle bianche indicano anni senza osservazioni.

Dati meteorologici

I descrittori meteorologici e termici (precipitazioni medie sui tre mesi precedenti e temperature puntuali di aria e acqua) mostrano pattern stagionali coerenti tra siti (Appendice B, *Tabella B7*). In tutti i punti, la **temperatura dell'acqua** e la **temperatura dell'aria** risultano mediamente più elevate in estate rispetto alla primavera, con differenze generalmente dell'ordine di alcuni gradi (ad es. incremento estivo evidente in Te 1–Te 5). Anche le **precipitazioni** associate agli eventi di campionamento risultano, nella maggior parte dei siti, più elevate in estate rispetto alla primavera (Appendice B, *Tabella B7*), sebbene con variabilità interannuale non trascurabile (deviazioni standard ampie).

Dal punto di vista spaziale, i siti sul fiume Ter (Te 16, Te 17, Te 24) presentano valori medi di precipitazione più elevati rispetto agli altri siti (circa 3,5–4,0), mentre i siti del Mèder e del Gurri mostrano valori medi inferiori (circa 1,4–2,3). Le temperature dell'acqua risultano complessivamente comparabili tra siti, con valori estivi medi intorno a ~19–22 °C e valori primaverili più bassi (Appendice B, *Tabella B7*). Le temperature dell'aria seguono un andamento analogo, con valori medi estivi intorno a ~14–18 °C e valori primaverili più contenuti.

3.2 Analisi statistiche multivariate

La componente statistica è stata utilizzata per valutare le relazioni tra IBMWP e i potenziali driver ambientali, tenendo conto della struttura gerarchica del dataset (siti e stagioni). Di seguito si riportano i risultati delle analisi esplorative (correlazioni) e dei modelli utilizzati per la selezione e la quantificazione degli effetti.

Correlazioni e collinearità

La matrice di correlazione (*Figura 13*) evidenzia diversi gruppi di variabili con collinearità elevata ($|r| \geq 0,7$), utilizzati per ridurre ridondanze nel set di predittori prima della modellistica. In particolare, le variabili meteorologiche di **temperatura dell'aria** mostrano correlazioni molto forti tra loro (ad es. media–massima e media–minima con r elevati), indicando che descrivono in larga parte la stessa informazione. Anche la **temperatura dell'acqua** risulta positivamente associata alle temperature dell'aria (correlazioni alte), mentre l'**ossigeno disciolto** mostra correlazioni negative con le temperature (pattern coerente con una diminuzione dell'ossigeno al crescere delle temperature).

Un secondo gruppo di collinearità riguarda la componente chimico-fisica: la **conducibilità elettrica** risulta fortemente correlata con **cloruri** e **solfati**, e cloruri e solfati sono a loro volta altamente correlati tra loro (r molto elevati). Le correlazioni indicano che alcuni nutrienti, in particolare i nitrati, mostrano associazioni positive di entità medio-alta con gli ioni principali (soprattutto solfati e cloruri), delineando un gruppo di variabili chimiche che tendono a co-variare e risultano in parte ridondanti.

Tra le variabili biologiche, gli indici **IBMWP**, **IASPT** e **FBILL** risultano fortemente correlati tra loro (correlazioni alte e positive), indicando una risposta biologica coerente tra metriche. Inoltre, gli indici biologici mostrano correlazioni negative con la conducibilità e con gli ioni principali e correlazioni positive con gli indici idromorfologici (**QBR** e **IHF**), evidenziando un gradiente condiviso tra condizioni chimiche e qualità biologica.

Infine, le percentuali di **uso del suolo** (urbano, agricolo, naturale) presentano forti correlazioni negative tra loro (attese perché rappresentano componenti complementari), supportando l'esclusione di variabili ridondanti per evitare dipendenze lineari nella fase di modellistica.

Screening dei driver con Random Forest

Il modello Random Forest, applicato sul dataset completo aggiornato fino al 2025, è stato utilizzato come procedura di **screening** per identificare i predittori più informativi della variabilità dell'indice IBMWP (*Figura 14*). La classifica di importanza (permutation importance) evidenzia come i predittori legati all'**uso del suolo** risultino dominanti: **Natural_uses** e **Urban_uses** rappresentano le variabili più importanti, seguite da **Agricultural_uses**. Tra i parametri chimico-fisici emergono con importanza relativamente elevata la **conducibilità elettrica** e i nutrienti log-trasformati (**Nitrites.log**, **Phosphates.log** e **Nitrates.log**). Con importanza intermedia compaiono anche variabili legate alle condizioni idromorfologiche e chimico-fisiche (**IHF**, **QBR** e **Dissolved_oxygen**), mentre le variabili meteorologiche e idrologiche (ad es. temperatura dell'aria, portata e precipitazioni) risultano complessivamente meno informative nel modello RF.

Sulla base di questa classifica, per la modellistica esplicativa successiva è stato definito un set di **11 predittori**, corrispondenti alle prime 11 variabili per importanza: **Natural_uses**, **Urban_uses**, **Agricultural_uses**, **Electric_conductivity**, **Nitrites.log**, **Phosphates.log**, **Nitrates.log**, **IHF**, **Dissolved_oxygen**, **QBR** e **Year** (*Figura 14*). Il termine **Year** è stato mantenuto nel modello per rappresentare esplicitamente la componente temporale della serie e consentire il confronto tra categorie di driver (uso del suolo, chimica e idromorfologia) (vedi Materiali e Metodi).

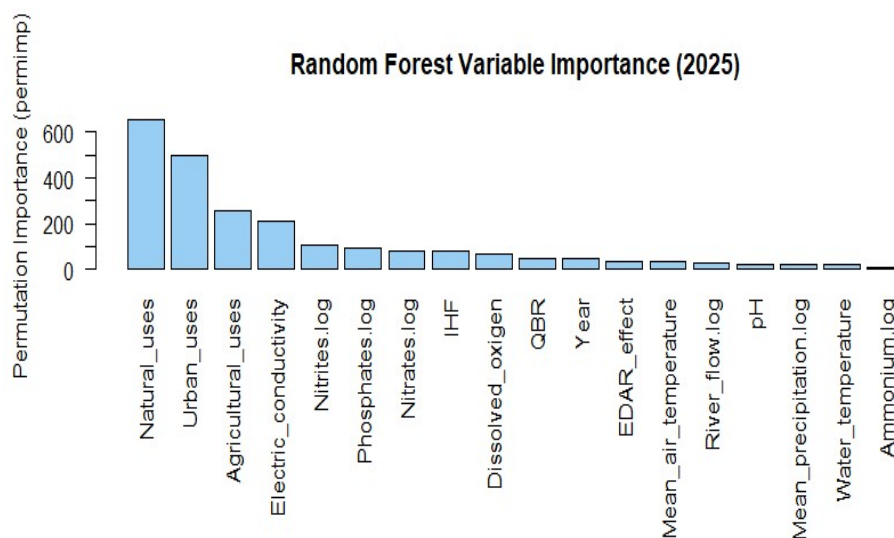


Figura 14. Importanza delle variabili (permutation importance) nel modello Random Forest costruito per spiegare la variabilità dell'indice IBMWP sul dataset completo 2002–2025 (aggiornato al 2025). Le barre rappresentano la diminuzione media di performance del modello in seguito alla permutazione di ciascun predittore: valori più elevati indicano predittori più informativi. I predittori sono ordinati per importanza decrescente.

MODELLO 1: GLMM da Random Forest

Il GLMM costruito a partire dai predittori selezionati dal Random Forest (effetti casuali: Site e Season) è stato stimato su 455 osservazioni (11 siti, 2 stagioni). I predittori sono stati standardizzati (z-score), quindi le stime rappresentano la variazione attesa dell'IBMWP associata a un incremento di 1 deviazione standard del predittore.

Nel modello, l'IBMWP risulta positivamente associato alla componente di uso del suolo naturale e alla qualità idromorfologica: **Natural_uses** mostra un effetto positivo e altamente significativo (β (valore stimato) = +19,25, $p < 0,001$) e anche **IHF** presenta un effetto positivo significativo ($\beta = +7,46$, $p < 0,001$). Al contrario, l'IBMWP risulta negativamente associato a variabili chimico-fisiche: la **conducibilità elettrica** mostra un effetto negativo significativo ($\beta = -4,89$, $p = 0,016$) e anche i **fosfati** (log-trasformati) risultano negativamente associati ($\beta = -4,22$, $p = 0,006$) (Tabella 8).

Il termine temporale lineare (**Year centrato**) non evidenzia una tendenza significativa ($\beta = +0,04$, $p = 0,837$). Anche **Urban_uses** mostra una tendenza negativa ($\beta = -9,27$) ma non significativa alla soglia $p \leq 0,05$ ($p = 0,072$). **Nitriti** (log) e **QBR** non risultano significativi nel modello ($p = 0,366$ e $p = 0,321$, rispettivamente).

La struttura gerarchica spiega una quota non trascurabile della variabilità: l'**ICC** è pari a **0,26**, indicando che circa il 26% della varianza è attribuibile alla componente sito/stagione. La capacità esplicativa del modello è pari a **R² marginale = 0,520** (effetti fissi) e **R² condizionale = 0,643** (effetti fissi + casuali), evidenziando un contributo aggiuntivo degli effetti casuali oltre ai driver ambientali considerati.

Tabella 8. Risultati del modello lineare misto generalizzato (GLMM) con IBMWP come variabile di risposta, stimato sul dataset 2002–2025 (aggiornato al 2025) con imputazione multipla (MICE; $m = 5$). La tabella riporta le stime dei coefficienti (β) del modello con predittori standardizzati (z-score) e, per i nutrienti, log-trasformati, insieme ai p-value. La struttura a effetti casuali include intercetta casuale per Site e Season. Sono inoltre riportati il numero di osservazioni, l'ICC e gli indici di bontà di adattamento (R^2 marginale e R^2 condizionale).

IBMWP (GLMM, 1st imputation, scaled predictors)			
Predictors	Estimates	CI	p
(Intercept)	80.27	-Inf – Inf	<0.001
Year (centered)	0.04	-Inf – Inf	0.837
Urban uses (scaled)	-9.27	-Inf – Inf	0.072
Natural uses (scaled)	19.25	-Inf – Inf	<0.001
Electric conductivity (scaled)	-4.89	-Inf – Inf	0.016
Nitrites (log, scaled)	-1.24	-Inf – Inf	0.366
Phosphates (log, scaled)	-4.22	-Inf – Inf	0.006
IHF (scaled)	7.46	-Inf – Inf	<0.001
QBR (scaled)	-2.60	-Inf – Inf	0.321
ICC	0.26		
N _{Site}	11		
N _{Season}	2		
Observations	455		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.520 / 0.643		

MODELLO 2: GLMM con VIF + backward

Nel modello 2 con GLMM definito tramite controllo di collinearità (VIF) e selezione backward, con intercetta casuale per Site e Season, l'analisi è stata condotta su 461 osservazioni (11 siti, 2 stagioni). I predittori sono stati standardizzati (z-score) e, ove indicato, log-trasformati; pertanto, i coefficienti rappresentano la variazione attesa di IBMWP associata a un incremento di 1 deviazione standard del predittore (Tabella 9).

Nel modello finale, IBMWP risulta positivamente associato alla componente naturale del bacino e a condizioni idromorfologiche favorevoli: **Natural_uses** mostra un effetto positivo e altamente significativo ($\beta = +21,17$, $p < 0,001$) e anche **IHF** presenta un effetto positivo significativo ($\beta = +7,28$, $p < 0,001$). Tra i driver meteorologici, la temperatura media dell'aria risulta positivamente associata a IBMWP ($\beta = +9,05$, $p < 0,001$). Tra le variabili chimico-fisiche, la **conducibilità elettrica** mostra un'associazione negativa significativa con IBMWP ($\beta = -5,13$, $p = 0,008$), mentre **l'ossigeno disciolto** risulta positivamente associato ($\beta = +5,41$, $p = 0,002$). Per i nutrienti, nel modello finale si osservano effetti significativi di Nitrites.log ($\beta = -7,17$, $p < 0,001$) e Nitrates.log ($\beta = +5,20$, $p = 0,002$), mentre ammonio e fosfati non risultano

supportati ($p > 0,05$). Il termine Year non evidenzia un trend lineare significativo ($p = 0,856$). QBR e le restanti variabili incluse nel modello non risultano significative (Tabella 9).

La componente casuale spiega una quota non trascurabile della variabilità (**ICC = 0,30**). Il modello presenta **R² marginale = 0,544** e **R² condizionale = 0,683**, indicando un contributo aggiuntivo degli effetti casuali oltre agli effetti fissi considerati.

Tabella 9. Risultati del GLMM (IBMWP) ottenuto tramite procedura VIF + selezione backward sul dataset 2002–2025 (aggiornato al 2025) con imputazione multipla (MICE; $m = 5$). Sono riportate le stime dei coefficienti (β) con predittori standardizzati (z-score) e, per le variabili indicate, log-trasformate, insieme ai p-value. Il modello include intercetta casuale per Site e Season. Sono inoltre riportati numero di osservazioni, ICC e R² marginale/condizionale.

IBMWP (GLMM VIF+backward, 1 ^a imputazione, scaled predictors)			
<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	80.31	-Inf – Inf	<0.001
Urban uses (scaled)	-5.30	-Inf – Inf	0.326
Natural uses (scaled)	21.17	-Inf – Inf	<0.001
Mean air temperature (scaled)	9.05	-Inf – Inf	<0.001
Mean precipitation (log, scaled)	-1.36	-Inf – Inf	0.397
River flow (log, scaled)	-2.15	-Inf – Inf	0.333
Electric conductivity (scaled)	-5.13	-Inf – Inf	0.008
Dissolved oxygen (scaled)	5.41	-Inf – Inf	0.002
Ammonium (log, scaled)	1.22	-Inf – Inf	0.401
Nitrites (log, scaled)	-7.17	-Inf – Inf	<0.001
Nitrates (log, scaled)	5.20	-Inf – Inf	0.002
Phosphates (log, scaled)	-0.23	-Inf – Inf	0.878
QBR (scaled)	0.47	-Inf – Inf	0.836
Year (scaled)	0.24	-Inf – Inf	0.856
IHF (scaled)	7.28	-Inf – Inf	<0.001
ICC	0.30		
N _{Site}	11		
N _{Season}	2		
Observations	461		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.544 / 0.683		

Convergenze e differenze tra i due approcci modellistici

I due approcci modellistici convergono sui driver principali della variabilità dell'indice IBMWP. In entrambi i modelli, la componente di uso del suolo naturale, **Natural_uses**, sembrerebbe essere il predittore più robusto e mostra un effetto positivo e altamente significativo (Modello 1: $\beta = +19,25$, $p < 0,001$; Modello 2: $\beta = +21,17$, $p < 0,001$). Anche l'indice idromorfologico IHF evidenzia un'associazione positiva significativa in entrambi i casi (Modello 1: $\beta = +7,46$, $p < 0,001$; Modello 2: $\beta = +7,28$, $p < 0,001$), suggerendo che condizioni di habitat più favorevoli si associano a valori più elevati di IBMWP. Al contrario, la conducibilità elettrica mostra in entrambi i modelli un effetto negativo significativo (Modello 1: $\beta = -4,89$, $p = 0,016$; Modello 2: $\beta = -5,13$, $p = 0,008$), coerente con un gradiente chimico-fisico legato a condizioni meno favorevoli per la comunità.

Le differenze tra i due modelli riguardano soprattutto i driver "secondari" e riflettono il diverso criterio di selezione delle variabili. Nel primo modello GLMM, costruito su un set ristretto derivato dal Random Forest, emerge un effetto negativo significativo dei fosfati ($\beta = -4,22$, $p = 0,006$), mentre nitriti e QBR non risultano significativi. Nel secondo GLMM, che include un set più ampio di predittori dopo controllo della collinearità e selezione backward, risultano invece significativi anche alcuni driver meteorologici e chimico-fisici, in particolare la temperatura media dell'aria ($\beta = +9,05$, $p < 0,001$) e l'ossigeno disciolto ($\beta = +5,41$, $p = 0,002$). Nel secondo modello GLMM compaiono inoltre segnali statistici su nitriti ($\beta = -7,17$, $p < 0,001$) e nitrati ($\beta = +5,20$, $p = 0,002$); tuttavia questi effetti risultano più sensibili alla specifica parametrizzazione del modello e alla collinearità tra predittori chimici, e sono quindi interpretati con cautela.

Dal punto di vista della bontà di adattamento, entrambi i modelli mostrano che una parte rilevante della variabilità è attribuibile alla struttura gerarchica (sito e stagione): l'ICC (Intraclass Correlation Coefficient), è simile nei due modelli. La capacità esplicativa risulta comparabile, con R^2 marginale/condizionale pari a 0,520/0,643 nel Modello 1 e 0,544/0,683 nel Modello 2, indicando un contributo aggiuntivo degli effetti casuali oltre ai predittori fissi.

Componente temporale: interpretazione dell'effetto Year

Nel presente lavoro, Year è stato incluso nel GLMM come covariata temporale lineare con l'obiettivo di testare l'esistenza di un trend medio lineare dell'indice IBMWP lungo il periodo 2002–2025, tenendo conto della struttura gerarchica dei dati (ripetizioni per sito e stagione) e controllando per i principali driver ambientali. Entrambi i modelli, Year non risulta significativo (Modello 1: $p = 0,837$; Modello 2: $p = 0,856$).

L'assenza di un trend lineare non esclude la presenza di fluttuazioni non lineari o cambiamenti per fasi osservabili nelle serie temporali; tali pattern vengono quindi interpretati principalmente in modo descrittivo (tramite grafici delle serie per sito/stagione) e discussi in relazione alla variabilità interannuale e alle pressioni locali.

Questo risultato non implica che non ci sia stato un cambiamento, ma suggerisce che non emerge un andamento monotono comune a tutti i siti e a entrambe le stagioni.

4. DISCUSSIONE:

In questo capitolo vengono discussi i risultati integrando l'analisi descrittiva (variabilità spaziale e stagionale dei parametri) con i modelli statistici, avendo lo scopo primario di individuare i driver ambientali maggiormente associati alla variabilità dell'indice IBMWP lungo tutto il periodo di studio. Dalle statistiche sembra emergere il ruolo centrale della naturalità del bacino e della qualità dell'habitat con i driver *Natural_uses*, e gli indici idromorfologici IHF/QBR, mentre alcuni parametri chimico-fisici, in particolare la conducibilità e alcuni nutrienti, risultano associati a condizioni meno favorevoli per la qualità biologica.

D'altra parte, l'andamento temporale, come già notato nei risultati, mostra oscillazioni non lineari e differenze tra siti, coerenti con l'elevata variabilità tipica dei sistemi mediterranei; di conseguenza, non si osserva un trend lineare complessivo comune a tutti i siti una volta controllati gli effetti di sito e stagione.

4.1 Contesto ambientale e variabilità spazio-temporale

Le statistiche descrittive (media \pm DS) e le heatmap nella sezione Risultati evidenziano un'elevata variabilità tra siti e stagioni, indicando la presenza di gradienti ambientali lungo i corsi d'acqua e un forte controllo idrologico stagionale. Nel complesso, i siti possono essere ricondotti a tre contesti principali, coerenti con le differenze di bacino e di uso del suolo.

- **(i) Sistema Gurri–Tona–Rimentol / bacino del Mèder (Te 1–Te 7).** Questo gruppo è caratterizzato da una qualità biologica mediamente più bassa e da segnali di pressione chimica più marcati rispetto agli altri tratti, con conducibilità generalmente elevata e concentrazioni più alte di nutrienti e ioni principali. In particolare, Te 7 si distingue per valori di conducibilità e cloruri più elevati, mentre diversi siti mostrano episodi di nutrienti in classi medio-alte/alte, ovvero dolenti (ad es. nitriti e fosfati). Gli indici idromorfologici supportano questa differenziazione: QBR risulta più basso nei tratti maggiormente alterati, e Te 2 emerge come il sito più critico anche per IHF, coerentemente con la sua marcata componente urbana.
- **(ii) Tratti a elevata naturalità / riferimento relativo (Te 11).** Il fiume Gès presenta mediamente i valori più elevati degli indici biologici e condizioni chimico-fisiche più favorevoli (conducibilità e nutrienti più contenuti), in linea con l'elevata quota di copertura naturale nel bacino, considerando però la non completezza dei dati nel periodo di studio.
- **(iii) Sistema Ter e Gès (Te 24, Te 16, Te 17).** I siti del Ter mostrano in generale valori chimico-fisici più contenuti rispetto al gruppo Te 1–Te 7 e una qualità idromorfologica ripariale migliore (QBR più elevati), pur con differenze legate alla scala idrologica: la portata è nettamente superiore nel Ter rispetto ai tributari, con variabilità interannuale marcata e contrasto frequente tra primavera ed estate, il che si riflette anche nella concentrazione media dei nutrienti.

In tutti i gruppi, la stagionalità risulta evidente per diversi parametri (ad es. ossigeno disciolto più basso in estate in molti siti), mentre le heatmap mettono in luce oscillazioni interannuali non lineari, coerenti con la variabilità tipica dei sistemi mediterranei. In questo quadro, le deviazioni standard elevate osservate per diversi indici biologici sono un risultato atteso nei fiumi mediterranei con un'importante variabilità stagionale e interannuale, legata all'alternanza tra periodi di piena e magra/secca (Gasith et al., 1999).

Questa suddivisione è coerente anche con la classificazione tipologica ACA dei siti (*Tabella 2*): i punti Te 1–Te 7 rientrano nei fiumi mediterranei a portata variabile (RMCV), Te 11 nei fiumi di montagna calcarei mediterranei (MMC) e Te 16–Te 17–Te 24 nei fiumi di montagna mediterranei ad alta portata (MMEC). Tale corrispondenza suggerisce che parte delle differenze osservate tra gruppi rifletta non solo pressioni locali, ma anche differenze tipologiche e idrologiche tra sistemi.

All'interno dei singoli sistemi, inoltre, alcuni punti hanno un contesto puntuale rilevante: nel gruppo Te 1–Te 7, Te 3 e Te 6 sono collocati a monte dell'impianto di depurazione, mentre Te 7 è situato a valle; analogamente, nel sistema del Ter il sito Te17 ricade in un tratto potenzialmente influenzato da pressioni locali. Questi elementi di contesto possono contribuire a differenze intra-sistema nei parametri chimico-fisici e, di conseguenza, negli indicatori biologici.

Sulla base di questo contesto ambientale, la sezione seguente interpreta i risultati dei modelli per identificare i driver più robusti della variabilità di IBMWP.

4.2 Naturalità del bacino e qualità dell'habitat come determinanti della qualità biologica

I risultati dei modelli supportano l'ipotesi che la qualità biologica, rappresentata dall'indice IBMWP, sia primariamente associata alla **naturalità del bacino** e alla **qualità dell'habitat**. In entrambi i modelli GLMM, **Natural_uses** risulta il predittore più consistente e affidabile, con effetto positivo (Modello 1: $\beta = +19,25$, $p < 0,001$; Modello 2: $\beta = +21,17$, $p < 0,001$), mentre **IHF** mostra un'associazione positiva significativa (Modello 1: $\beta = +7,46$, $p < 0,001$; Modello 2: $\beta = +7,28$, $p < 0,001$). Questo quadro è coerente con l'uso dell'IBMWP come indicatore basato sui macroinvertebrati, sensibile a gradienti di pressione e alterazione dell'habitat nei fiumi mediterranei, confermando tratti caratterizzati da contesti più naturali e maggiore eterogeneità dell'habitat che tendono a presentare valori più elevati dell'indice. (Munnè et al., 2009)

Dal punto di vista ecologico, una maggiore quota di superfici naturali nel bacino si associa verosimilmente a una combinazione di condizioni più favorevoli: minore intensità di pressioni diffuse legate a urbanizzazione e agricoltura, maggiore integrità della vegetazione riparia e maggiore disponibilità di microhabitat. In questo contesto, l'**IHF (Indice dell'Habitat Fluviale)** quantifica l'eterogeneità dell'habitat fisico fluviale e nasce proprio per collegare caratteristiche idromorfologiche e indicatori biologici nei fiumi mediterranei. Un'elevata eterogeneità di habitat può aumentare la resilienza e la resistenza delle comunità, offrendo più

rifugi e una maggiore varietà di nicchie ecologiche, e quindi una migliore capacità di dissipare ulteriori stress. (de Donnovà et al., 2024)

Il ruolo della componente riparia è coerente anche con il significato del **QBR**, indice costruito per descrivere copertura, struttura e qualità della vegetazione riparia e alterazioni del canale (ACA, 2006). Tuttavia, nel presente studio **QBR non risulta significativo** nei GLMM ($p > 0,05$ in entrambi i modelli). Questo risultato non implica che la fascia riparia sia irrilevante, ma suggerisce che: parte dell'informazione sulla foresta ripariale potrebbe essere già catturata da **Natural_uses** e/o **IHF**; la variabilità residua di QBR nel dataset potrebbe essere limitata (molti siti in classi medio-buone, con pochi siti fortemente degradati); e/o QBR, essendo focalizzato sulla vegetazione ripariale, può influenzare la comunità bentonica in modo più indiretto o con scale spaziali/temporali diverse rispetto agli elementi di habitat in alveo descritti da IHF. Relazioni positive tra qualità riparia (QBR) ed eterogeneità dell'habitat (IHF) sono riportate anche in applicazioni su sistemi iberici, indicando una **parziale sovrapposizione** tra i due descrittori. (Barquín et al., 2011)

Questa interpretazione è in linea con la letteratura che sottolinea come la valutazione della salute degli ecosistemi fluviali debba includere esplicitamente **caratteristiche riparie e dell'habitat fisico**, affinché il deterioramento biologico possa essere correttamente correlato non solo alla qualità dell'acqua ma anche a cambiamenti idromorfologici. In ambito conservazionistico e gestionale (es. valutazioni in contesti Natura 2000), è inoltre raccomandata l'integrazione di componenti idrologiche, di connettività, di alveo e riparie nella valutazione dello stato di conservazione. (Joint Nature Conservation Committee, 2007; Barquín et al., 2012; Barquín et al., 2011)

L'evidenza modellistica è coerente anche con i pattern descrittivi: il sito **Te 11**, associato alla più alta quota naturale, mostra i valori più elevati degli indici biologici, mentre tratti più urbanizzati/agricoli (ad es. nel sistema Te 1–Te 7) presentano mediamente valori inferiori. In un contesto mediterraneo, tale relazione si inserisce in un quadro in cui la variabilità stagionale e interannuale del regime di flusso può amplificare differenze tra siti e rendere i gradienti spaziali (uso del suolo/habitat) particolarmente determinanti per la struttura delle comunità. (Gasith et al., 1999).

Inoltre, diversi studi evidenziano che la degradazione idromorfologica e l'alterazione idrologica possono interagire con pressioni chimiche, aumentando i rischi ecologici complessivi. In particolare, l'inquinamento di origine agricola e urbana può contribuire all'omogeneizzazione tassonomica e funzionale delle comunità di macroinvertebrati, riducendo funzioni ecologiche e capacità di risposta a ulteriori stress. (Arenas-Sánchez et al., 2016; Ortiz et al., 2005; Manfrin et al., 2013; Sabater et al., 2016; Parreira de Castro et al., 2018; Clavel et al., 2011). Tuttavia, in sistemi naturalmente disturbati, la componente idrologica può risultare un fattore particolarmente influente nel modulare la risposta biologica, soprattutto durante i periodi di bassa portata quando diminuisce la disponibilità di habitat e possono aumentare temperatura, stress ossigeno-dipendente e concentrazioni di soluti. (Lahr, 1997 ; Stanley et al., 1997 ; Acuña et al., 2005 ; Verdonschot et al., 2010 ; Sabater et al., 2016).

Un ulteriore elemento rilevante è che l'IBMWP, pur essendo ampiamente utilizzato, può mostrare sensibilità alle condizioni di intermittenza e alla variabilità tra anni umidi e secchi; in questi casi risulta utile considerare informazioni sul grado di intermittenza e sulla dinamica delle fasi di flusso per interpretare correttamente i segnali biologici. (Munné et al., 2011; Gallart et al., 2017) In questo senso, la forte associazione osservata nel presente studio tra IBMWP e driver legati a naturalità e habitat rafforza l'importanza di interpretare l'indice non solo come risposta a pressioni chimiche, ma come sintesi integrata di condizioni di bacino, habitat e regime idrologico.

Nel complesso, questi risultati suggeriscono che strategie di miglioramento della qualità biologica dovrebbero prioritariamente agire su: conservazione/recupero della naturalità nel bacino (riduzione frammentazione e pressioni diffuse), mantenimento o incremento dell'eterogeneità dell'habitat in alveo (coerentemente con IHF) e sulla tutela/recupero della funzionalità riparia, anche quando l'effetto statistico di QBR risulta meno evidente, poiché la riparia contribuisce alla resilienza del sistema e alla qualità complessiva del tratto fluviale. (de Donnovà et al., 2024 ; Joint Nature Conservation Committee, 2007 ; Barquín et al., 2012)

4.3 Pressioni chimico-fisiche e risposta biologica

Oltre alla componente habitat/uso del suolo, i modelli indicano un contributo rilevante di alcune pressioni chimico-fisiche. In particolare, l'associazione **negativa** tra IBMWP e **conducibilità elettrica**, risultata significativa in entrambi i modelli GLMM, suggerisce che un aumento del carico ionico complessivo dell'acqua si accompagni a una riduzione dell'integrità della comunità bentonica. Questo risultato è coerente con la letteratura sulla salinizzazione delle acque dolci, che può agire sia direttamente (stress osmotico e riduzione di sopravvivenza/crescita di taxa sensibili) sia indirettamente (modificando risorse trofiche, processi ecosistemici e condizioni fisico-chimiche associate), portando a cambiamenti nella composizione delle comunità lungo gradienti di conducibilità. (Cañedo Argüelles et al., 2019)

Nel presente dataset, la conducibilità risulta anche fortemente collineare con ioni principali (ad es. cloruri e solfati), indicando un "blocco" chimico parzialmente ridondante; ciò suggerisce che la conducibilità stia riassumendo un gradiente complessivo di ionicità potenzialmente legato sia a pressioni antropiche (scarichi urbani e deflusso da aree agricole) sia alla dinamica stagionale (magra e minore diluizione). In sistemi mediterranei, infatti, la riduzione della portata durante la stagione secca può amplificare concentrazioni di soluti e nutrienti, rendendo più evidente l'effetto di queste pressioni sui bioindicatori. (Velasco et al., 2006). Questa osservazione è coerente anche con la necessità di interpretare gli indicatori biologici nel quadro di **stressor multipli** che possono co-occorrere e interagire, rendendo complesso attribuire la risposta del biota a una singola variabile prossimale. (Jones et al., 2023; Lemm, 2017)

Accanto al gradiente ionico, i modelli mostrano segnali riconducibili anche alla componente **nutrienti**. Nel modello GLMM1 emerge un effetto negativo dei **fosfati** (log-trasformati), mentre nel modello GLMM2 risultano significativi un effetto negativo dei **nitriti** e un segnale positivo dei nitrati che va analizzato con attenzione critica, potenzialmente legato a collinearità tra predittori, differenze tra bacini o risposte non lineari. In generale, l'arricchimento in nutrienti

è una delle principali cause di deterioramento degli ecosistemi fluviali; tuttavia, gli effetti sulle comunità di macroinvertebrati sono spesso **indiretti** e fortemente dipendenti dal contesto (variazioni temporali, portata, luce, produttività algale, carico organico e processi redox). (Bates et al., 2025; Jones et al., 2023) In particolare, è ben noto che l'aumento del metabolismo microbico e della respirazione associati a materia organica e produzione primaria possono ridurre l'ossigeno disciolto e modificare condizioni redox e disponibilità di nutrienti, rendendo la lettura "causa-effetto" meno lineare. (Jones et al., 2023)

Coerentemente, nel modello GLMM2 l'**ossigeno disciolto** risulta positivamente associato a IBMWP, suggerendo che condizioni più ossigenate si associno a comunità con maggiore presenza di taxa sensibili e punteggi biotici più elevati. Questa evidenza è compatibile con studi che mostrano come gli indici macroinvertebrati possano essere influenzati da più stressor simultanei e come, in presenza di pressioni trofiche/organiche, l'ossigeno rappresenti spesso un fattore prossimale attraverso cui diversi stressor (nutrienti, carico organico, bassa portata) esercitano i loro effetti sul biota. (Jones et al., 2023) Anche in contesti agricoli, sono state riportate associazioni tra indici più elevati, ossigeno più alto e fosforo totale più basso, a conferma dell'importanza della componente ossigeno-dipendente nella risposta biologica. (Bates et al., 2025).

Per quanto riguarda i **nitriti**, l'effetto negativo nel modello GLMM2 è plausibile anche sul piano ecotossicologico: il nitrito è considerato particolarmente problematico perché può interferire con i meccanismi di trasporto dell'ossigeno e con l'equilibrio ionico, contribuendo a stress fisiologico e potenziali cambiamenti nella composizione delle comunità, soprattutto in condizioni già critiche (temperature elevate, magra e ossigeno più basso) (Jourdan et al., 2025). Al contrario, il segnale **positivo** dei **nitriti** nel modello GLMM2 richiede attenzione interpretativa: può riflettere collinearità con altri predittori chimici, differenze tra bacini che traslano la relazione statistica, oppure risposte non lineari e sito-specifiche. Inoltre, in ambiente reale l'inquinamento da nitrati è spesso intrecciato con altri processi come l'aumento della produzione autotrofa e modifiche dell'ossigeno e dell'habitat, il che rende più difficile attribuire la risposta biologica a un singolo composto. (Ladrera et al., 2019; Jones et al., 2023)

Nel complesso, un quadro chimico-fisico caratterizzato da maggiore ionicità, nutrienti elevati e/o ossigeno più basso tende a favorire comunità dominate da taxa più tolleranti (ad es. alcuni **Chironomidae** e **Oligochaeta**), mentre riduce la rappresentazione relativa di gruppi più sensibili (ad es. parte degli **EPT**), con conseguente diminuzione degli indici biotici. Questo tipo di sostituzione lungo gradienti di pressione è ampiamente riportato nella letteratura sull'uso dei macroinvertebrati come indicatori ecologici (Tampo et al., 2021). Studi in area mediterranea mostrano inoltre che la combinazione di stress idrico e inquinamento chimico può ridurre ricchezza e abbondanza di taxa vulnerabili (come Plecotteri e parte di Efemerotteri/Tricotteri), soprattutto quando gli impatti co-occorrono in periodi di maggiore vulnerabilità stagionale. (Kalogianni et al., 2017; Karaouzas et al., 2018).

Infine, è importante sottolineare che gli indici biologici integrano la dinamica recente delle condizioni del tratto, risultando spesso più informativi di misure chimico-fisiche istantanee; tuttavia, la loro interpretazione può essere condizionata da co-occorrenza di stressor e da differenze di contesto ecologico (ad es. composizione tassonomica locale e ricchezza), il che rafforza la necessità di leggere i risultati con un'ottica multi-fattoriale e, quando possibile, con set di variabili principali complementari. (Tampo et al., 2021; Theodoropoulos et al., 2020; Jones et al., 2023).

4.4 Scarsità idrica e cambiamento climatico: amplificatori delle pressioni locali

Nei fiumi mediterranei, la variabilità idrologica rappresenta un fattore trasversale che può amplificare sia le pressioni chimico-fisiche sia gli effetti sull'habitat. In questi sistemi, l'alternanza prevedibile tra periodi umidi (piene) e periodi secchi (magra, talvolta intermittente) è considerata un elemento strutturale del regime di flusso e influenza in modo profondo la biota, rendendo frequenti risposte non lineari e prevalentemente stagionali (Cid et al., 2017).

Nel presente studio, questo quadro è coerente, in primo luogo, con le differenze marcate di portata tra bacini (Ter vs tributari) e con la sua variabilità interannuale/tra stagioni, e, in secondo luogo, con la stagionalità osservata in parametri chiave come l'ossigeno disciolto, spesso più basso in estate. Durante i periodi di magra estiva, la riduzione della diluizione e l'aumento dei tempi di residenza possono favorire incrementi di conducibilità e concentrazioni di nutrienti e, in parallelo, condizioni termiche più stressanti e potenzialmente meno ossigenate, con effetti a cascata sulla comunità bentonica. (Gasith et al., 1999; Cid et al., 2017)

Dal punto di vista biologico, la perdita di permanenza del flusso e l'intermittenza possono determinare una selezione della comunità verso taxa più tolleranti e una riduzione di quelli più sensibili, con implicazioni dirette per gli indici macroinvertebrati e la valutazione della qualità ecologica. In questo senso, la dinamica idrologica può agire come un vero e proprio "filtro" ecologico che modula l'effetto delle pressioni locali (uso del suolo, carichi di nutrienti e ioni), contribuendo a spiegare perché le serie temporali e le heatmap mostrino oscillazioni marcate e risposte sito-specifiche anche quando alcune pressioni risultano relativamente persistenti (Vidal Abarca et al., 2013; Cid et al., 2017). Inoltre, nei sistemi mediterranei l'inizio e la durata della stagione secca rappresentano una fase critica: molti macroinvertebrati sincronizzano il ciclo vitale con l'avvio del periodo secco e una sua anticipazione o posticipazione può produrre cambiamenti importanti nella comunità osservata, rendendo l'interpretazione dei segnali biologici particolarmente sensibile al contesto idrologico annuale. (Cid et al., 2017)

Queste caratteristiche pongono anche sfide metodologiche: l'elevata variabilità spaziale (tratti perenni vs intermittenti) e temporale (stagionale e interannuale) complica l'interpretazione degli approcci di monitoraggio biologico e può ridurre la capacità di distinguere con chiarezza tra variabilità naturale e impatti antropici, soprattutto quando l'ampiezza della variabilità naturale aumenta. Per questo, serie a lungo termine e informazioni esplicite sul regime di flusso diventano particolarmente importanti per valutare tendenze e driver del cambiamento ecologico (Cid et al., 2017).

Un elemento coerente con questa cornice è il segnale meteo-climatico emerso nel modello GLMM2, dove la temperatura media dell'aria risulta associata positivamente a IBMWP. Il risultato va considerato con prudenza: può riflettere componenti stagionali/ecofenologiche (finestre di campionamento, cicli vitali) e co-variazioni con altri fattori (portata, ossigeno, produttività), più che un "effetto benefico" della temperatura in sé. Inoltre, la letteratura sottolinea che, nei fiumi alterati dall'uomo, le modificazioni idromorfologiche e idrologiche possono influenzare in modo significativo la dinamica termica e idraulica locale; di conseguenza, variabili mesoclimatiche (come la temperatura dell'aria) non sempre rappresentano in modo accurato la temperatura dell'acqua e le condizioni di flusso effettivamente sperimentate dal biota. (de Donnovà et al., 2024).

In questo senso, è rilevante che studi di lungo periodo suggeriscano come la degradazione idromorfologica possa modificare la risposta delle comunità macroinvertebrati nel tempo a cambiamenti di qualità dell'acqua e clima, con potenziali conseguenze sul funzionamento dell'ecosistema e sulla resilienza, specialmente nei tratti più degradati. (de Donnovà et al., 2024). Questo punto rafforza l'interpretazione emersa in 4.3–4.4: le pressioni chimico-fisiche e meteo-climatiche non agiscono in isolamento, ma interagiscono con la struttura e la qualità dell'habitat nel determinare la risposta biologica.

Infine, il tema delle pressioni legate ai cambiamenti globali fornisce una cornice ulteriore: nel Mediterraneo il cambiamento climatico sta influenzando processi idrologici legati alla disponibilità d'acqua e può aumentare frequenza/intensità di periodi secchi, con conseguenze sulla funzionalità dei corsi d'acqua e sulla biodiversità (Noto et al., 2022). A scala più ampia, le pressioni su quantità e qualità dell'acqua sono riconosciute tra le principali minacce alla biodiversità fluviale (Vörösmarty et al., 2010). In questo contesto, la letteratura sottolinea anche che l'omogeneizzazione dei regimi di flusso è particolarmente dannosa per la conservazione nei fiumi mediterranei e che preservare la variabilità del flusso (ad esempio attraverso l'implementazione di flussi ambientali) è un elemento chiave per la conservazione a lungo termine della biodiversità di questi sistemi (Cid et al., 2017; Noto et al., 2022).

Questa cornice aiuta a interpretare anche la forte variabilità interannuale osservata nel presente studio: in un sistema mediterraneo, eventuali cambiamenti nel tempo possono manifestarsi come episodi (anni estremi) o risposte sito-specifiche, più che come trend monotoni.

4.5 Trend nel tempo: c'è miglioramento/peggioramento

La serie temporale 2002–2025 non evidenzia un andamento lineare uniforme dell'IBMWP tra tutti i siti: al contrario, emergono oscillazioni e traiettorie sito-specifiche. La non significatività di *Year* nei GLMM indica l'assenza di un trend medio monotono una volta controllati gli effetti di sito e stagione; ciò non esclude tuttavia cambiamenti non lineari, episodi legati ad anni estremi o risposte differenti tra tratti, evidenziabili nelle heatmap e nelle serie temporali delle variabili considerate principali.

Le heatmap di IBMWP, conducibilità, ossigeno disciolto, portata e nutrienti selezionati delineano infatti un quadro dominato da variabilità interannuale e da un contrasto stagionale persistente (primavera vs estate). Questo comportamento è coerente con quanto atteso nei

sistemi mediterranei, dove l'alternanza tra periodi di piena e magra/secca può produrre risposte episodiche e non lineari dei bioindicatori e dei parametri chimico-fisici (sezione 4.4). In questi contesti, l'aumento della variabilità naturale può rendere più difficile distinguere un trend uniforme dagli effetti di pressioni antropiche, rafforzando il valore di serie a lungo termine e di letture per periodi/episodi. (Cid et al., 2017)

Di conseguenza, più che come “miglioramento o peggioramento lineare”, la dinamica temporale osservata può essere interpretata come l'esito combinato di anni idrologicamente estremi, differenze strutturali tra bacini e tratti (es. contesti più urbanizzati/agricoli vs più naturali) e possibili cambiamenti locali nella gestione del territorio o degli scarichi che si manifestano in modo non sincrono tra siti.

In quest'ottica, eventuali segnali di cambiamento risultano più plausibili quando vengono valutati per singolo sito o come differenze tra periodi (ad es. primi anni vs anni più recenti), piuttosto che come un'unica traiettoria media per l'intero dataset. Inoltre, la letteratura suggerisce che il grado di degradazione idromorfologica può modulare le risposte di lungo periodo delle comunità, rendendo plausibili traiettorie differenti tra tratti anche a pressioni simili (de Donnovà et al., 2024).

4.6 Considerazioni rispetto alle ipotesi di lavoro

I risultati ottenuti permettono di valutare in che misura le ipotesi formulate inizialmente trovino riscontro nei dati. L'ipotesi H1, secondo cui la struttura delle comunità di macroinvertebrati varia tra siti e nel tempo in relazione alle condizioni ambientali, è ampiamente supportata: la forte eterogeneità spaziale e la marcata stagionalità osservate, insieme alle differenze tra bacini e tipologie fluviali, confermano un controllo ambientale significativo sulla risposta biologica.

L'ipotesi H2, che attribuisce un ruolo rilevante alle pressioni antropiche legate all'uso del suolo, trova riscontro nei gradienti chimico-fisici e nella relazione negativa tra IBMWP, conducibilità e nutrienti. Tuttavia, la variabilità idrologica tipica dei sistemi mediterranei modula e talvolta amplifica tali pressioni, contribuendo a risposte non lineari e sito-specifiche.

Infine, l'ipotesi H3, secondo cui i siti caratterizzati da maggiore naturalità e migliore qualità dell'habitat presentano valori più elevati degli indici biologici, è pienamente coerente con i risultati dei modelli: *Natural_uses* e *IHF* emergono come i driver più robusti e consistenti della qualità biologica. Nel complesso, le evidenze suggeriscono che la risposta dei macroinvertebrati derivi dall'interazione tra pressioni locali, condizioni dell'habitat e dinamica idrologica, confermando la necessità di una lettura integrata dei diversi fattori ambientali.

Per quanto riguarda l'ipotesi H4, relativa alla presenza di un trend temporale nel periodo 2002–2025, i risultati non evidenziano un andamento lineare uniforme dell'indice IBMWP. La forte variabilità interannuale e la natura episodica delle risposte biologiche nei sistemi mediterranei suggeriscono che eventuali cambiamenti nel tempo siano più coerenti con dinamiche non lineari, anni estremi o risposte sito-specifiche, piuttosto che con un trend monotono.

4.7 Limiti dello studio

L'interpretazione dei risultati va considerata come soggetta ad alcuni limiti legati alla copertura temporale e spaziale dei dati, alla possibile disomogeneità metodologica lungo il periodo di studio e alla complessità delle relazioni tra i driver:

- Il dataset presenta inevitabilmente una copertura non uniforme tra siti e anni, con periodi o variabili meno rappresentati e presenza di valori mancanti. Inoltre, la separazione per stagione (primavera/estate) riduce ulteriormente il numero effettivo di osservazioni per alcune combinazioni sito-anno-stagione. Tutto ciò può limitare la potenza statistica nel rilevare effetti deboli o trend temporali, e contribuisce a una maggiore incertezza nelle stime per predittori meno campionati.
- Il fatto di utilizzare i dati raccolti su un arco temporale lungo potrebbe implicare possibili differenze nel tempo relative a protocolli di campionamento, strumentazione, limiti di rilevabilità e procedure di laboratorio (oltre a eventuali cambiamenti operativi legati al contesto). Anche quando la metodologia è sostanzialmente stabile, piccole variazioni possono aumentare la variabilità osservata, soprattutto per parametri chimici sensibili a condizioni puntuali e stagionali. In particolare, alcuni indici e descrittori (ad es. QBR) possono essere disponibili in una sola stagione o con frequenze diverse, riducendo la comparabilità temporale completa.
- Nonostante la selezione dei predittori e il controllo di collinearità (correlazioni/VIF), una parte dei driver ambientali rimane naturalmente correlata (ad es. conducibilità e ioni principali, nutrienti tra loro, variabili termiche), con il rischio di instabilità delle stime o di redistribuzione degli effetti tra predittori correlati. Inoltre, l'inclusione di *Year* come covariata lineare testa un trend medio monotono, ma non intercetta necessariamente cambiamenti non lineari, soglie o transizioni per fasi. Anche l'autocorrelazione temporale (valori vicini nel tempo tendono ad assomigliarsi) e la presenza di eventi estremi (anni molto secchi o molto piovosi) possono influenzare le serie, rendendo più complessa l'identificazione di trend deboli rispetto alla variabilità naturale.

L'indice IBMWP e le metriche derivate dai macroinvertebrati sono indicatori potenti ma rispondono simultaneamente a molteplici fattori (chimica, habitat, regime di flusso, stagionalità, dinamiche di colonizzazione). Nei sistemi mediterranei, la forte variabilità idrologica può produrre oscillazioni rilevanti anche in assenza di cambiamenti strutturali delle pressioni. Di conseguenza, variazioni osservate nell'indice non possono essere attribuite a un singolo driver senza considerare il contesto e l'insieme dei fattori concomitanti.

5. CONCLUSIONI:

Nel complesso, i risultati dello studio indicano che interventi mirati su habitat/vegetazione ripariale e riduzione delle pressioni chimico-fisiche rappresentano punti focali per sostenere la qualità biologica. Per il monitoraggio futuro, l'adozione di variabili rilevanti e approcci che tengano conto di non linearità ed eventi estremi potrebbe migliorare la capacità di rilevare cambiamenti reali nel tempo.

In sintesi, l'IBMWP risulta principalmente associato a naturalità del bacino e qualità dell'habitat, mentre conducibilità/ossigeno/nutrienti modulano ulteriormente la risposta, soprattutto in condizioni di magra.

La conservazione e il recupero di aree naturali e di corridoi ripariali possono contribuire a limitare pressioni diffuse e a migliorare la resilienza del sistema, soprattutto in condizioni di variabilità mediterranea. A livello locale, azioni di riqualificazione idromorfologica (incremento eterogeneità di microhabitat, protezione della vegetazione ripariale, mitigazione di semplificazioni dell'alveo) appaiono coerenti con l'associazione positiva tra IBMWP e IHF. Allo stesso tempo, i segnali legati a conducibilità e nutrienti indicano l'importanza di interventi sulla componente chimico-fisica, tramite il controllo e la riduzione dei carichi puntuali (scarichi e depurazione) e diffusi (pratiche agricole, gestione fertilizzanti, fasce tampone riparie), con particolare attenzione ai periodi di magra estiva, quando la minore diluizione può amplificare gli stress.

In un contesto mediterraneo, la **variabilità idrologica** non rappresenta solo “rumore” ma un elemento strutturale del sistema, e la sua preservazione è considerata cruciale per la conservazione a lungo termine della biodiversità acquatica. In questo quadro, i cambiamenti globali possono agire sia direttamente (stress climatico) sia indirettamente amplificando l'effetto delle pressioni locali; tuttavia, la letteratura evidenzia che le minacce antropiche legate a perdita/alterazione di habitat e gestione del flusso possono accelerare i rischi per la fauna d'acqua dolce e richiedono interventi urgenti di governance che incorporino l'alta variabilità intrinseca di questi fiumi. (Cid et al., 2017).

Suggerimenti per monitoraggi futuri e studi successivi

Per migliorare la capacità di rilevare cambiamenti reali nel tempo in contesti mediterranei, è utile adottare un set integrato di variabili rappresentative, combinando un indicatore biologico (IBMWP) con descrittori di habitat e riparia (IHF e/o QBR), variabili chimico-fisiche sensibili ai periodi di magra (come conducibilità e ossigeno disciolto), almeno un nutriente chiave (nitrati o fosfati) e un indicatore idrologico legato alle condizioni di bassa portata. È inoltre cruciale mantenere la comparabilità stagionale tra primavera ed estate e rafforzare il monitoraggio in anni o periodi potenzialmente estremi (siccità ed eventi di piena), poiché le risposte dei bioindicatori possono essere episodiche e non lineari. Infine, dal punto di vista analitico, approcci in grado di catturare dinamiche non lineari e differenze tra siti (ad esempio confronti per periodi, modelli non lineari, GAM, o pendenze specifiche per sito) potrebbe offrire una lettura più articolata della risposta biologica e rafforzare la capacità di individuare i driver del cambiamento ecologico.

6. SUMMARY:

Rivers are crucial ecosystems that serve as habitats for a wide range of species while providing essential ecosystem services, including potable water, agricultural support, and natural purification processes. Their complex dynamics promote high biodiversity and facilitate ecological connectivity between terrestrial and aquatic environments. However, rivers are increasingly threatened by human activities such as urbanization, intensive agriculture, and climate change, which disrupt their natural functions, leading to habitat degradation and a decline in ecological integrity.

This study utilized data from the Osona Rivers Project, focusing on the Ter River and its tributaries in northeastern Catalonia, Spain. A comprehensive monitoring approach was adopted, incorporating biological, chemical and hydromorphological indicators over a 23-year period (2002–2025). Sampling was conducted during two key seasons—spring and summer—to capture seasonal variability in ecological conditions. Key parameters measured included benthic macroinvertebrate communities, water quality variables (e.g., nutrients, conductivity, dissolved oxygen), and habitat characteristics.

The main objective of the study was to evaluate long-term ecological changes in the Ter River system and to identify the environmental drivers most strongly associated with the variability of the IBMWP index. The analysis aimed to disentangle the effects of land-use pressures, habitat quality and chemical stressors from the natural hydrological variability typical of Mediterranean rivers, providing a holistic understanding of the ecological status of the system.

The results demonstrated significant variability in ecological quality across different sampling sites. The **IBMWP** index, which reflects the health of macroinvertebrate communities, revealed a clear correlation with land use and habitat conditions. Sites with higher percentages of natural land use exhibited greater biodiversity and more favorable ecological conditions, while urbanized and agricultural areas displayed increased pollution levels and lower ecological health. Seasonal differences were also observed, with some sites experiencing lower biodiversity during spring compared to summer, highlighting the impact of hydrological changes and water quality fluctuations over time.

In the discussion, the findings were contextualized within the broader framework of river ecology and management. The study emphasized the critical role of **natural habitats and hydromorphological quality in supporting healthy aquatic communities**. It was noted that multiple stressors, including chemical pollution and hydrological alterations, often interact in complex ways, leading to compounded negative effects on biodiversity. The results underscore the importance of integrated management strategies that address both ecological and hydrological factors to enhance river resilience against ongoing environmental changes.

The study concludes that proactive measures aimed at restoring natural habitats and reducing chemical pollution are essential for improving the ecological quality of rivers. Future monitoring efforts should adopt a comprehensive approach, incorporating a diverse array of ecological and hydrological indicators to effectively manage and conserve Mediterranean river systems. By doing so, it will be possible to better understand the dynamics of river health and respond to the challenges posed by climate change and human activities.

7. BIBLIOGRAFIA :

Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F. and Sabater, S. (2005) ‘Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects’, *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4), pp. 919–933.

Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C.N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K. and Palmer, M.A. (2014) ‘Why should we care about temporary waterways?’, *Science*, 343, pp. 1080–1081. <https://doi.org/10.1126/science.1246666>

Ademollo, N. et al. (2011) ‘Fate and monitoring of hazardous substances in temporary rivers’, *Trends in Analytical Chemistry*, 30, pp. 1222–1232. DOI: 10.1016/j.trac.2011.05.002

Agència Catalana de l’Aigua (2006) *Protocol HIDRI: Protocol d’avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*. Barcelona: Agència Catalana de l’Aigua.

Agència Catalana de l’Aigua (2006a) *BIORI: Protocol d’avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Barcelona: Agència Catalana de l’Aigua

Agència Catalana de l’Aigua (ACA) (2010) *Report of environmental sustainability: the zonal plan for implementing environmental flows in the upper basin of Ter River*. Barcelona: Generalitat de Catalunya.

Agència Catalana de l’Aigua (ACA) (2022a) *Report of longitudinal connectivity: structures present in the rivers of the Internal Basins of Catalonia and improvement actions*. Barcelona: Generalitat de Catalunya.

Agència Catalana de l’Aigua (ACA) (2022–2027) *Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya 2022–2027. Annex IX: Objectius ambientals i normes de qualitat de les masses d’aigua superficials*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Available at: https://info.aca.gencat.cat/ca/aca/informacio/geco/plans-programes/PDG/CA/01-09_Annex09_Objectius_ambientals_superficials.pdf.

Agència Catalana de l’Aigua (ACA) (n.d.) *Sistema de Dades Integrat de Medi (SDIM21)*. Available at: <https://aplicacions.aca.gencat.cat/sdim21/seleccioXarxes.do> (Accessed: 27 January 2026).

Alba-Tercedor, J. and Sánchez-Ortega, A. (1988) ‘Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978)’, *Limnetica*, 4, pp. 51–56.

Arenas-Sánchez, A., Rico, A. and Vighi, M. (2016) ‘Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: state of the art’, *Science of the Total Environment*, 572, pp. 390–403.

Arenas-Sánchez, A. et al. (2019) ‘Effects of increased temperature, drought, and an insecticide on freshwater zooplankton communities’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38, pp. 396–411.

Arenas-Sánchez, A., Dolédec, S., Vighi, M. and Rico, A. (2021) ‘Effects of anthropogenic pollution and hydrological variation on macroinvertebrates in Mediterranean rivers: a case study in the upper Tagus river basin (Spain)’, *Science of the Total Environment*, 766, 144044. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144044>

- Arnott, S.E., Yan, N., Keller, W. and Nicholls, K. (2001)** ‘The influence of drought-induced acidification on the recovery of plankton in Swan Lake (Canada)’, *Ecological Applications*, 11(3), pp. 747–763.
- Baatrup-Pedersen, A. et al. (2017)** ‘A new paradigm for biomonitoring: an example building on the Danish Stream Plant Index’, *Methods in Ecology and Evolution*, 8, pp. 297–307.
- Barceló, D. and Sabater, S. (2010)** ‘Water quality and assessment under scarcity: prospects and challenges in Mediterranean watersheds’, *Journal of Hydrology*, 383(1), pp. 1–4.
- Barquín, J., Fernández, D., Álvarez-Cabria, M. & Peñas, F. (2011)**. Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica*, 30(2), 329–346.
<https://doi.org/10.23818/limn.30.24>
- Barquin, J., B. et al. (2012)**. Assessing the conservation status of alder-ash alluvial forest and Atlantic salmon in the Natura 2000 river network of Cantabria, Northern Spain. In: River conservation and management. P. J. Boon & P. J. Raven, (eds.): 191–208. WileyBlackwell. Chichester. UK.
- Bates, L.M., Thompson, A.M. & Prasad, L.R. (2025)** *Investigating interactions between macroinvertebrate indices, water quality parameters, and stream quality classifications in a Wisconsin agricultural watershed*. *Journal of Environmental Quality*, 55, e70122. Available at: <https://doi.org/10.1002/jeq2.70122>
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Bardina, M., Solà, C., Munné, A. and García-Berthou, E. (2016)** ‘Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects’, *Ecology of Freshwater Fish*, 25, pp. 295–306.
<https://doi.org/10.1111/eff.1221>
- Berger, E. et al. (2018)** ‘Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa?’, *Science of the Total Environment*, 619, pp. 144–154.
- Bollmohr, S. and Schulz, R. (2009)** ‘Seasonal changes of macroinvertebrate communities in a western Cape river receiving nonpoint-source insecticide pollution’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, pp. 809–817.
- Boix, D., García-Berthou, E., Gascón, S., Benejam, L., Tornés, E., Sala, J., Benito, J., Munné, A., Solà, C. and Sabater, S. (2010)** ‘Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers’, *Journal of Hydrology*, 383(1–2), pp. 135–146.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.014>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. and Statzner, B. (2006)** ‘Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches’, *Annual Review of Entomology*, 51, pp. 495–523.
- Bonada, N., Rieradevall, M. and Prat, N. (2007)** ‘Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network’, *Hydrobiologia*, 589, pp. 91–106.
- Bonada, N. and Resh, V.H. (2013)** ‘Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems’, *Hydrobiologia*, 719, pp. 1–29.

- Boxall, A.B.A. (2011)** *Hazardous substances in Europe's fresh and marine waters: an overview*. Luxembourg : Publications Office of the European Union.
- Breiman, L. (2001)** 'Random Forests', *Machine Learning*, 45, pp. 5–32.
- Calmano, W., Hong, J. and Förstner, U. (1993)** 'Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential', *Water Science and Technology*, 28, p. 223.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. & Schäfer, R. (2019)** *Salt in freshwaters: causes, effects and prospects – introduction to the theme issue*. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 374, 20180002. Available at: <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0002>
- Carere, M., Miniero, R. and Cicero, M.R. (2011)** 'Potential effects of climate change on the chemical quality of aquatic biota', *Trends in Analytical Chemistry*, 30(8), pp. 1214–1221.
- Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis (CERM) (2024)** *Estat ecològic dels cursos fluvials d'Osona. Memòria de l'any 2024*. Vic : Universitat de Vic – Universitat Central de Catalunya.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V. (2011)**. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.* 9, 222–228.
- Cid, N., Bonada, N., Carlson, S. M., Grantham, T. E., Gasith, A., & Resh, V. H. (2017)**. High Variability Is a Defining Component of Mediterranean-Climate Rivers and Their Biota. *Water*, 9(1), 52. <https://doi.org/10.3390/w9010052>
- Corcoll, N. et al. (2015)** 'Effects of flow intermittency and pharmaceutical exposure on stream biofilms', *Science of the Total Environment*, 503, pp. 159–170.
- Consorci del Ter (n.d.)** *Localització*. Available at: <https://www.consorcidelter.cat/el-territori/localitzacio>
- Conte, G. (s.d.)** *L'ecosistema fiume e le sue alterazioni dovute all'azione umana* [PDF/Presentazione]. Materiali didattici. Disponibile su: <https://www.contrattidifiume.it/.galleries/doc-formazione/contel.pdf>
- Dahm, C.N. et al. (2003)** 'Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought', *Freshwater Biology*, 48(7), pp. 1219–1231.
- Davis, J., Sim, L. and Chambers, J. (2010)** 'Multiple stressors and regime shifts in shallow aquatic ecosystems in antipodean landscapes', *Freshwater Biology*, 55(s1), pp. 5–18.
- de Donnová, S., Devánová, A., Barešová, L., Zahrádková, S. and Bojková, J. (2024)** 'Hydromorphological degradation modifies long term macroinvertebrate responses to water quality and climate changes in lowland rivers', *Environmental Research*, 261, 119638. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119638>
- Death, R.G. (2008)** 'The effect of floods on aquatic invertebrate communities', in Lancaster, J. and Briers, R.A. (eds) *Aquatic insects: challenges to populations*. Wallingford : CAB International, pp. 103–121.
- Dolédec, S. and Statzner, B. (2010)** 'Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments', *Journal of the North American Benthological Society*, 29, pp. 286–311. <https://doi.org/10.1899/08-090.1>

EEA (European Environment Agency) (2012) *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012*. EEA Report No 12/2012. Copenhagen : European Environment Agency.

Eggleton, J. and Thomas, K.V. (2004) ‘A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events’, *Environment International*, 30(7), pp. 973–980.

Elliott, M. and Quintino, V. (2007) ‘The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas’, *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), pp. 640–645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.003>

Enciclopèdia Catalana (n.d.) Osona. Available at: <https://www.enciclopedia.cat/comarques-de-catalunya/osona> (Accessed: 27 January 2026).

Espinosa, C., Abril, M., Bretxa, È., Jutglar, M., Ponsá, S., Sellarès, N., Vendrell-Puigmitjà, L., Llenas, L., Ordeix, M. and Proia, L. (2021) ‘Driving factors of geosmin appearance in a Mediterranean river basin: the Ter River case’, *Frontiers in Microbiology*, 12, 741750. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.741750>

European Commission (2000) *Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities*, L 327, pp. 1–73.

European Commission (2003) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document*. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.

Feio, M.J., Dolédec, S. and Graça, M.A.S. (2015) ‘Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities’, *Environmental Pollution*, 196, pp. 300–308.

Fenoglio, S., Bo, T., Cucco, M., Mercalli, L. and 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), pp. 374–383. <https://doi.org/10.1080/11250000903176497>

Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. e Hurley, M.D. (1986) ‘A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context’, *Environmental Management*, 10, pp. 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>.

Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Ferreol, M., Delattre, C. & Souchon, Y. (2013) ‘Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities’, *Global Change Biology*, 19, pp. 1085–1099.

Fornaroli, R., Balestrini, R., Canobbio, S. and Mezzanotte, V. (2020) ‘Spatial and temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in the River Po catchment (Northern Italy)’, *Water*, 12(9), 2438. <https://doi.org/10.3390/w12092452>

Fritz, K.M. and Dodds, W.K. (2004) ‘Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system’, *Hydrobiologia*, 527(1), pp. 99–112.

Fritz, K.M. and Dodds, W.K. (2005) ‘Harshness: characterisation of intermittent stream habitat over space and time’, *Marine and Freshwater Research*, 56(1), pp. 13–23.

- Gallart, F. et al. (2017).** TREHS : An open-access software tool for investigating and evaluating temporary river regimes as a first step for their ecological status assessment. *Science of the Total Environment*, 607–608, 519–540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.209>
- García-Berthou, E. et al. (2012)** ‘A technical note on seasonal growth models’, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, pp. 635–640.
- García-Roger, E.M. et al. (2011)** ‘Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams?’, *Aquatic Sciences*, 73(4), pp. 567–579.
- Gasith, A. and Resh, V.H. (1999)** ‘Streams in Mediterranean climate regions’, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, pp. 51–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.51>
- Ghazoul, J. Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J. and King, L.A. (2015)** ‘Conceptualizing forest degradation’, *Trends in Ecology & Evolution*, 30(10), pp. 622–632. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>
- Golladay, S.W. et al. (2002)** *Changes in mussel assemblage composition in the Lower Flint River Basin from 1999 to 2001: an assessment of the impacts of 2000 drought*. Atlanta: Georgia Department of Natural Resources, Environmental Protection Division, Georgia Geologic Survey.
- Gurí, R., Benejam, L., Ordeix, M. & Arranz, I. (2024)** ‘Assessing water diversion impacts on the fish community size structure in headwater stream stretches’, *Hydrobiologia*, 851, pp. 3413–3431. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05507-4>
- Haase, P. et al. (2023)** ‘The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt’, *Nature*, 9 August 2023. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>
- Hamilton, S.K., Bunn, S.E., Thoms, M.C., Marshall, J.C., Fellows, C.S., Sheldon, F. & Harch, B.D. (2005)** ‘Persistence of aquatic refugia between flow pulses in a dryland river system (Cooper Creek, Australia)’, *Limnology and Oceanography*, 50(3), pp. 743–754.
- Haury, J., Peltre, M.C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G. & Muller, S. (2006)** ‘Macrophytes in aquatic ecosystems: from biology to management’, *Developments in Hydrobiology*, 190, pp. 153–158. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5390-0_22
- Hering, D. et al. (2006)** ‘Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress’, *Freshwater Biology*, 51, pp. 1757–1785. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x>
- Hering, D. et al. (2015)** ‘Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress’, *Science of the Total Environment*, 503–504, pp. 10–21.
- Herrera-Pantoja, M. and Hiscock, K.M. (2015)** ‘Projected impacts of climate change on water availability indicators in central Mexico’, *Environmental Science & Policy*, 54, pp. 81–89.
- Holmstrup, M., Bindsbøl, A.-M., Oostingh, G.J., Duschl, A., Scheil, V., Köhler, H.-R., Loureiro, S. & Soares, A.M.V.M. (2010)** ‘Interactions between environmental chemicals and natural stressors’, *Science of the Total Environment*, 408, pp. 3746–3762.

Hooper, D.U. et al. (2012) ‘A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change’, *Nature*, 486, pp. 105–108.

IPCC (2014) *Climate Change 2014 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edited by Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer. Geneva : IPCC.

Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. (2004) ‘Protocolo GUADALMED (PRECE)’, *Limnética*, 21(3–4), pp. 187–204.

Johnson, S.L. and Ringler, N.H. (2014) ‘The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: a comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY)’, *Ecological Indicators*, 41, pp. 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.006>

JOINT NATURE CONSERVATION COMMITTEE (2007). Second Report by the UK under Article 17 on the implementation of the Habitats Directive from January 2001 to December 2006. JNCC.

Jones, J. I., Lloyd, C. E. M., Murphy, J. F., Arnold, A., Duerdoth, C. P., Hawczak, A., Pretty, J. L., Johns, P. J., Freer, J. E., Stirling, M. W., Richmond, C., & Collins, A. L. (2023). What do macroinvertebrate indices measure? Stressor-specific stream macroinvertebrate indices can be confounded by other stressors. *Freshwater Biology*, 68, 1330–1345. <https://doi.org/10.1111/fwb.14106>

Jourdan, J., Klimek, N.M., Stoller, S., Soose L. J., Hollert H., Oehlmann J., Denslow N., Rocabayera O. C. (2025). Nitrogen pollution in rivers as potential driver of invertebrate species turnover. *Environ Sci Eur* 37, 234. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01300-9>

Kalogianni, E., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S. & Skoulikidis, N. (2017) ‘Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages’, *Science of the Total Environment*, 603–604, pp. 639–650.

Karaouzas, I., Skoulikidis, N.T., Vardakas, L., Mentzafou, A., Dimitriou, E. & Zogaris, S. (2018) ‘Assessing the ecological effects of water stress and pollution in a temporary river—implications for water management’, *Science of the Total Environment*, 618, pp. 1591–1604.

Karr, J.R. & Dudley, D.R. (1986) *Assessing biological integrity in running waters : a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, pp. 1–28.

Kirkby, M. and Froebrich, J. (2006) ‘Critical issues in the water quality dynamics of temporary waters’, in Froebrich, J. and Bauer, M. (eds) *Evaluation and recommendations from the Tempqsim Project*. Hanover : University of Hanover, pp. 8–11.

Kuzmanović, M. et al. (2017) ‘Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers’, *Environmental Research*, 156, pp. 485–493.

- Ladrera R, Belmar O, Tomas R, Prat N, Cañedo-Arguelles M (2019)** Agricultural impacts on streams near Nitrate Vulnerable Zones : A case study in the Ebro basin, Northern Spain. *PLoS ONE* 14(11): e0218582. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218582>
- Lahr, J. (1997)** ‘Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions’, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, pp. 50–57.
- Lam, M.W. et al. (2005)** ‘Aqueous photochemical reaction kinetics and transformations of fluoxetine’, *Environmental Science & Technology*, 39(2), pp. 513–522.
- Lazaridou, M. et al. (2016)** *Development of a national assessment method for the ecological status of rivers in Greece... (HESY-2)*. Athens : Ministry of Environment.
- Lemm, J.U. and Feld, C.K. (2017)** ‘Identification and interaction of multiple stressors in lowland rivers’, *Science of the Total Environment*, 603–604, pp. 148–154.
- Lemm, J.U. et al. (2021)** ‘Multiple stressors determine river ecological status at the European scale’, *Global Change Biology*, 27, pp. 1962–1975.
- Lobanova, A., Lutz, S.R., Geris, J. & Seibert, J. (2016)** ‘Impacts of changing climate on hydrology and hydropower production in the Tagus basin’, *Hydrological Processes*, 30, pp. 5039–5052.
- Lobanova, A., Lutz, S.R., Geris, J. & Seibert, J. (2017)** ‘Harmonizing human–hydrological systems under climate change’, *Journal of Hydrology*, 548, pp. 436–447.
- López-Doval, J.C., de Castro-Català, N., Bellinvia, S., Muñoz, I., Ginebreda, A., Barceló, D. & Sabater, S. (2013)** ‘Pollution in Mediterranean-climate rivers’, *Hydrobiologia*, 719, pp. 427–450.
- MAGRAMA (2013)** *Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables (ML-Rv-I-2013)*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Malmquist, B. and Rundle, S. (2002)** ‘Threats to running water ecosystems’, *Environmental Conservation*, 29, pp. 134–153.
- Manfrin, A., Larsen, S., Traversetti, L., Pace, G., Scalici, M., 2013.** Longitudinal variation of macroinvertebrate communities in a Mediterranean river subjected to multiple anthropogenic stressors. *Int. Rev. Hydrobiol.* 98, 155–164
- Martín, R. and Maynou, X. (2016)** ‘Dragonflies as indicators of habitat quality’, *International Journal of Odonatology*. <https://doi.org/10.1080/13887890.2016.1172991>
- Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archambault, V. and Usseglio-Polatera, P. (2012)** ‘A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands’, *Ecological Indicators*, 18, pp. 452–467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- Munné, A. & Prat, N. (2009).** Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628, 203–225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9758-1>

- Navarro-Ortega, A. et al. (2014)** ‘Scarcity and multiple stressors in Mediterranean water resources’, *Contributions to Science*, pp. 193–205.
- Nguyen, H.H., Welti, E.A.R., Haubrock, P.J. & Haase, P. (2023)** ‘Long-term trends in stream benthic macroinvertebrate communities are driven by chemicals’, *Environmental Sciences Europe*, 35, 108. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00820-6>
- Nõges, P. et al. (2016)** ‘Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress’, *Science of the Total Environment*, 540, pp. 43–52.
- Noto, L.V., Cipolla, G., Francipane, A. Pumo D. (2022).** *Climate Change in the Mediterranean Basin (Part I): Induced Alterations on Climate Forcings and Hydrological Processes. Water Resour Manage.* <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03400-0>
- Obermann, M., Rosenwinkel, K.H., Tournoud, M.G., Joyeux, J., Chocat, B. & Chebbo, G. (2009)** ‘Investigation of first flushes in a medium-sized Mediterranean catchment’, *Journal of Hydrology*, 373(3–4), pp. 405–415.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P. & McGlinn, D. (2016)** ‘Long-term changes in temperate stream invertebrate communities’, *Science of the Total Environment*, 565, pp. 481–488.
- Olden, J.D., Joy M. K., Death R. J. (2004)** ‘Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization’, *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), pp. 18–24.
- Ollero, A., Ballarín, J.M., Díaz, J.E., Mora, J.M., Sánchez, J.L., Acín, J.A. & Peña, J.L. (2007)** ‘Un índice hidrogeomorfológico (IHG)’, *Geographicalia*, 52, pp. 113–141.
- Ormerod, S.J., Dobson M., Hildrew A.G., Townsend C. R. (2010)** ‘Multiple stressors in freshwater ecosystems’, *Freshwater Biology*, 55, pp. 1–4.
- Ortiz, J.D., Martí, E., Puig, M.A., 2005.** Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545, 289–302
- Ortiz, J. and Ordeix, M. (eds) (2009)** *Espiadimonis, nàiades, sabaters i cuques de capsas : Els macroinvertebrats dels rius i zones humides de Catalunya*. Manlleu/Vic : Museu Industrial del Ter / Eumo Editorial.
- Osorio, V., Pérez S., López de Alda M. L., Barceló D., Guasch H., Sabateret S. (2014)** ‘Hydrological variation modulates pharmaceutical levels and biofilm responses in a Mediterranean river’, *Science of the Total Environment*, 472, pp. 1052–1061.
- Pardo, I. et al., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moya, G., Prat, N.L., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. & Vidal-Abarca, M.R. (2002)** ‘El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño d’un índice de diversidad de hábitat’, *Limnetica*, 21, pp. 115–133.
- Parreira de Castro, D.M., Dolédec, S., Callisto, M. (2018).** Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol. Indic.* 84, 573–582.

- Pedersen, E.J., Miller, D.L., Simpson, G.L. & Ross, N. (2019)** ‘Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv’, *PeerJ*, 7, e6876. <https://doi.org/10.7717/peerj.6876>
- Pereira, H.M. et al. (2013)** ‘Essential biodiversity variables – supplementary materials’, *Science*, 339(6117), pp. 277–279. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>
- Piggott, J.J., Lange, K., Townsend, C.R. and Matthaei, C.D. (2012)** ‘Multiple stressors in agricultural streams’, *PLoS ONE*, 7(11), e49873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049873>
- Piggott, J.J., Townsend, C.R. and Matthaei, C.D. (2015)** ‘Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors’, *Ecology and Evolution*, 5, pp. 1538–1547.
- Piló, D., Marques J. C., Martins A. M., Lillebø A. I. (2016)** ‘How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination ?’, *Ecological Indicators*, 71, pp. 645–659.
- Powell, K.E., Oliver, T.H., Johns, T., González-Suárez, M., England, J. and Roy, D.B. (2023)** ‘Abundance trends for river macroinvertebrates vary across taxa, trophic group and river typology’, *Global Change Biology*, 29(5), pp. 1282–1295. <https://doi.org/10.1111/gcb.16549>
- Prat, N. et al. (2014)** ‘The mirage toolbox: an integrated assessment tool for temporary streams’, *River Research and Applications*, 30, pp. 1318–1334.
- Prat, N. Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C. & Bonada, N. (2000)** *Ecostrimed: Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis*. Estudis de la qualitat ecològica dels rius, 8. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- Puigvila Feixas, I. (2006)** *Avaluació dels indicadors hidrològics a la riera del Sorreigs (Osona)*. Treball de recerca, Universitat Autònoma de Barcelona. Available at: <https://ddd.uab.cat/record/45372>
- R Core Team (2021)**. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reid, A.J. et al. (2019)** ‘Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity’, *Biological Reviews*, 94, pp. 849–873.
- Resh, V.H. and Rosenberg, D.M. (eds) (1993)** *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York : Chapman & Hall.
- Reynoldson, T.B. and Metcalfe-Smith, J.L. (1992)** ‘An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates’, *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1, pp. 295–308. <https://doi.org/10.1007/BF00044171>
- Ricart, M., Barceló S., López de Alda M. L., Barceló D., Sabater S., Muñoz I., Guasch H. (2010)** ‘Primary and complex stressors in polluted Mediterranean rivers: pesticide effects on biological communities’, *Journal of Hydrology*, 383(1–2), pp. 52–61.
- Rice, J. and Westerhoff, P. (2017)** ‘High levels of endocrine pollutants in US streams during low flow’, *Nature Geoscience*, 10, p. 587.

- Rico, A., Schäfer R. B., Bundschuh M., Van den Brink P. J. (2016)** ‘Relative influence of chemical and non-chemical stressors on invertebrate communities: a case study in the Danube River’, *Science of the Total Environment*, 571, pp. 1370–1382.
- Rieradevall, M., Bonada, N. and Prat, N. (1999)** ‘Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain)’, *Limnetica*, 17, pp. 45–56.
- Robson, B., Richardson J. S., Naiman R. J. (2011)** ‘Why life history information matters’, *Marine and Freshwater Research*, 62(7), pp. 801–810.
- Rubin, D.B. (1987)** *Multiple imputation for nonresponse in surveys*. New York: John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470316696>
- Sabater, S. and Tockner, K. (2010)** ‘Effects of hydrologic alterations on ecological quality’, in *Water scarcity in the Mediterranean*. Springer, pp. 15–39.
- Sabater, S., Navarro, E. and Guasch, H. (2002)** ‘Effects of copper on algal communities’, *Journal of Applied Phycology*, 14(5), pp. 391–398.
- Sabater, S., Barceló, D., De Castro-Catalá, N., Ginebreda, A., Kuzmanovic, M., Petrovic, M., Picó, Y., Ponsatí, L., Tornés, E., Muñoz, I., (2016)**. Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. *Environ. Pollut.* 210, 303–314
- Safriel, U. et al. (2005)** ‘Dryland systems’, in *Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press, pp. 623–662.
- Sawyer, J.A., Stewart P. M., Mullen M. M., Simon T. P., Bennett H. H. (2004)** ‘Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA’, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7, pp. 85–99. <https://doi.org/10.1080/14634980490281353>
- Schafer, J.L. (1997)** *Analysis of incomplete multivariate data*. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780367803025>
- Schinegger, R., Palt, M., Segurado, P. and Schmutz, S. (2016)** ‘Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters’, *Science of the Total Environment*, 573, pp. 1079–1088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.143>
- Servei Meteorològic de Catalunya (2014)** *Osona* [PDF]. Available at: <https://static-m.meteo.cat/wordpressweb/wp-content/uploads/2014/11/13083422/Osona.pdf> (Accessed: 27 January 2026).
- Soria, M. et al. (2020)** ‘Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers’, *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13538>
- Stanley, E.H., Fisher, S.G. and Grimm, N.B. (1997)** ‘Ecosystem expansion and contraction in streams’, *BioScience*, pp. 427–435.

- Statzner, B. and Bêche, L.A. (2010)** ‘Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?’, *Freshwater Biology*, 55, pp. 80–119.
- Tampo L, Kaboré I, Alhassan EH, Ouéda A, Bawa LM and Djaneye-Boundjou G (2021)** Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Front. Water* 3:662765. doi: 10.3389/frwa.2021.662765
- Theodoropoulos, C., Karaouzas, I. & Stubbington, R. (2020)** *Biotic indices of hydrological variability as tools to inform dynamic ecological status assessments in river ecosystems*. *Journal of Environmental Management*, 302, 113124. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113124>
- Tockner, K. and Stanford, J.A. (2002)** ‘Riverine flood plains: present state and future trends’, *Environmental Conservation*, 29, pp. 308–330.
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S. and Matthaei, C.D. (2008)** ‘Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors’, *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 1810–1819.
- Van Buuren, S. and Groothuis-Oudshoorn, K. (2011)** ‘mice: Multivariate imputation by chained equations in R’, *Journal of Statistical Software*, 45(3), pp. 1–67. <https://doi.org/10.18637/jss.v045.i03>
- Vaughan, I.P. and Ormerod, S.J. (2012)** ‘Large-scale, long-term trends in British river macroinvertebrates’, *Global Change Biology*, 18, pp. 2184–2194. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02662.x>
- Velasco, J., Millán, A., Hernández, J., Gutiérrez, C., Abellán, P., Sánchez, D. & Ruiz, M. (2006)** *Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream*. Department of Ecology and Hydrology, University of Murcia, Murcia, Spain.
- Verdonschot, P.F., Hering, D., Murphy, J., Jähnig, S.C., Rose, N.L., Graf, W., Brabec, K., Sandin, L. (2010)**. Climate change and the hydrology and morphology of freshwater ecosystems. In: Kernan, M., Battarbee, R., Moss, B. (Eds.), *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd.
- Vidal-Abarca, R., Sánchez-Montoya, M.M., Guerrero, C., Gómez, R., Arce, M.I., García-García, V. & Suárez, M.L. (2013)** *Effects of intermittent stream flow on macroinvertebrate community composition and biological traits in a naturally saline Mediterranean stream*. *Journal of Arid Environments*
- Vörösmarty, C.J. et al. (2010)** ‘Global threats to human water security and river biodiversity’, *Nature*, 467, pp. 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Wagenhoff, A., Townsend C. R., Phillips N., Matthaei C. D. (2011)** ‘Subsidy-stress and multiple-stressor effects’, *Freshwater Biology*, 56, pp. 1916–1936.
- Wagenhoff, A., Townsend, C.R. and Matthaei, C.D. (2012)** ‘Macroinvertebrate responses along stressor gradients’, *Journal of Applied Ecology*, 49, pp. 892–902.
- Wagenhoff, A., Townsend, C.R. and Matthaei, C.D. (2013)** ‘Patterns of benthic algae and cyanobacteria’, *Freshwater Biology*, 58(9), pp. 1849–1863.

Werritty, A. (1997) ‘Short term changes in channel stability’, in *Applied fluvial geomorphology*. Wiley, pp. 47–65.

White, I.R., Royston, P. and Wood, A.M. (2011) ‘Multiple imputation using chained equations: issues and guidance for practice’, *Statistics in Medicine*, 30(4), pp. 377–399. <https://doi.org/10.1002/sim.4067>

Williams, D.D. (2005) *The biology of temporary waters*. Oxford: Oxford University Press.

Worischka, S., Schöll F., Winkelmann C., Petzoldt T. (2023) ‘Twenty-eight years of ecosystem recovery and destabilisation’, *Science of the Total Environment*, 875, 162678. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162678>

Wright, J.F. Moss, D., Armitage, P.D. & Furse, M.T. (1984) ‘A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data’, *Freshwater Biology*, 14, pp. 221–256.

Wright, M.N. and Ziegler, A. (2017) ‘ranger: a fast implementation of Random Forests for high dimensional data in C++ and R’, *Journal of Statistical Software*, 77(1), pp. 1–17. <https://doi.org/10.18637/jss.v077.i01>

Zhuang, Y., Allen, H.E. and Fu, G. (1994) ‘Effect of aeration of sediment on cadmium binding’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(5), pp. 717–724.

8. SEZIONE ALLEGATI - APPENDICE A:

Tabella A. La tabella riporta gli obiettivi e le norme di qualità per le masse d'acqua superficiali, includendo (tra gli altri) parametri quali ossigeno, ammonio, fosfati, nitrati, ossigeno disciolto, conducibilità, cloruri e pH, oltre alle norme di qualità ambientale per specifiche sostanze (CERM 2024).

Parametro					
Conducibilità elettrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	< 101	101 - 500	501 - 1000	1001 - 3000	>3000
pH	< 5.0	5.0 - 6.5	6.6 - 7.5	7.6 - 9	> 9.0
Ossigeno disciolto ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	> 8.9	7.0 - 8.9	5.0 - 6.9	3.0 - 4.9	< 3.0
Ammonio ($\text{mg N-NH}_4^+/\text{L}$)	< 0.1	0.1 - 0.4	0.5 - 0.9	1.0 - 4.0	> 4.0
Nitrati ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$)	< 0.7	0.7 - 10.0			> 10.0
Nitriti ($\text{mg N-NO}_2^-/\text{L}$)	< 0.01	0.01 - 0.10			> 0.10
Fosfati ($\text{mg P-PO}_4^{3-}/\text{L}$)	< 0.03	0.03 - 0.09	0.10 - 0.29	0.30 - 0.49	>0.49
Cloruri ($\text{mg Cl}^-/\text{L}$)	<25	25 - 99	100-199	200-1000	>1000
Solfati ($\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L}$)	<250 ppm	250-1000 ppm			>1000 ppm

Nota (valida per Appendici A e B): Le celle sono colorate in base alla classe di qualità ecologica: azzurro= ottima qualità, verde = buona, giallo = moderata, arancione = negativa, rosso = pessima; secondo il CERM.

Allegato A. L'allegato A riporta la tabella di calcolo per la valutazione dell'indice FBILL (Prat et al., 2002):

Tavola per il calcolo dell'indice FBILL								
Gruppo d'entrata	N° fam diverse dentro al gruppo	N° totale di famiglie dell'intero campione						
		0-2	3-5	6-10	11-14	15-19	>19	
A	Plecoptera	>1	-	7	8	9	10	10
	(eccetto Leuctridae)	1	-	6	7	8	9	10
B	Leuctridae	>1	-	6	7	8	9	10
	Tricotteri con astuccio (eccetto Limnephilidae)	1	-	5	6	7	8	9
C	Heptageniidae							
	Limnephilidae	>1	-	5	6	7	7	8
	Rhyacophilidae							
D	Elmidae	1	-	4	5	6	6	7
	Gammaridae							
E	Hydropsychidae							
	Hydroptilidae							
F	Efemeroptera (eccetto Heptageniidae)		3	4	5	6	6	-
	Ancylidae		2	3	4	5	-	-
G	Chironomidae not red							
	Physidae							
F	Oligochaeta		1	2	3	-	-	-
	Culicidae							
G	Chironomidae red							
	Syrphidae			1	-	-	-	-
G	Senza macroinvertebrats							

Tabella A1: Qualità degli indici IASPT, ricchezza tassonomica (S), EPT e OCH

FBILL	0-1	2-3	4-5	6-7	8-10
IASPT	0.0 - 2.0	2.1 - 3.0	3.1 - 4.0	4.1 - 5.0	> 5.0
S	< 10	10 - 20	21 - 30	31 - 40	> 40
EPT	< 2	3-5	6-10	11-15	> 15
OCH	< 2	3-5	6-10	11-15	> 15

Allegato B: Fogli di campo (schede tassonomiche) utilizzati per la registrazione delle famiglie di macroinvertebrati e delle classi di abbondanza, necessari al calcolo degli indici biologici

	1	2	3	Abbondanza
PORIFERA				
Spongillidae		8		
CNIDARIA				
Clavidae				
Hvdridae		5		
Pettasidae				
TURBELLARIA				
Dendrocoelidae	5			
Dugesiidae	5	5		
Planariidae	5	5		
NEMATODA				
NEMATOMORPHA				
BRYOZOA				
OLIGOCHAETA				
Enchytraeidae	1	1	F	
Haplotaxidae		1		
Lumbricidae		1		
Lumbriculidae		1		
Naididae		3		
Tubificidae		1		
HIRUDINEA				
Erpobdellidae	3	3		
Glossiphoniidae	3	5		
Hirudinidae	3	3		
Piscicolidae	4			
GASTEROPODA				
Acroloxidae		3		
Ancylidae	6	6	E	
Bithyniidae	3	3		
Ferrissidae	6			
Hydrobiidae	3	3		
Lymnaeidae	3	3		
Neritidae	6			
Physidae	3	3	F	
Planorbidae	3	3		
Thiaridae	6			
Valvatidae	3	3		
Viviparidae	6	6		
BIVALVIA				
Margaritiferidae		7		
Pisidiidae*		5		
Sphaeriidae	3	3		
Unionidae	6	5		
CLADOCERA				
		3		
COPEPODA				
		3		
OSTRACODA				
		3	3	
AMPHIPODA				
Corophiidae	6			
Gammaridae	6	5	C	
Niphargidae				
ISOPODA				
Asellidae	3	3		
DECAPODA				
Astacidae	8	1		
Atyidae	6	7		
Cambaridae				
Palaemonidae	6	1		
HYDRACARINA				
	4	4		
COLEMBOLA				
EPHEMEROPTERA				
Ameletidae		10	D	
Baetidae	4	5	D	
Caenidae	4	5	D	
Ephemerellidae	7	7	D	
Ephemeridae	10	10	D	
Heptageniidae	10	10	B	
Lentophlebiidae	10	10	D	
Oligoneuriidae	5	7	D	
Polymitarcyidae	5	10	D	
Potamanthidae	10	10	D	
Protonistomatidae	7	8	D	
Siphonuridae	10	10	D	
PLECOPTERA				
Capniidae	10	10	A	
Chloronerlidae	10	10	A	
Leuctridae	10	7	B	
Nemouridae	7	8	A	
Perlidae	10	10	A	
Perlodidae	10	7	A	
Taeniopterygidae	10	10	A	
ODONATA				
Aeschnidae	8	8		
Calonterygidae	8	8		
Coenagrionidae	6	6		
Cordulegasteridae	8	8		
Corduliidae	8	9		
Gomphidae	8	8		
Lestidae	8	8		
Libellulidae	8	8		
Platycnemididae	6	6		
HETEROPTERA				
Apelocheiridae	10	3		
Corixidae	3	3		
Gerridae	3	3		
Hebridae		3		
Hydrometridae	3	3		
Mesovelidae	3	3		
Naucoridae	3	8		
Nepidae	3	3		
Notonectidae	3	3		
Ochteridae		3		
Pleidae	3	3		
Veliidae	3	5		
LEPIDOPTERA				
Crambidae	4	7		
MEGALOPTERA				
Sialidae	4	5		
NEUROPTERA				
Osmyidae		10		
Syriridae		9		
COLEOPTERA				
Chrysomelidae	4			
Clambidae	5			
Curculionidae	4			
Drvonidae	5	5		
Dytiscidae	3	3		
Elmidae	5	7	C	
Gvrinidae	3	3		
Halipidae	4	4		
Helophoridae	5	5		
Heteroceridae				
Hydraenidae	5	7		
Hydrophilidae	5	5		
Hydroscaphidae	3	3		
Hvgrobiidae				
Limnichidae	3	3		
Noteridae				
Scirtidae	3	3		
Psephenidae	3			
Scirtidae	3	4		

	1	2	3	Abbondanza
TRICHOPTERA				
Beraeidae	10	10	B	
Brachycentridae	10	10	B	
Calamoceratidae	10	9	B	
Ecnomidae	7	10		
Glossosomatidae	8	9	B	
Goeridae	10	10	B	
Helicopsychidae		10	B	
Hydropsychidae	5	5	D	
Hydrontilidae	6	6	D	
Lepidostomatidae	10	10	B	
Lentoceridae	10	10	B	
Limnephilidae	7	7	C	
Molannidae	10	8	B	
Odontoceridae	10	10	B	
Philopotamidae	8	8		
Phryganeidae	10	9	B	
Polycentronodidae	7	7		
Psychomyiidae	8	8		
Rhyacophilidae	7	8	C	
Sericostomatidae	10	10	B	
Uenoidae	10	10	B	
DIPTERA				
Anthomyiidae	4	4		
Athericidae	10	10		
Blephariceridae	10	10		
Ceratopogonidae	4	4		
Chaoboridae				
Chironomidae rosso	2	2	E	
Chironomidae			F	
Culicidae	2	1	F	
Dixidae	4	4		
Dolichopodidae	4	4		
Empididae	4	4		
Ephydriidae	2	2		
Limoniidae	4	4		
Psychodidae	4	4		
Ptychopteridae	4	4		
Rhagionidae	4	4		
Scatophagidae	4			
Sciomyzidae	4	4		
Simuliidae	5	4		
Stratiomyidae	4	4		
Syrphidae	1	1	G	
Tabanidae	4	4		
Thaumaleidae	2	2		
Tipulidae	5	4		
ALTRE				

INDICI	taxa	Punteggio/ classe
1-IBMWP		
2-IBMWPC		
3-FBILL (R)		
IASPT		
EPT Fam		
OCH Fam		

Allegato C. Protocolli per il calcolo degli indici di qualità idromorfologica. Protocollo per il calcolo dell'indice QBR (ACA, 2006 HIDRI).

Indice QBR - Qualità del Bosco Ripariale (scheda di campo)

Grado di copertura della zona ripariale							
	Punteggio		Descrizione				
1a	25		> 80% di copertura vegetale della zona ripariale				
1b	10		50-80% di copertura vegetale della zona ripariale				
1c	5		10-50% di copertura vegetale della zona ripariale				
1d	0		< 10% di copertura vegetale della zona ripariale				
1i	+10		se la connettività tra il bosco ripariale e l'ecosistema forestale adiacente è totale.				
1ii	+5		se la connettività tra il bosco ripariale e l'ecosistema forestale adiacente è superiore al 50%				
1iii	-5		se la connettività tra il bosco ripariale e l'ecosistema forestale adiacente è compresa tra il 25% e il 50%				
1iv	-10		se la connettività tra il bosco ripariale e l'ecosistema forestale adiacente è inferiore al 25%				
Struttura della copertura vegetale							
Punteggio							
	1a	1b	1c	1d			
2a	25	10	5	0	copertura arborea superiore al 75%.		
2b	10	5	0	0	copertura arborea compresa tra il 50% e il 75%, oppure copertura arborea tra il 25% e il 50% con una copertura arbustiva superiore al 25%.		
2c	5	0	0	0	copertura arborea inferiore al 50%, con la restante copertura costituita da arbusti tra il 10% e il 25%.		
2d	0	0	0	0	senza alberi		
2i	+10		se sulla riva la concentrazione di elofite, arbusti o megaforie supera il 50%.				
2ii	+5		se sulla riva la concentrazione di elofite, arbusti o megaforie è compresa tra il 25% e il 50%.				
2iii	+5		se gli alberi presentano un sottobosco arbustivo.				
2iv	-5		se ai piedi degli alberi la distribuzione è regolare (lineare) e il sottobosco supera il 50%.				
2v	-5		se alberi e arbusti sono distribuiti a macchie, senza continuità.				
2vi	-5		se non esiste un sottobosco consolidato (eccetto nelle zone con elevata pietrosità).				
2vii	-10		se ai piedi degli alberi la distribuzione è regolare (lineare) e il sottobosco è inferiore al 50%.				
Qualità della copertura vegetale							
Punteggio					Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
3a	25	Numero di specie arboree autoctone			>1	>2	>3
3b	10	Numero di specie arboree autoctone			1	2	3
3c	5	Numero di specie arboree autoctone			-	1	1-2
3d	0	senza alberi autoctoni					
3i	+10	se la comunità forma una fascia longitudinale continua adiacente al canale fluviale per oltre il 75% della lunghezza del tratto.			>2	>3	>4
3ii	+5	se la comunità forma una fascia longitudinale continua adiacente al canale fluviale per una percentuale compresa tra il 50% e il 75% della lunghezza del tratto.					
3iii		se le diverse specie si dispongono in bande parallele al fiume.					
3iv		se il numero di specie di arbusti autoctoni è:					
3v	-5	se sono presenti strutture costruite dall'uomo.					
3vi	-5	se è presente qualche specie perenne alloctona isolata.					
3vii	-10	se sono presenti specie perenni alloctone che formano comunità.					
3viii	-10	se vi sono scarichi o accumuli di rifiuti.					
Grado di naturalità del canale fluviale							
Punteggio							
4a	25	Il canale del fiume non è stato modificato.					
4b	10	Modifiche alle terrazze adiacenti all'alveo, con conseguente riduzione del canale.					
4c	5	Segni di alterazione e presenza di strutture rigide intermittenti che modificano il canale del fiume.					
4d	0	Fiume completamente canalizzato lungo l'intero tratto.					
4i	-10	se è presente qualche struttura solida all'interno dell'alveo del fiume.					
4ii	-10	se è presente una diga o un'altra infrastruttura trasversale nell'alveo del fiume.					
Punteggio finale: somma dei punteggi precedenti							

Protocollo per il calcolo dell'indice IHF (ACA, 2006 HIDRI).

Indice IHF - Indice di Habitat Fluviale (Scheda di csmo)

Blocchi		Punteggio	Punteggio assegnato
1. Inclusione delle rapide - sedimentazione nelle pozze			
Rapide	Pietre, ciottoli e ghiaia non fissati da sedimenti fini. Inclusione 0 - 30%.	10	
	Pietre, ciottoli e ghiaia poco fissati da sedimenti fini. Inclusione 30 - 60%.	5	
	Pietre, ciottoli e ghiaia mediamente fissati da sedimenti fini. Inclusione > 60%.	0	
Pozze isolate	Sedimentazione 0 - 30%.	10	
	Sedimentazione 30 - 60%.	5	
	Sedimentazione > 60%.	0	
Totale (una categoria)			
2. Frequenza delle rapide			
	Alta frequenza di rapide. Rapporto distanza tra rapide / larghezza del fiume < 7	10	
	Scarsa frequenza di rapide. Rapporto distanza tra rapide / larghezza del fiume 7 - 15	8	
	Presenza occasionale di rapide. Rapporto distanza tra rapide / larghezza del fiume 15 - 25	6	
	Predominanza di flusso laminare o rapidi rari. Rapporto distanza tra rapidi / larghezza del fiume > 25	4	
	Solo pozze	2	
Totale (una categoria)			
3. Composizione del substrato			
% Massi e pietre	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Ciottoli e ghiaia	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Sabbia	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Limo e argilla	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
Totale (somma delle categorie)			
4. Regimi di velocità / profondità			
poco prof.: < 0,5 m lento: < 0,3 m/s	Tutte e 4 le categorie: lento-profondo, lento-poco profondo, rapido-profondo e rapido-poco profondo.	10	
	Solo 3 delle 4 categorie	8	
	Solo 2 delle 4 categorie	6	
	Solo 1 delle 4 categorie	4	
Totale (una categoria)			
5. Percentuale di ombra sull'alveo			
	Ombreggiato con finestre di luce	10	
	Totalmente in ombra	7	
	Ampi spazi aperti	5	
	Scoperto	3	
Totale (una categoria)			
6. Elementi di eterogeneità			
Lettiera (foglie)	> 10% o < 75%	4	
	1 - 10% o > 75%	2	
	Presenza di tronchi e rami	2	
	Radici esposte	2	
	Dighe naturali	2	
Totale (somma delle categorie)			
7. Copertura della vegetazione acquatica			
% Pleuston e briofite Organismi che vivono sulla superficie e muschi acquatici o ripari	10 - 50%	10	
	1 - 10% o > 50%	5	
% Perifiton (Pecton) Comunità di alghe e microrganismi aderenti alle superfici sommerse (rocce, legni, sedimenti).	10 - 50%	10	
	1 - 10% o > 50%	5	
% Fanerogame acquatiche e carofite Piante vascolari sommerse o galleggianti (fanerogame) e macroalghe verdi dell'ordine Charales (carofite).	10 - 50%	10	
	1 - 10% o > 50%	5	
Totale (somma delle categorie)			
PUNTEGGIO FINALE (somma dei punteggi precedenti)			

Tabella A2: Qualità degli indici idromorfologici QBR e IHF.

QBR	0-25	30-50	55-70	75-90	95-100
IHF	< 40	40 - 60			> 60

9. SEZIONE ALLEGATI: APPENDICE B:

Tabella B1: Indici biologici dei macroinvertebrati – sono riportate media \pm deviazione standard degli anni 2002–2025 differenziate stagionalmente (P = Primavera; E = Estate).

Punti	Stagione	FBILL	IBMWP	IASPT	Ricchezza Tassonomica	EPT	OCH
Te 1	P	7 \pm 2,01	84 \pm 53,43	4 \pm 0,92	26 \pm 8,58	4 \pm 2,02	7 \pm 3,66
Te 1	E	7 \pm 1,91	77 \pm 52,19	4 \pm 0,93	27 \pm 9,22	4 \pm 1,95	9 \pm 3,76
Te 2	P	6 \pm 1,27	41 \pm 18,82	3 \pm 0,90	13 \pm 5,10	20 \pm 7,91	2 \pm 2,37
Te 2	E	6 \pm 1,47	49 \pm 27,42	3 \pm 0,94	15 \pm 6,08	23 \pm 8,05	3 \pm 2,38
Te 3	P	5 \pm 1,93	40 \pm 25,35	3 \pm 1,11	12 \pm 6,67	2 \pm 1,41	2 \pm 2,32
Te 3	E	6 \pm 1,52	46 \pm 21,71	3 \pm 0,87	14 \pm 5,96	2 \pm 1,47	3 \pm 2,19
Te 4	P	8 \pm 2,77	103 \pm 41,06	4 \pm 1,18	25 \pm 9,23	5 \pm 2,28	5 \pm 2,91
Te 4	E	8 \pm 3,04	112 \pm 40,04	4 \pm 1,19	28 \pm 9,69	5 \pm 2,73	8 \pm 3,51
Te 5	P	6 \pm 1,76	73 \pm 30,87	4 \pm 0,91	19 \pm 7,39	4 \pm 1,50	6 \pm 3,54
Te 5	E	6 \pm 1,52	78 \pm 27,15	4 \pm 0,86	22 \pm 6,59	3 \pm 1,59	7 \pm 2,99
Te 6	P	6 \pm 1,50	66 \pm 26,19	4 \pm 0,91	19 \pm 6,45	4 \pm 1,53	4 \pm 2,48
Te 6	E	6 \pm 1,47	71 \pm 27,06	4 \pm 0,93	20 \pm 6,90	4 \pm 1,73	5 \pm 2,73
Te 7	P	6 \pm 1,35	48 \pm 18,50	3 \pm 0,86	14 \pm 5,19	3 \pm 1,22	2 \pm 2,10
Te 7	E	6 \pm 1,37	55 \pm 20,44	3 \pm 0,86	16 \pm 5,31	3 \pm 1,43	3 \pm 1,95
Te 11	P	10 \pm 2,60	170 \pm 54,10	5 \pm 1,31	32 \pm 10,32	11 \pm 3,40	11 \pm 4,32
Te 11	E	10 \pm 2,46	158 \pm 51,79	5 \pm 1,31	31 \pm 9,99	9 \pm 2,85	11 \pm 4,49
Te 16	P	7 \pm 1,98	81 \pm 33,69	4 \pm 0,91	21 \pm 7,46	5 \pm 2,14	6 \pm 2,62
Te 16	E	8 \pm 2,23	90 \pm 33,80	4 \pm 0,98	24 \pm 8,18	5 \pm 1,97	8 \pm 3,60
Te 17	P	7 \pm 1,74	60 \pm 27,81	3 \pm 0,92	17 \pm 6,33	4 \pm 1,59	4 \pm 2,59
Te 17	E	7 \pm 2,11	66 \pm 28,66	4 \pm 1,02	18 \pm 7,08	4 \pm 2,14	5 \pm 2,67
Te 24	P	9 \pm 2,31	108 \pm 36,41	4 \pm 1,07	25 \pm 8,02	8 \pm 2,70	6 \pm 3,11
Te 24	E	9 \pm 2,35	122 \pm 36,31	5 \pm 1,10	27 \pm 7,92	7 \pm 2,38	8 \pm 3,27

Nota: Codifica cromatica come in Appendice A (CERM, 2024).

Tabella B2: Valori medi (\pm deviazione standard) di conducibilità elettrica, pH e ossigeno disciolto per sito e stagione (primavera/estate) nel periodo 2002–2025

Punti	Stagione	Conducibilità elettrica ($\mu\text{S/cm}$)	PH	Ossigeno disciolto mg/l
Te 1	P	1361 \pm 513,53	7,9 \pm 1,71	7,1 \pm 2,81
Te 1	E	1424 \pm 523,27	7,2 \pm 1,56	4,1 \pm 3,06
Te 2	P	1590 \pm 553,55	8,2 \pm 1,7	6,8 \pm 3,02
Te 2	E	1359 \pm 502,02	7,4 \pm 1,58	4,0 \pm 2,76
Te 3	P	1492 \pm 581,8	8,3 \pm 1,83	7,7 \pm 2,51
Te 3	E	1367 \pm 583,40	7,8 \pm 1,82	4,4 \pm 2,58
Te 4	P	684 \pm 255,42	8,2 \pm 2,24	9,2 \pm 1,88
Te 4	E	754 \pm 381,29	7,4 \pm 2,116	5,7 \pm 4,36
Te 5	P	1000 \pm 314,15	8,6 \pm 1,86	10,6 \pm 2,56
Te 5	E	1075 \pm 411,89	7,9 \pm 1,82	6,9 \pm 3,45
Te 6	P	1232 \pm 347,43	8,2 \pm 1,74	9,1 \pm 2,01
Te 6	E	1141 \pm 388,88	7,6 \pm 1,71	7,0 \pm 4,37
Te 7	P	1743 \pm 681,57	7,8 \pm 1,63	8,0 \pm 2,95
Te 7	E	1779 \pm 1220,72	7,5 \pm 1,61	5,7 \pm 2,83
Te 11	P	357 \pm 103,34	8,7 \pm 2,08	9,1 \pm 2,12
Te 11	E	320 \pm 141,87	8,0 \pm 2,17	7,4 \pm 3,53
Te 16	P	433 \pm 129,57	8,4 \pm 1,88	9,7 \pm 1,33
Te 16	E	397 \pm 198,55	7,9 \pm 1,93	7,3 \pm 2,95
Te 17	P	407 \pm 146,16	8,1 \pm 1,72	7,4 \pm 1,85
Te 17	E	460 \pm 252,23	7,8 \pm 1,80	6,9 \pm 3,32
Te 24	P	315 \pm 96,14	8,4 \pm 1,90	9,0 \pm 1,73
Te 24	E	310 \pm 115,26	7,8 \pm 1,68	7,7 \pm 2,75

Tabella B3. Valori medi (mg/l) (\pm deviazione standard) di ammonio, nitriti, nitrati, fosfati, cloruri e solfati per sito e stagione (primavera/estate) nel periodo 2002–2025.

Punti	Stagione	Ammonio	Nitriti	Nitrati	Fosfati	Cloruri	Solfati
Te 1	P	0,4 \pm 0,36	0,04 \pm 0,05	4,8 \pm 2,48	0,27 \pm 0,20	213,1 \pm 88,99	243,21 \pm 68,54
Te 1	E	1,0 \pm 1,81	0,10 \pm 0,16	5,1 \pm 3,96	0,62 \pm 0,74	191,2 \pm 77,11	193,91 \pm 69,87
Te 2	P	0,9 \pm 1,54	0,18 \pm 0,17	6,8 \pm 5,27	0,35 \pm 0,55	199,7 \pm 74,11	295,84 \pm 92,38
Te 2	E	1,0 \pm 2,01	0,15 \pm 0,13	5,2 \pm 4,15	0,28 \pm 0,21	162,8 \pm 76,32	244,0 \pm 97,38
Te 3	P	1,2 \pm 2,30	0,30 \pm 0,39	13,8 \pm 9,88	0,63 \pm 1,17	114,9 \pm 42,59	217,41 \pm 80,32
Te 3	E	0,3 \pm 0,38	0,22 \pm 0,25	9,4 \pm 9,69	1,13 \pm 2,24	121,4 \pm 63,34	149,80 \pm 71,92
Te 4	P	0,2 \pm 0,15	0,02 \pm 0,01	7,8 \pm 4,94	0,17 \pm 0,14	41,0 \pm 16,05	192,92 \pm 350,24
Te 4	E	0,6 \pm 1,40	0,07 \pm 0,13	6,5 \pm 5,91	0,32 \pm 0,44	47,0 \pm 27,31	106,36 \pm 56,25
Te 5	P	0,2 \pm 0,23	0,10 \pm 0,11	6,8 \pm 5,08	0,39 \pm 0,30	100,3 \pm 43,11	164,89 \pm 53,35
Te 5	E	0,2 \pm 0,22	0,11 \pm 0,13	4,6 \pm 5,05	0,63 \pm 0,59	134,4 \pm 91,17	138,90 \pm 58,45
Te 6	P	0,6 \pm 0,94	0,45 \pm 1,37	9,2 \pm 5,67	0,29 \pm 0,23	135,7 \pm 53,10	216,28 \pm 72,73
Te 6	E	0,2 \pm 0,17	0,10 \pm 0,14	9,5 \pm 6,14	0,23 \pm 0,21	114,5 \pm 47,40	171,29 \pm 72,84
Te 7	P	1,2 \pm 1,20	0,17 \pm 0,21	6,6 \pm 3,85	0,55 \pm 0,72	301,2 \pm 152,83	206,0 \pm 74,56
Te 7	E	1,1 \pm 1,04	0,16 \pm 0,19	5,9 \pm 4,89	0,37 \pm 0,21	273,6 \pm 215,13	214,95 \pm 205,62
Te 11	P	0,2 \pm 0,29	0,01 \pm 0,00	0,4 \pm 0,31	0,04 \pm 0,06	4,8 \pm 1,45	24,54 \pm 6,97
Te 11	E	0,2 \pm 0,24	0,02 \pm 0,02	0,3 \pm 0,35	0,04 \pm 0,06	4,3 \pm 2,18	19,15 \pm 8,91
Te 16	P	0,2 \pm 0,16	0,02 \pm 0,01	1,8 \pm 1,28	0,09 \pm 0,08	16,1 \pm 7,82	53,65 \pm 18,38
Te 16	E	0,1 \pm 0,12	0,03 \pm 0,03	2,0 \pm 2,33	0,09 \pm 0,08	16,4 \pm 10,56	49,80 \pm 20,90
Te 17	P	0,1 \pm 0,11	0,02 \pm 0,02	0,8 \pm 0,46	0,14 \pm 0,11	22,3 \pm 14,75	44,0 \pm 12,85
Te 17	E	0,2 \pm 0,17	0,05 \pm 0,10	0,9 \pm 0,71	0,26 \pm 0,38	32,7 \pm 34,51	47,74 \pm 23,69
Te 24	P	0,1 \pm 0,08	0,01 \pm 0,01	0,6 \pm 0,35	0,07 \pm 0,08	9,9 \pm 3,58	40,13 \pm 11,88
Te 24	E	0,5 \pm 0,77	0,01 \pm 0,01	0,4 \pm 0,34	0,06 \pm 0,07	10,1 \pm 4,95	39,35 \pm 17,05

Tabella B4: Indice QBR per ogni sito – sono riportate media \pm deviazione standard degli anni 2002–2025.

Punti	QBR
Te 1	59 \pm 18,35
Te 2	14 \pm 9,20
Te 3	78 \pm 18,98
Te 4	63 \pm 22,17
Te 5	60 \pm 15,58
Te 6	56 \pm 17,26
Te 7	50 \pm 14,86
Te 11	88 \pm 24,18
Te 16	84 \pm 19,59
Te 17	88 \pm 20,24
Te 24	88 \pm 22,95

Tabella B5: Indice IHF per ogni sito – sono riportate media \pm deviazione standard degli anni 2002–2025 differenziate stagionalmente

Punti	Primavera	Estate
Te 1	71 \pm 16,62	70 \pm 15,81
Te 2	54 \pm 14,40	54 \pm 15,37
Te 3	70 \pm 16,32	65 \pm 18,03
Te 4	79 \pm 23,98	77 \pm 24,95
Te 5	61 \pm 15,80	60 \pm 16,55
Te 6	68 \pm 17,09	68 \pm 16,57
Te 7	67 \pm 15,04	67 \pm 16,47
Te 11	72 \pm 19,86	71 \pm 22,03
Te 16	68 \pm 15,77	64 \pm 19,54
Te 17	66 \pm 18,60	67 \pm 20,83
Te 24	78 \pm 18,73	81 \pm 20,11

Tabella B6: Portata misurata per ogni sito – sono riportate media \pm deviazione standard degli anni 2002–2025 differenziate stagionalmente

Punti	Primavera	Estate
Te 1	87,00 \pm 128,80	22,44 \pm 25,26
Te 2	132,36 \pm 183,68	58,75 \pm 82,53
Te 3	45,10 \pm 43,83	20,75 \pm 22,67
Te 4	90,94 \pm 71,21	40,31 \pm 62,34
Te 5	160,15 \pm 139,68	66,78 \pm 82,88
Te 6	307,74 \pm 263,14	236,93 \pm 408,80
Te 7	775,40 \pm 676,63	545,46 \pm 417,30
Te 11	218,41 \pm 332,12	240,45 \pm 260,46
Te 16	3768,41 \pm 4491,34	1997,20 \pm 1898,85
Te 17	10669,29 \pm 8079,10	5691,47 \pm 2979,28
Te 24	3416,38 \pm 2990,55	3009,31 \pm 2258,67

Tabella B7: Dati metereologici – sono riportate media \pm deviazione standard degli anni 2002–2025 differenziate stagionalmente

Punit	Stagione	Precipitazioni	Temperatura dell'acqua	Temperatura dell'aria
Te 1	P	1,47 \pm 0,86	13,70 \pm 3,96	9,15 \pm 2,94
Te 1	E	1,89 \pm 0,91	19,64 \pm 4,58	17,44 \pm 3,86
Te 2	P	1,44 \pm 0,78	15,01 \pm 4,76	8,80 \pm 2,97
Te 2	E	1,93 \pm 0,94	20,52 \pm 4,48	17,36 \pm 3,80
Te 3	P	1,56 \pm 0,80	14,44 \pm 4,21	8,66 \pm 2,70
Te 3	E	2,30 \pm 1,04	20,75 \pm 5,25	17,52 \pm 3,97
Te 4	P	1,69 \pm 0,80	13,39 \pm 4,91	8,27 \pm 2,89
Te 4	E	2,08 \pm 1,09	19,16 \pm 5,80	15,02 \pm 4,96
Te 5	P	1,54 \pm 0,85	15,28 \pm 4,61	8,82 \pm 2,97
Te 5	E	2,01 \pm 1,02	20,71 \pm 4,69	16,96 \pm 3,85
Te 6	P	1,79 \pm 0,94	17,56 \pm 5,23	10,79 \pm 4,12
Te 6	E	2,02 \pm 1,04	19,89 \pm 5,75	14,48 \pm 5,87
Te 7	P	1,78 \pm 0,92	19,74 \pm 5,96	10,83 \pm 4,45
Te 7	E	2,12 \pm 1,00	21,92 \pm 6,49	14,97 \pm 5,26
Te 11	P	1,85 \pm 0,94	16,69 \pm 7,29	10,81 \pm 5,63
Te 11	E	2,46 \pm 1,20	19,64 \pm 7,57	14,03 \pm 5,00
Te 16	P	3,98 \pm 1,5	17,51 \pm 5,64	11,26 \pm 4,49
Te 16	E	3,72 \pm 1,39	22,17 \pm 6,38	16,45 \pm 4,86
Te 17	P	3,78 \pm 1,50	19,22 \pm 5,67	13,44 \pm 4,99
Te 17	E	3,91 \pm 1,38	20,29 \pm 6,60	14,22 \pm 5,50
Te 24	P	3,84 \pm 1,43	17,48 \pm 6,44	12,31 \pm 5,45
Te 24	E	3,51 \pm 1,38	19,25 \pm 5,96	15,33 \pm 5,12