

WP5 - Valutazione degli effetti delle variazioni dei livelli sul sistema fiume attraverso nuovi indicatori

REPORT ATTIVITÀ 5.3

**STUDIO DELLA DISPONIBILITÀ
DI HABITAT E DELLE SUE
VARIAZIONI
IN FUNZIONE DELLE SCELTE
GESTIONALI**

A cura di:

Dott.ssa Silvia Quadroni

Dott.ssa Livia Servanzi

Prof. Giuseppe Crosa



SOMMARIO

1. SCOPO DELL'ATTIVITÀ.....	3
2. PREMESSA.....	3
3. Tratto di indagine.....	5
4. Rilievo topografico e idraulico.....	6
5. Simulazioni idrauliche.....	9
5.1. Risultati.....	12
6. Disponibilità di habitat.....	14
6.1. Specie target e curve di preferenza.....	14
6.2. Risultati.....	18
7. CONCLUSIONI.....	27

1. SCOPO DELL'ATTIVITÀ

Scopo dell'Attività 5.3 è stato lo studio delle caratteristiche dell'habitat fluviale quali indicatori degli effetti sul fiume della gestione dei rilasci dal lago. A tale scopo sono stati eseguiti: (1) un rilievo della topografia e delle condizioni idro-morfologiche nel tratto di Fiume Ticino oggetto del presente Progetto INTERREG "Parchi Verbano Ticino", in particolare quello caratterizzato da maggiore criticità idrologica (T1, Somma Lombardo); (2) la modellazione dell'habitat al variare della portata; (3) la definizione dell'habitat disponibile per le specie target in funzione della portata e delle sue variazioni.

Come specie ittiche sono state considerate il barbo comune (*Barbus plebejus*) e la trota marmorata (*Salmo marmoratus*). La prima in quanto di rilevante interesse conservazionistico (specie tipica di fiumi planiziali inserita negli Allegati II e V della Direttiva Habitat e nella lista rossa IUCN), la seconda poiché è un salmonide caratteristico del Ticino, anche se localmente estinto. Quest'ultima specie è stata scelta inoltre per continuità con uno studio recente effettuato nel medesimo tratto di indagine oggetto del presente Progetto (Espa *et al.*, 2022).

Considerando i risultati dell'Attività 5.2, l'indagine inerente alla disponibilità dell'habitat è stata estesa anche ai macroinvertebrati bentonici. In particolare ha riguardato i taxa che sono risultati più abbondanti nel tratto studiato, ossia *Baetis*, *Hydropsychidae*, *Chironomidae* e *Simuliidae*. In aggiunta, è stata considerata anche la densità totale della fauna macrobentonica in quanto primaria fonte di sostentamento per le specie ittiche target.

Per l'analisi sono state combinate simulazioni idrauliche bidimensionali stazionarie e modelli standard di valutazione di disponibilità di habitat. Per questi ultimi sono state utilizzate curve di preferenza univariate, ricavate da letteratura nel caso delle due specie ittiche e costruite a partire dai risultati dell'Attività 5.2 per i macroinvertebrati bentonici.

2. PREMESSA

Le variazioni di portata, talvolta rapide, causate dalle opere di regolazione presenti nei corsi d'acqua, possono impattare negativamente sull'ecosistema (Cushman, 1985), causando il trascinarsi verso valle (*drifting*) della fauna acquatica (pesci e macroinvertebrati bentonici) durante la fase di crescita della portata, e spiaggiamento (*stranding*) durante quella discendente (Hunter, 1992; Tuhtan *et al.*, 2012). Riguardo a quest'ultimo fenomeno, la maggiore attenzione è generalmente posta sulle larve e sugli stadi giovanili delle specie ittiche (Moreira *et al.*, 2018), in quanto dotate di minori capacità natatorie rispetto agli individui adulti. Lo spiaggiamento non porta necessariamente alla morte, in quanto i pesci possono sopravvivere per diverse ore intrappolati in aree del letto fluviale sconnesse dal canale principale (Saltveit *et al.*, 2001). Oltre che dalla rapidità di diminuzione della portata, lo spiaggiamento dipende da numerosi altri fattori, tra cui la morfologia del corso d'acqua (Tuhtan *et al.*, 2012; Harby & Noack, 2013; Boavida *et al.*, 2015), la temperatura, la stagione e il momento del giorno (Saltveit *et al.*, 2001) risultano essere i più rilevanti.

Molti ricercatori hanno studiato gli effetti delle variazioni rapide di portata nei corsi d'acqua (principalmente a causa dell'hydropeaking) sulle comunità ittiche attraverso simulazioni idrauliche. Ad esempio, Shen & Diplas (2010) hanno confrontato i valori di velocità simulata con quelli

sostenibili sulla base delle capacità natatorie di alcune specie ittiche, mentre Juarez *et al.* (2019) hanno focalizzato l'attenzione sulla rapidità con cui l'alveo bagnato si riduce in base a differenti rampe di decrescita della portata. Ulteriori studi (Tuhtan *et al.*, 2012; Choi *et al.*, 2017; Pragana *et al.*, 2017; Kang & Choi, 2018) hanno approcciato il medesimo argomento tramite la valutazione di indicatori ecologici standard, quali *Composite Suitability Index* (CSI) e *Weighted Usable Area* (WUA) o Area Disponibile Ponderata (ADP). I modelli idraulici bidimensionali (2D) risultano i più utilizzati per questo scopo (Tuhtan *et al.*, 2012; Harby & Noack, 2013; Person *et al.*, 2014; Boavida *et al.*, 2015; Holzapfel *et al.*, 2017; Pragana *et al.*, 2017; Schneider *et al.*, 2017; Juarez *et al.*, 2019; Kang and Choi, 2018). Tuttavia, in letteratura sono reperibili anche applicazioni monodimensionali (1D - Casas-Mulet *et al.*, 2015) e tridimensionali (3D - Shen & Diplas, 2010).

Il rischio di spiaggiamento nel tratto di indagine del Progetto (vedi Capitolo 3) è stato studiato recentemente da Espa *et al.* (2022). In tale studio è stata condotta un'analisi di rischio di spiaggiamento per la trota marmorata giovane, allo stadio vitale 0+ e 1+. L'analisi ha riguardato la fase discendente di un evento di piena verificatosi nella primavera del 2016, caratterizzato agli estremi da portata pari al Deflusso Minimo Vitale (DMV) di 17 m³/s, da un picco pari a 510 m³/s e da una durata complessiva di 165 ore. La fase discendente di tale evento è suddivisa in quattro passaggi di variazione di portata della durata di 3 ore ciascuno, con un tasso di variazione $\Delta Q/\Delta t$ decrescente da 55 a 13 m³/s/h. L'analisi è stata effettuata combinando simulazioni idrauliche bidimensionali non stazionarie con un modello standard di valutazione di disponibilità dell'habitat (curve di preferenza univariate).

Per la valutazione del rischio di spiaggiamento è stato proposto l'indice SRI (*Stranding Risk Index*), dove SRI pari a 1 e a 0 indicano, rispettivamente, presenza e assenza di potenziale spiaggiamento nell'area considerata. In particolare, si è proposta possibilità di spiaggiamento (SRI = 1) in corrispondenza del simultaneo verificarsi di tre condizioni locali:

1. velocità di decrescita del tirante maggiore di una certa soglia (0,1 m/h, valore critico proposto da Halleraker *et al.* (2003) per la trota fario);
2. CSI maggiore di una soglia prestabilita (da 0 a 0,3), per tener conto che lo spiaggiamento può avvenire solamente se l'area è gradita, almeno parzialmente, dalla specie target;
3. tirante idrico inferiore a una soglia prestabilita (0,2-0,4 m), per tener conto che le due precedenti condizioni possono dar luogo a spiaggiamento soltanto se il livello idrico è adeguatamente contenuto.

I risultati mostrano aree di potenziale spiaggiamento in corrispondenza di un ramo secondario, attivo solo in corrispondenza di portate elevate, e delle zone prossime alle sponde, con differenze non particolarmente rilevanti tra i due stadi vitali.

La medesima analisi è stata condotta ipotizzando una modifica all'idrogramma di partenza. In particolare, la rampa di discesa è stata resa più dolce, raddoppiando i tempi corrispondenti a medesime variazioni di portata e dimezzando quindi i tassi di variazione $\Delta Q/\Delta t$. I risultati mostrano in questo caso una significativa riduzione del rischio di spiaggiamento per entrambi gli stadi vitali considerati.

Nei capitoli successivi, dopo una breve descrizione del tratto oggetto di indagine, sono illustrati il rilievo topografico effettuato, le simulazioni idrauliche e i conseguenti risultati in termini di disponibilità di habitat per le diverse specie target.

3. Tratto di indagine

Il tratto di indagine T1 è indicato in Figura 1. Situato 3,2 km a valle della Diga del Panperduto, ha una lunghezza di 1,5 km e una pendenza media di 0.03%.



Figura 1. Tratto di indagine T1.

Tale tratto è soggetto al rilascio di DMV dalla Diga del Panperduto, variabile nel corso dell'anno secondo quanto indicato in Tabella 1. Durante le piene, quando le paratoie della Miorina sono abbassate e la portata uscente dal lago è maggiore della capacità di derivazione delle opere di derivazione a monte, l'eccedenza viene sfiorata e rilasciata a valle, causando un aumento della portata nel tratto di indagine.

Tabella 1. DMV rilasciato a valle della Diga del Panperduto.
Q_{nat}: portata media annua naturale stimata a Panperduto.

Periodo	Gennaio - Maggio	Giugno - Agosto	Settembre - Dicembre
DMV	24	17	31
% Q_{nat}	8.6	6	11

La morfologia è piuttosto eterogenea, caratterizzata da *pool* nella parte di monte e sequenza *run/riffle* in quella centrale, all'interno della quale sono presenti, in corrispondenza di bassi valori di portata, due isole. Il substrato di fondo risulta sostanzialmente omogeneo e composto perlopiù da ciottoli tra i 6 e i 40 cm di diametro.

4. Rilievo topografico e idraulico

In Figura 2 sono mostrati i punti rilevati topograficamente al fine di descrivere la geometria di fondo alveo. Il rilievo è stato effettuato in parte ad Agosto 2020 e in parte ad Agosto 2022. I punti rilevati, in tutto 3886, sono stati misurati tramite antenna GNSS Trimble (2940 punti, in giallo in Figura 2) e, nei tratti non guadabili, tramite sonar (Sonar Deeper Pro), trascinato grazie ad un kayak (946 punti, in rosso in Figura 2). Il rilievo, effettuato in condizioni di DMV pari a $17 \text{ m}^3/\text{s}$, è stato condotto perlopiù lungo sezioni trasversali rispetto alla direzione della corrente, con differente spaziatura a seconda della variabilità morfologica osservata. In particolare, le sezioni risultano più fitte nella parte centrale e in quella di valle, dove la morfologia è più complessa, rispetto a quella di monte, caratterizzata da maggiore uniformità.

Contestualmente alle quote di fondo alveo, e quindi in corrispondenza di portata pari a $17 \text{ m}^3/\text{s}$, sono state misurate anche alcune quote di pelo libero, a partire dalle quali è stato possibile tracciare il perimetro dell'area inondata, utilizzato per la validazione del modello (Capitolo 5).

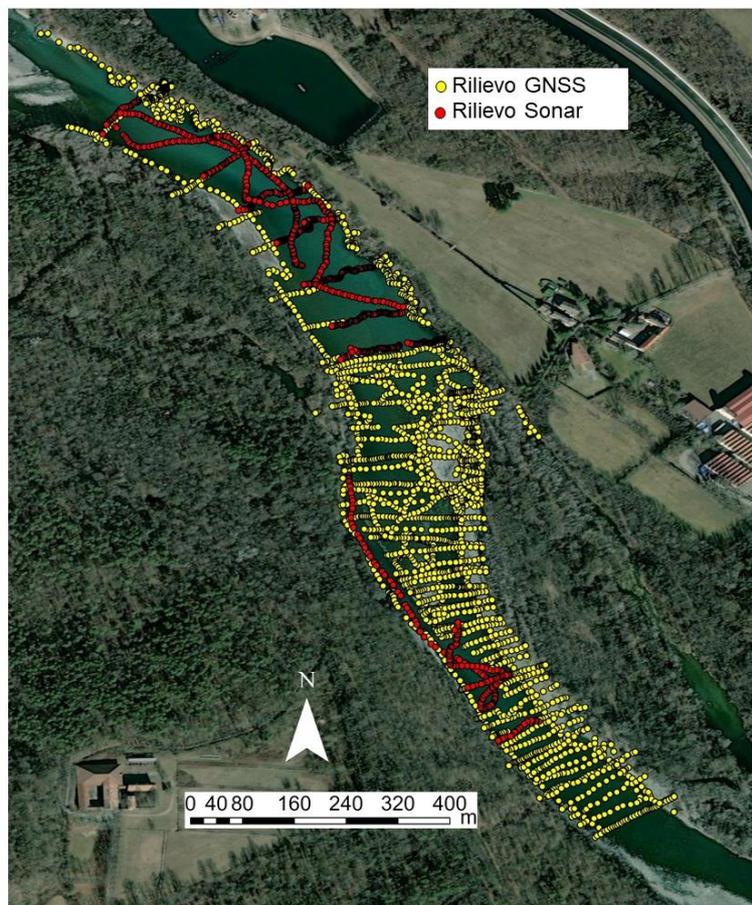


Figura 2. Punti del rilievo topografico effettuato nel tratto di indagine.

Il rilievo topografico è stato quindi elaborato in ambiente ArcGis Pro (ESRI, 2020), ottenendo come risultato il DTM (*Digital Terrain Model*) rappresentato in Figura 3. Tale DTM è stato utilizzato come input per le simulazioni idrauliche.

Sulla stessa immagine sono indicate 6 sezioni trasversali, i cui profili, estratti a partire da sponda sinistra, sono illustrati in Figura 4.

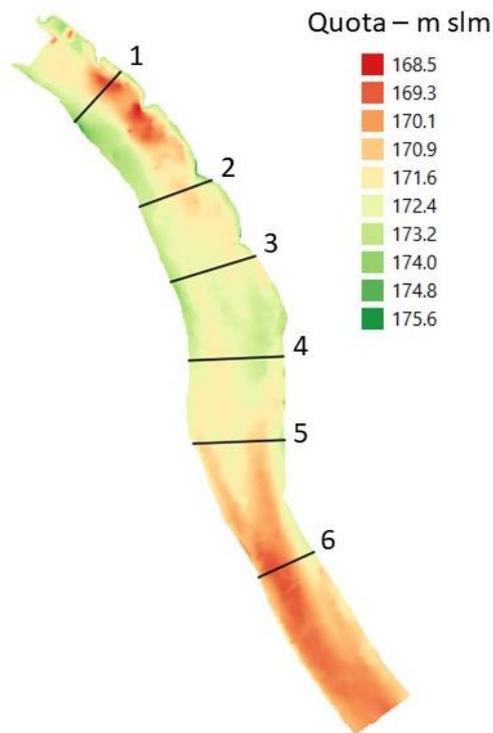
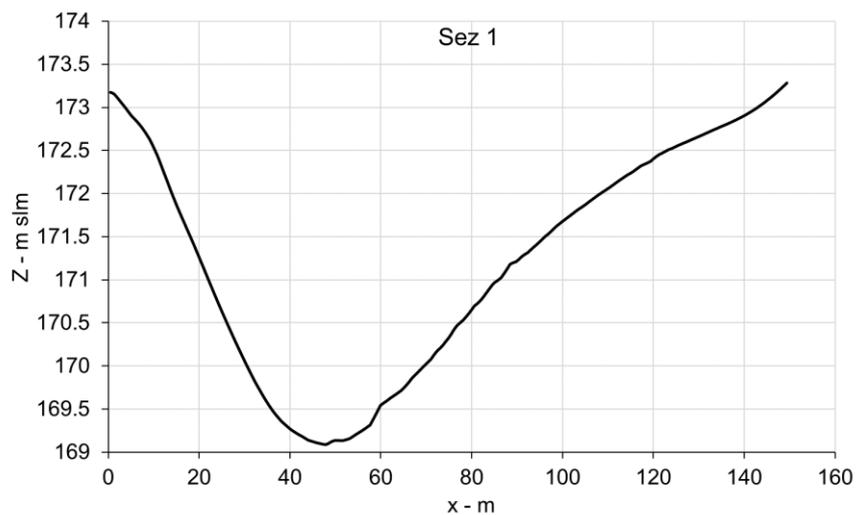
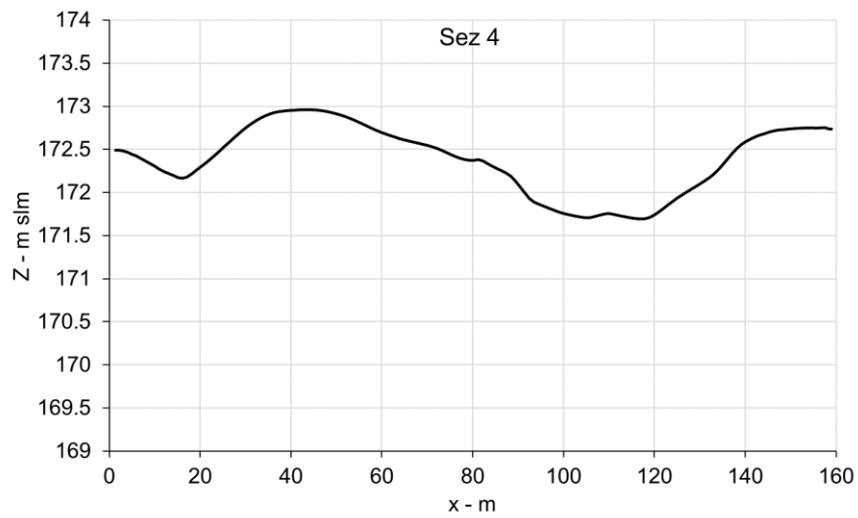
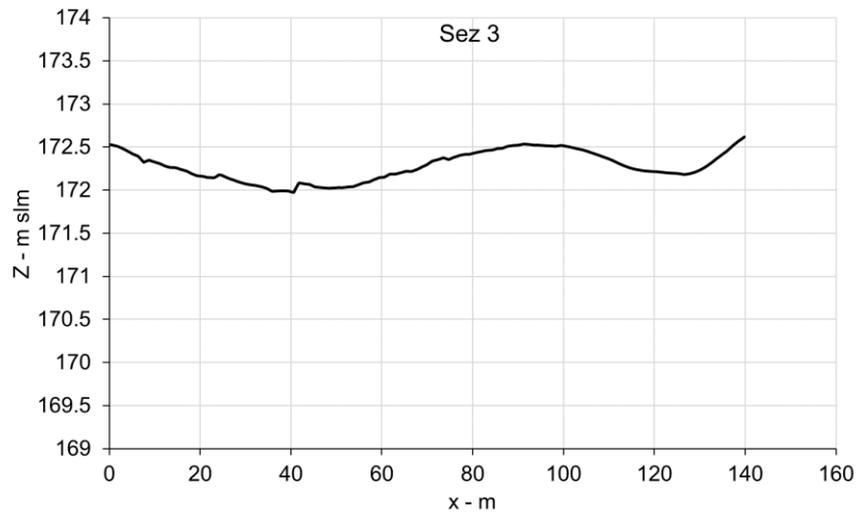
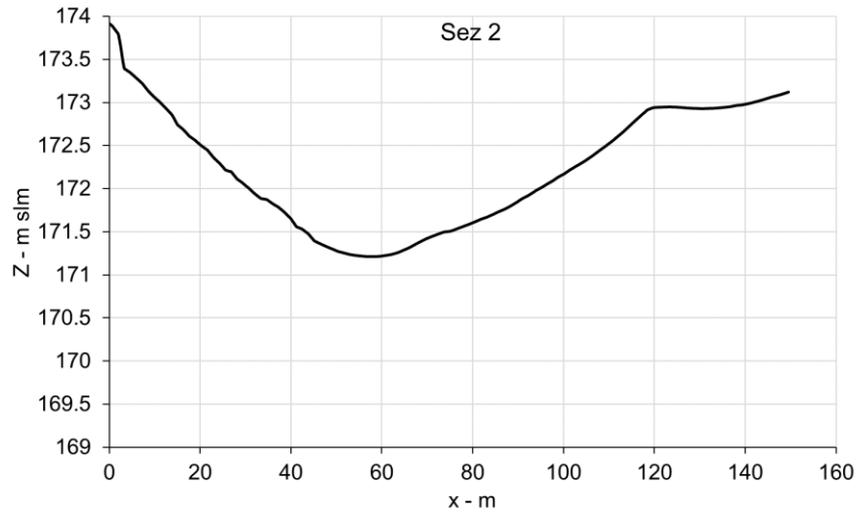


Figura 3. DTM ottenuto dal rilievo topografico e sezioni trasversali illustrate in Figura 4.

Le sezioni raffigurate in Figura 4 rendono conto dell'eterogeneità morfologica del tratto di indagine, secondo quanto accennato nel Capitolo 3. Le sezioni 1 e 2, nella parte di monte, coincidono con due *pool*, la prima più fonda della seconda. La sezione 3 è situata all'incirca all'inizio del tratto *riffle*, mentre la 4 e la 5 evidenziano la presenza delle due isole nella parte centrale. La sezione 6, infine, è rappresentativa della morfologia di valle, che risulta essere piuttosto omogenea.





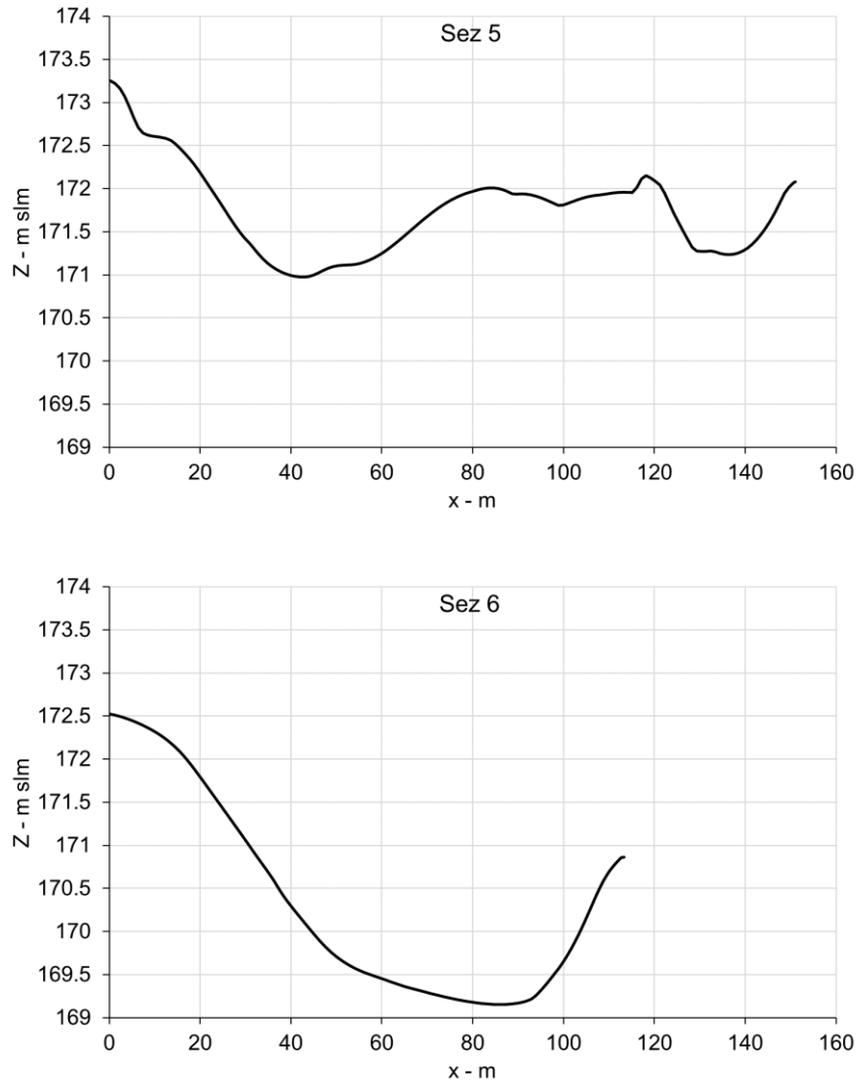


Figura 4. Sezioni trasversali estratte dal DTM raffigurato in Figura 3 ed indicate sullo stesso.

5. Simulazioni idrauliche

Al fine di ottenere i parametri idraulici necessari come input per l'analisi di disponibilità di habitat, sono state effettuate simulazioni idrauliche bidimensionali in moto stazionario, mediante l'utilizzo del software River2D, sviluppato dall'Università di Alberta (Steffler & Blackburn, 2002). River2D è un modello idrodinamico agli elementi finiti che, oltre al modulo idraulico, ne comprende anche uno per effettuare le simulazioni di disponibilità di habitat.

Le portate simulate sono state scelte sulla base degli eventi che hanno interrotto i periodi di magra, estivi e invernali, durante il Progetto. Tali eventi sono visibili in Figura 5 e Figura 6, in cui sono riportati, rispettivamente, gli andamenti delle portate medie giornaliere defluenti nel tratto d'indagine nel periodo giugno – ottobre e novembre – maggio degli anni 2019 – 2022. Tali valori sono stati stimati come differenza tra la portata defluente dal Lago Maggiore e quelle derivate a monte del tratto T1.

Gli eventi invernali si sono verificati nei periodi 3–9/3/2020 e 9/2–18/3/2021, mentre quelli estivi nei periodi: 25–28/7/2019, 29/8–4/9/2020 e 20–22/9/2021. Essi sono indicati con frecce nere nei grafici in Figura 5 e Figura 6.

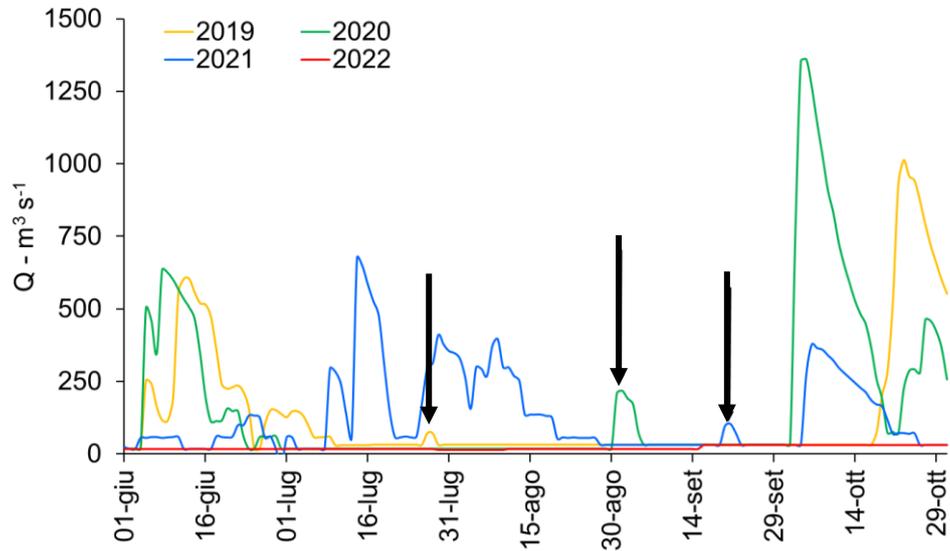


Figura 5. Andamento delle portate medie giornaliere nel tratto di indagine nel periodo giugno - ottobre degli anni 2019 - 2022. Le frecce nere indicano gli eventi che hanno interrotto il periodo di magra.

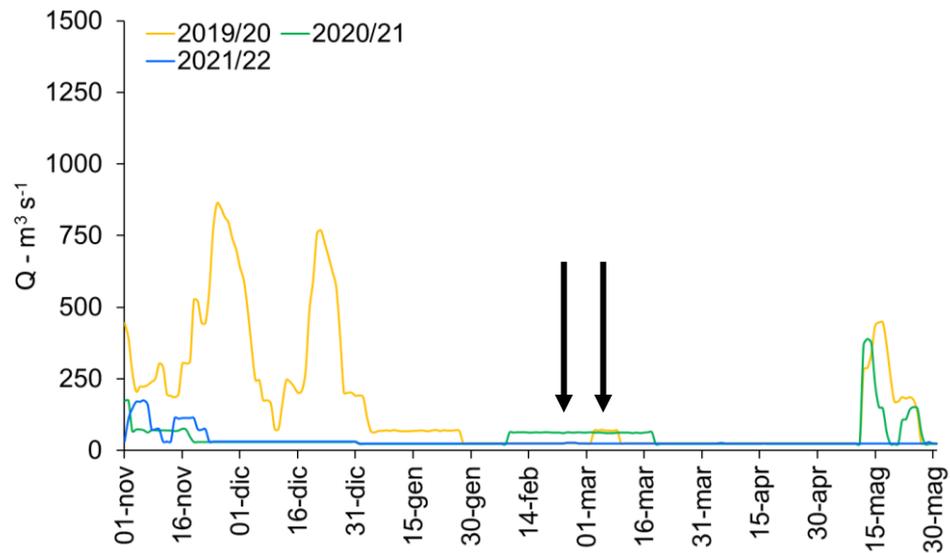


Figura 6. Andamento delle portate medie giornaliere nel tratto di indagine nel periodo novembre - maggio degli anni 2019/2020 – 2021/2022. Le frecce nere indicano gli eventi che hanno interrotto il periodo di magra.

Le portate che hanno caratterizzato gli eventi selezionati sono comprese nell'intervallo 17-217 m³/s, con valori di picco pari a 71, 217 e 103 m³/s per gli eventi estivi del 2019, 2020 e 2021, rispettivamente, e 71,5 e 65 m³/s per gli eventi invernali del periodo 2019/2020 e 2020/2021.

Il DTM prodotto nell'ambito del Progetto (Figura 3) è stato ritenuto adatto per simulare portate non superiori a 100 m³/s in quanto, per valori più elevati, risulta in parte attivo il ramo secondario in sinistra idrografica, che non è stato possibile rilevare a causa della fitta vegetazione presente durante le uscite in campo. Pertanto, oltre alle tre portate di DMV, pari a 17, 24 e 31 m³/s (Tabella 1), sono stati simulati valori di 70 e 100 m³/s.

A partire dal suddetto DTM è stata generata la *mesh* di calcolo, composta da 15888 elementi triangolari equilateri di lato 5 m.

La scabrezza di fondo alveo è stata definita tramite coefficiente di Manning *n*, assegnato sulla base della dimensione della granulometria di fondo, stimata visivamente. Poiché essa risulta pressoché uniforme all'interno dell'intero tratto e costituita da ciottoli, considerando anche la presenza di studi pregressi relativi al medesimo tratto di indagine (Espa *et al.*, 2022), è stato imposto un coefficiente di Manning pari a 0.07 s/m^{1/3}.

Sono state quindi imposte le seguenti condizioni iniziali e al contorno:

- condizione iniziale: quota di pelo libero della sezione di monte. Essa è stata ottenuta, per ciascuna portata, tramite simulazione 1D effettuata con il software HEC-RAS (USACE, 2020)
- condizioni al contorno:
 - monte: portata costante in ingresso;
 - valle: quota di pelo libero costante, ottenuta tramite simulazione 1D.

La Figura 7 mostra il confronto tra l'area inondata misurata (in azzurro) e quella simulata (in giallo tratteggiato), in corrispondenza della portata pari a 17 m³/s. Le due aree risultano in buon accordo, confermando l'affidabilità del modello.

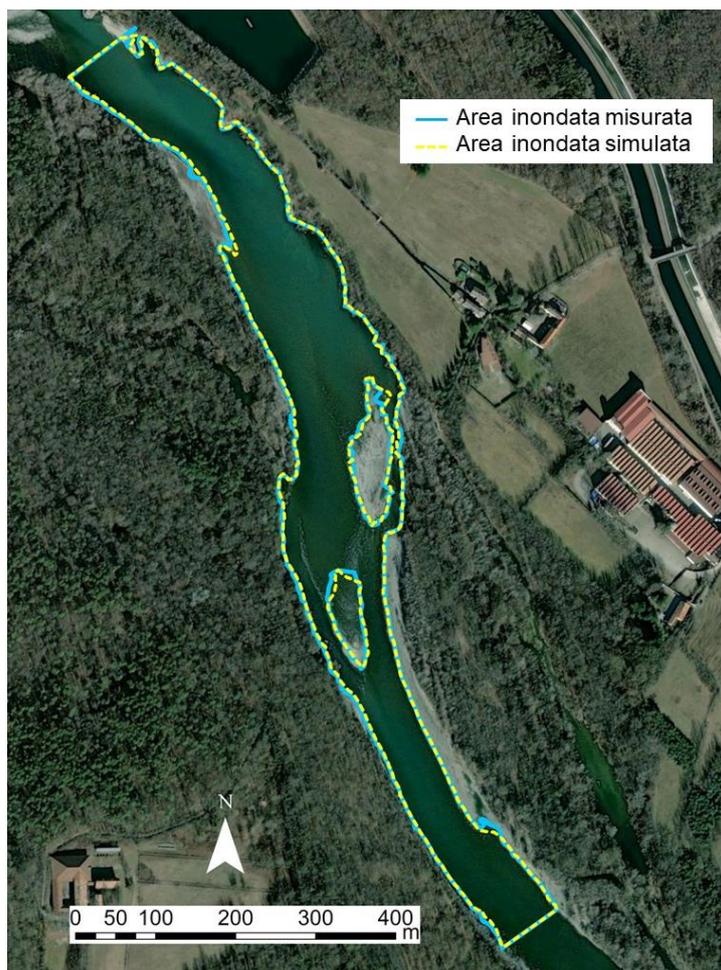


Figura 7. Confronto tra area misurata e simulata in corrispondenza di $Q = 17 \text{ m}^3/\text{s}$.

5.1. Risultati

In Figura 8 e Figura 9 sono rappresentate, rispettivamente, le mappe di distribuzione di profondità e di velocità ottenute per le diverse portate simulate.

Il tratto di indagine è caratterizzato da profondità maggiori nella parte di monte, in corrispondenza delle buche presenti in prossimità dei pennelli (Figura 3 e Figura 4), e valori minori nella parte centrale (Figura 8). La massima profondità simulata, in corrispondenza di $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$, è di circa 5 m. All'aumentare della portata, le due isole presenti vengono progressivamente inondate, fino a risultare completamente sommerse in corrispondenza della massima portata simulata.

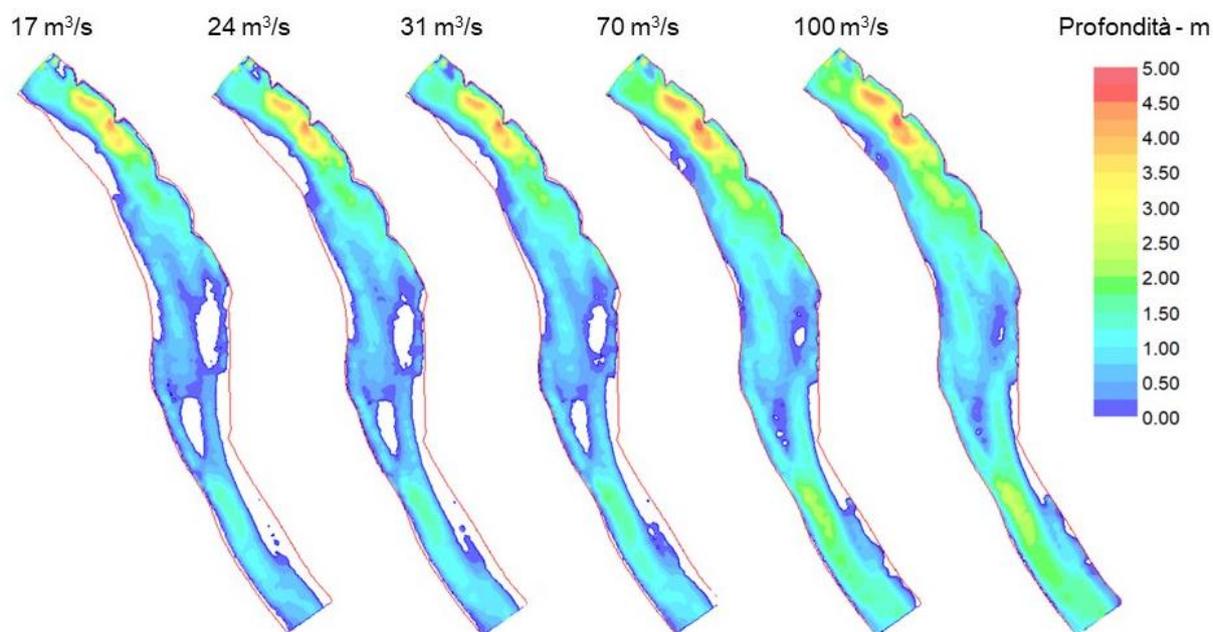


Figura 8. Mappe di distribuzione di profondità per le portate simulate.

Le velocità (Figura 9) risultano basse nella parte di monte, e assumono i valori maggiori in quella centrale, in prossimità delle isole. In particolare, i valori più elevati si riscontrano nel canale a destra dell'isola più a valle tra le due, con valori di poco inferiori ai 2 m/s in corrispondenza della massima portata simulata.

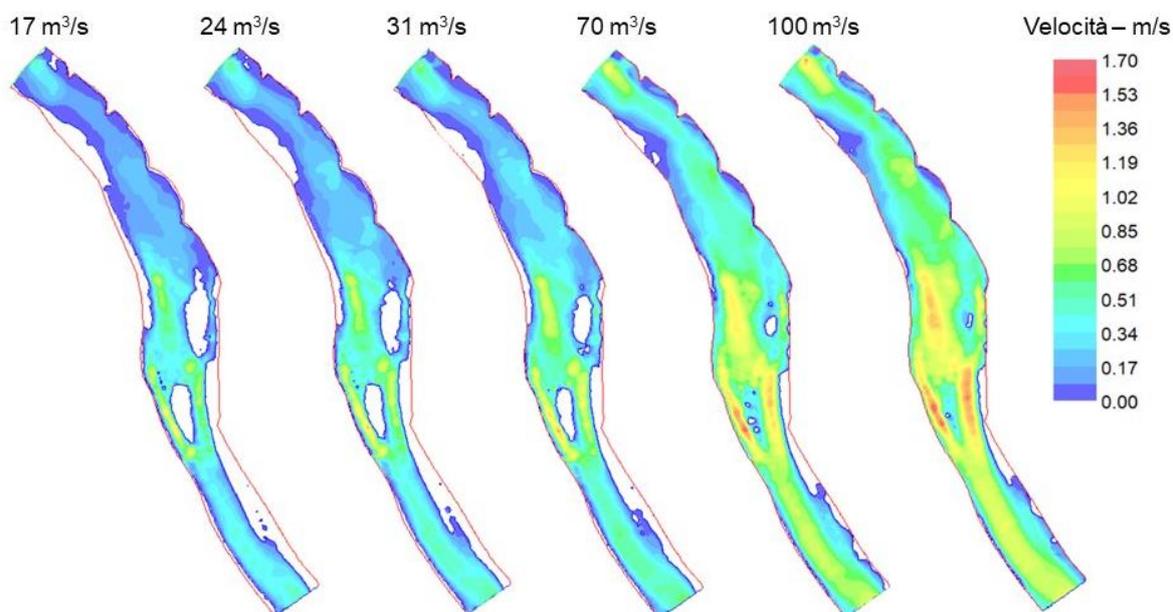


Figura 9. Mappe di distribuzione di velocità per le portate simulate.

6. Disponibilità di habitat

Per l'analisi di disponibilità di habitat, il software River2D richiede i seguenti input:

- composizione del substrato: fornito sotto forma di file in cui per ciascun punto utilizzato nella definizione della geometria di fondo alveo è associato il substrato corrispondente;
- curve di preferenza della specie target: esse esprimono la preferenza di una specie in relazione ai valori di velocità, profondità e substrato (Bovee *et al.*, 1986). La preferenza è espressa da un indice che, per ciascuno dei tre parametri, può variare tra 0 (preferenza nulla) e 1 (preferenza massima). I tre indici di preferenza vengono combinati tra loro per fornire l'indice di preferenza complessiva CSI_i . Per la valutazione di CSI_i , River2D offre la possibilità di scegliere tra i seguenti metodi: prodotto, media geometrica e metodo del minimo. Per la presente indagine si è scelto di utilizzare il metodo del prodotto.

A partire dall'indice CSI_i , per ogni specie e per ogni portata considerata, il software calcola la WUA (in Italiano Area Disponibile Ponderata – ADP):

$$WUA [m^2] = \sum_{i=1}^n A_i \cdot CSI_i$$

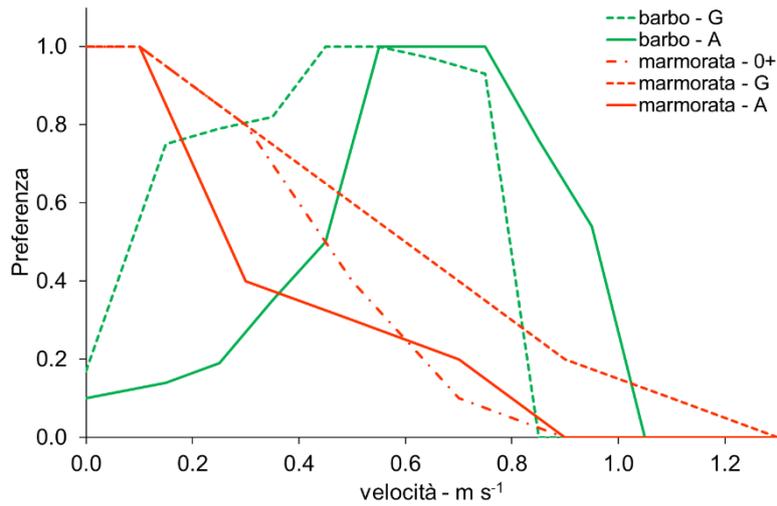
Dove A_i e CSI_i indicano, rispettivamente, l'area e l'indice CSI della cella i -esima.

6.1. Specie target e curve di preferenza

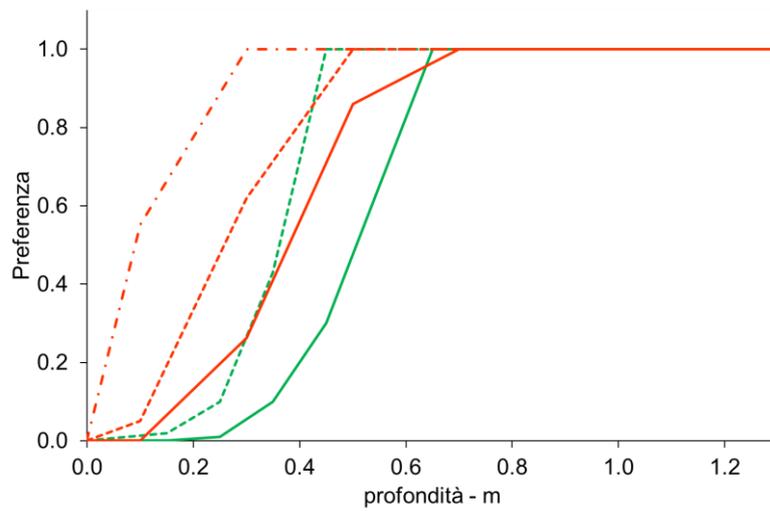
L'analisi di disponibilità di habitat è stata effettuata sia per due specie ittiche target che per quattro taxa di macroinvertebrati bentonici. Per quanto riguarda le prime, le specie oggetto di indagine sono il barbo comune e la trota marmorata, entrambe sia nello stadio vitale giovane che adulto. Per la trota marmorata è stata inoltre considerata la distinzione tra lo stadio vitale 0+ e 1+. Entrambe le specie sono di rilevante interesse conservazionistico, particolarmente sensibili alle alterazioni idromorfologiche dell'habitat.

Le curve di preferenza relative al barbo, già utilizzate in passato per il medesimo tratto di indagine all'interno del "Progetto di Sperimentazione del DMV sul Ticino Sublacuale" (Consorzio del Ticino, 2016), sono quelle proposte per il Fiume Serio nell'ambito dell'attività "Governo dell'acqua in Lombardia verso gli standard europei: definizione e validazione tecnico-scientifica delle azioni prioritarie previste nel Piano di bacino idrografico" (IRER, 2008). Per la trota marmorata, le curve utilizzate sono quelle ottenute da Gentili *et al.* (2001) nel Fiume Sesia.

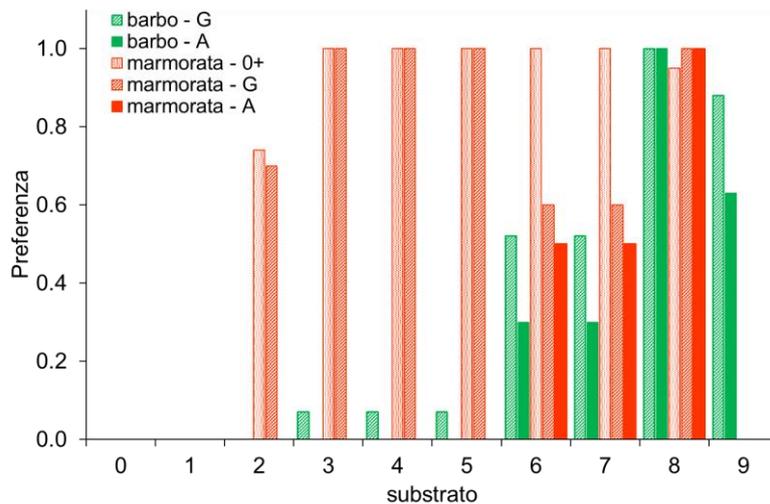
Le curve per le specie ittiche menzionate, relative a velocità (a), profondità (b) e substrato (c), sono riportate in Figura 10.



a.



b.



c.

Figura 10. Curve di preferenza relative a velocità (a), profondità (b), substrato (c) per le specie ittiche oggetto di indagine. I substrati da 0 a 9 indicano rispettivamente: 0 = materia organica, detrito; 1= fango, argilla; 2 = sabbia ($d < 2 \text{ mm}$); 3 = ghiaia piccola ($2 \text{ mm} < d < 6 \text{ mm}$); 4 = ghiaia media ($6 \text{ mm} < d < 20 \text{ mm}$); 5 = ghiaia grossolana ($20 \text{ mm} < d < 60 \text{ mm}$); 6 = ciottoli piccoli ($60 \text{ mm} < d < 120 \text{ mm}$); 7 = ciottoli grandi ($120 \text{ mm} < d < 200 \text{ mm}$); 8 = massi ($d > 200 \text{ mm}$); 9 = roccia.

Per quanto riguarda i macroinvertebrati bentonici, le curve di preferenza sono state costruite a partire dai risultati del biomonitoraggio effettuato nell'ambito dell'Attività 5.2 del presente Progetto, pertanto sono sito-specifiche. Per tale analisi sono state considerate 310 repliche singole (ogni replica corrisponde ad un'unità campionata con il retino Surber avente un'area pari a 0,05 m²) in corrispondenza delle quali è stata rilevata la tipologia di substrato (mesolithal – d = 6-20 cm o macrolithal – d = 20-40 cm) e sono stati misurati i valori di profondità, tramite asta graduata, e velocità, mediante mulinello idraulico. La misura di velocità è stata effettuata secondo le linee guida ISO 748:2007 e ISPRA 2010, assumendo come velocità media lungo la verticale il valore misurato posizionando il mulinello al 60% della profondità rispetto al pelo libero. Come target sono stati selezionati i quattro taxa caratterizzati da maggiore abbondanza nel tratto di fiume indagato (vedi Report Attività 5.2) e cioè: Chironomidae, Hydropsychidae, *Baetis* e Simuliidae. In aggiunta, sono state costruite anche le curve di preferenza relative alla densità totale di benthos, allo scopo di confrontare la disponibilità di habitat totale per il benthos con quella relativa alle due specie ittiche target, dal momento che il primo rappresenta la principale fonte di nutrimento delle seconde.

La costruzione delle curve di preferenza è stata condotta seguendo il metodo proposto da Gore & Judy (1981). A titolo d'esempio, si riporta di seguito il procedimento seguito per la costruzione della curva di preferenza per il genere *Baetis*, relativamente alla velocità.

La Tabella 2 mostra intervalli di velocità misurati, in ordine crescente, al passo di 0.1 m/s. Per ogni intervallo di velocità così ottenuto, si è proceduto al conteggio del numero totale di *Baetis* (Tabella 2, seconda colonna), e della relativa media cumulata (Tabella 2, terza colonna). La preferenza corrispondente ad ogni valore di velocità è stata quindi calcolata assegnando preferenza massima (SI = 1) alla velocità caratterizzata dal massimo valore di media cumulata ($v = 0,4$ m/s, indicato in grassetto in tabella) e normalizzando gli altri valori rispetto ad esso:

$$Preferenza = \frac{media\ cumulata_i}{max\ media\ cumulata}$$

Tabella 2. Valutazione della preferenza per il genere *Baetis*, relativamente alla velocità.

Velocità m/s	Densità n/0.05 m ²	Media cumulata n/0.05 m ²	Preferenza -
0	478	478	0.3
0.1	730	604	0.3
0.2	2832	1347	0.7
0.3	2602	1661	0.9
0.4	2394	1807	1.0
0.5	1755	1799	1.0
0.6	1528	1760	1.0
0.7	1654	1747	1.0
0.8	1256	1692	0.9
0.9	534	1576	0.9
1	143	1446	0.8
1.1	149	1338	0.7
1.2	351	1262	0.7
1.3	106	1179	0.7
1.4	0	1101	0.6

Secondo quanto indicato in Tabella 2, il massimo valore di velocità misurato è pari a 1,4 m/s. Per valori di velocità superiori si è ipotizzato una decrescita lineare della curva.

Analogamente, per quanto riguarda le profondità, il massimo valore misurato è di 95 cm. Per valori maggiori si è imposta preferenza costante, uguale a quella corrispondente alla massima profondità misurata.

Per il substrato, essendo sostanzialmente uniforme per tutti i campionamenti effettuati, non si è ritenuta opportuna la costruzione di curve di preferenza.

In

Figura 11 sono illustrate le curve di preferenza ottenute relativamente a velocità (Figura 11a) e profondità (Figura 11b) per i quattro taxa e per la densità totale di benthos. Per ciascuna curva, i tratti ipotizzati al di fuori degli intervalli misurati sono rappresentati con colore più chiaro.

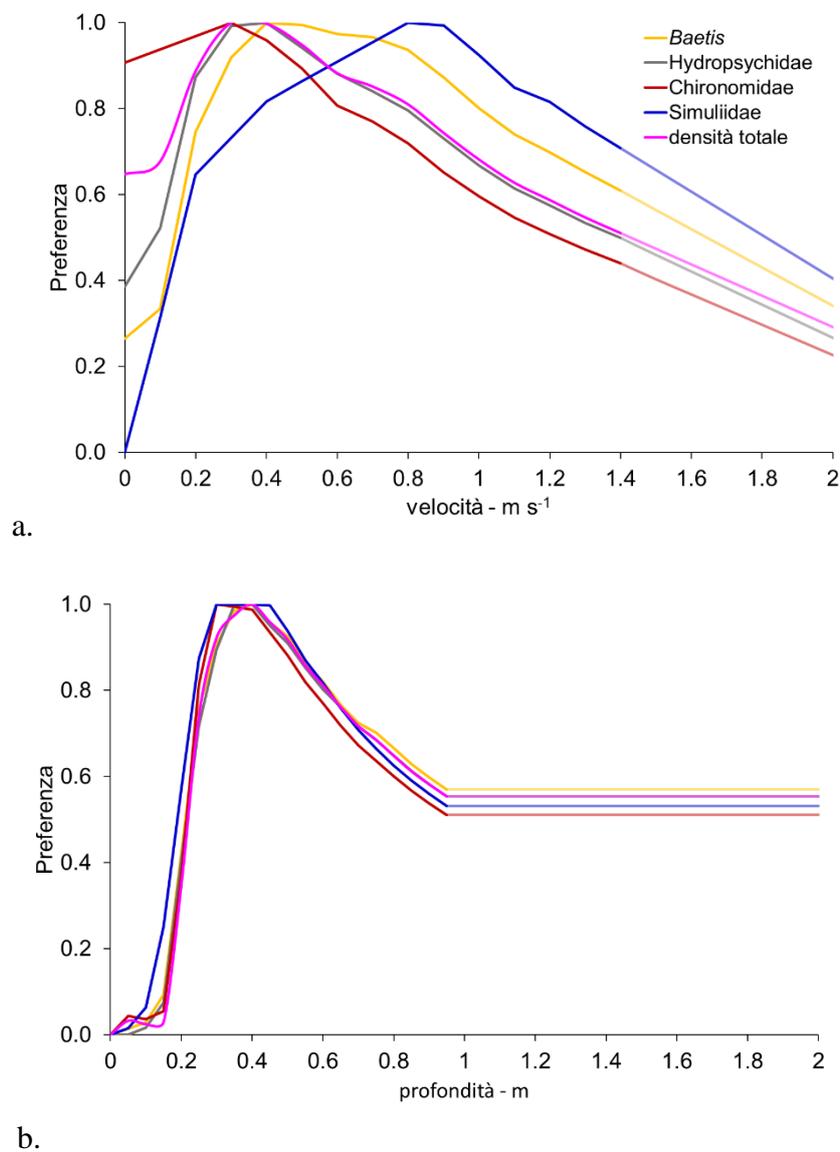


Figura 11. Curve di preferenza relative a velocità (a) e profondità (b) per i taxa di benthos oggetto di indagine. In colore più chiaro, i tratti di curve ipotizzati.

La Figura 11 mostra sostanziale omogeneità di preferenza per tutti i taxa relativamente alla profondità (Figura 11b), con preferenza crescente fino a raggiungere il valore massimo in corrispondenza di profondità pari a 30-40 cm e, quindi, decrescente, fino al massimo valore di profondità misurata (95 cm).

Maggiori differenze si osservano invece in relazione alla velocità (Figura 11a). Chironomidae e Hydropsychidae mostrano preferenza massima per valori (0,3 – 0,4 m/s) inferiori rispetto a *Baetis* (0,4 – 0,7 m/s) e Simuliidae (0,8 – 0,9 m/s).

6.2. Risultati

Le figure seguenti (Figura 12 - Figura 16) mostrano le mappe di distribuzione dell'indice CSI per le due specie ittiche target al variare della portata.

Il tratto d'indagine risulta nettamente più idoneo per la trota marmorata rispetto al barbo, con generale maggiore preferenza per i giovani rispetto agli adulti. La trota predilige la parte di monte del tratto, mentre il barbo quella centrale e di valle in corrispondenza delle basse portate e quella di monte per le portate più elevate.

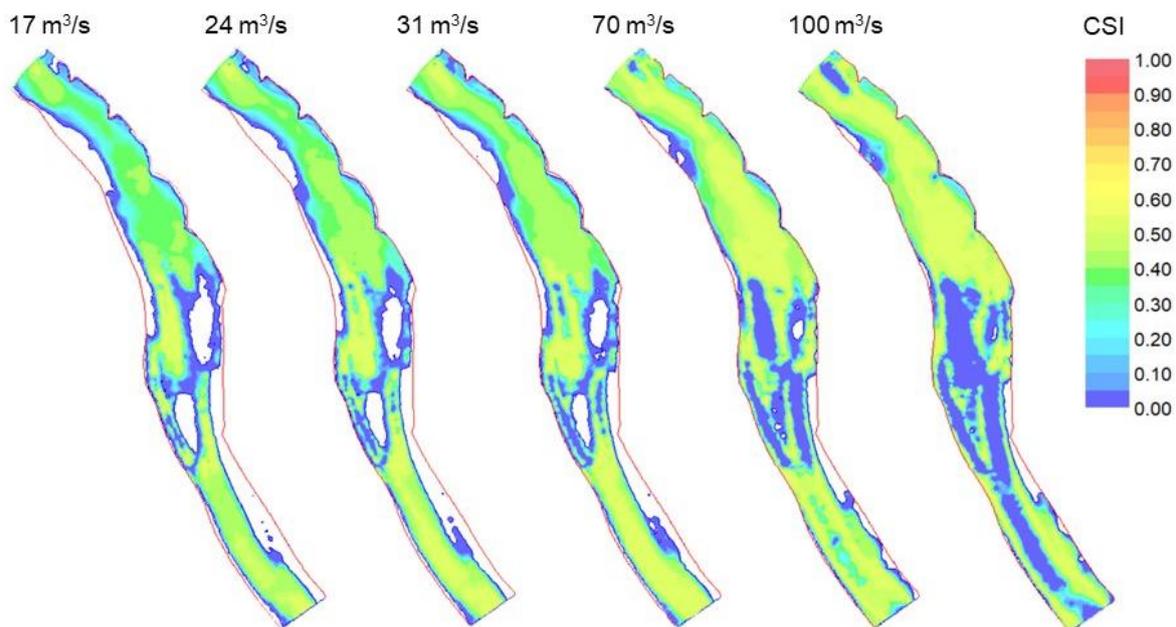


Figura 12. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per il barbo comune giovane al variare della portata.

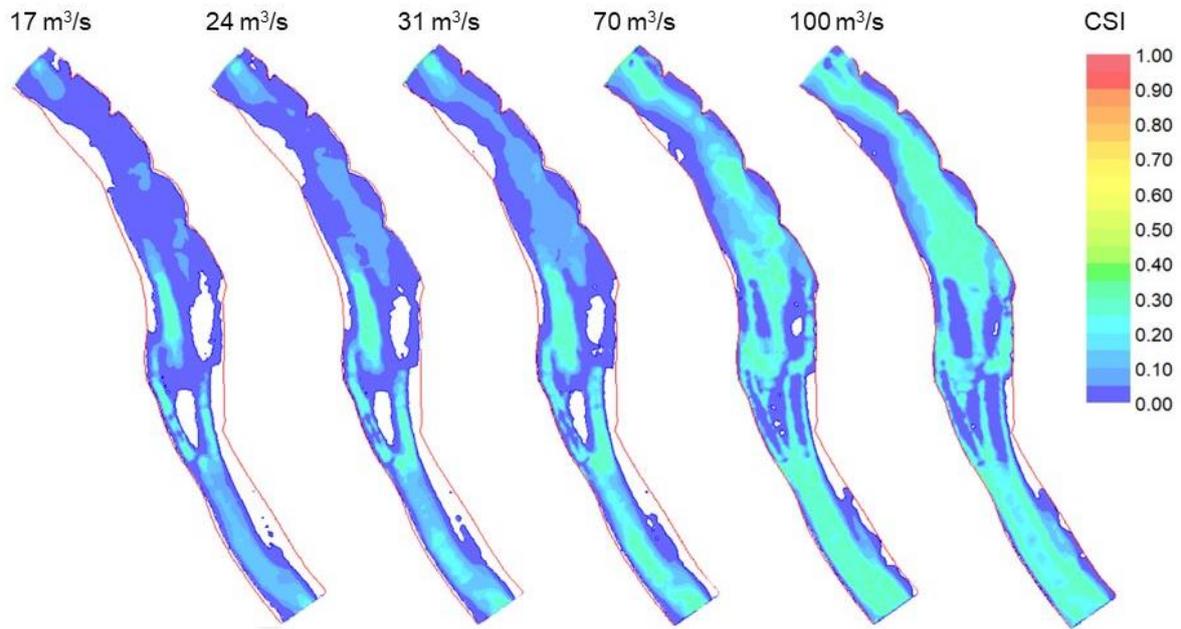


Figura 13. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per il barbo comune adulto al variare della portata.

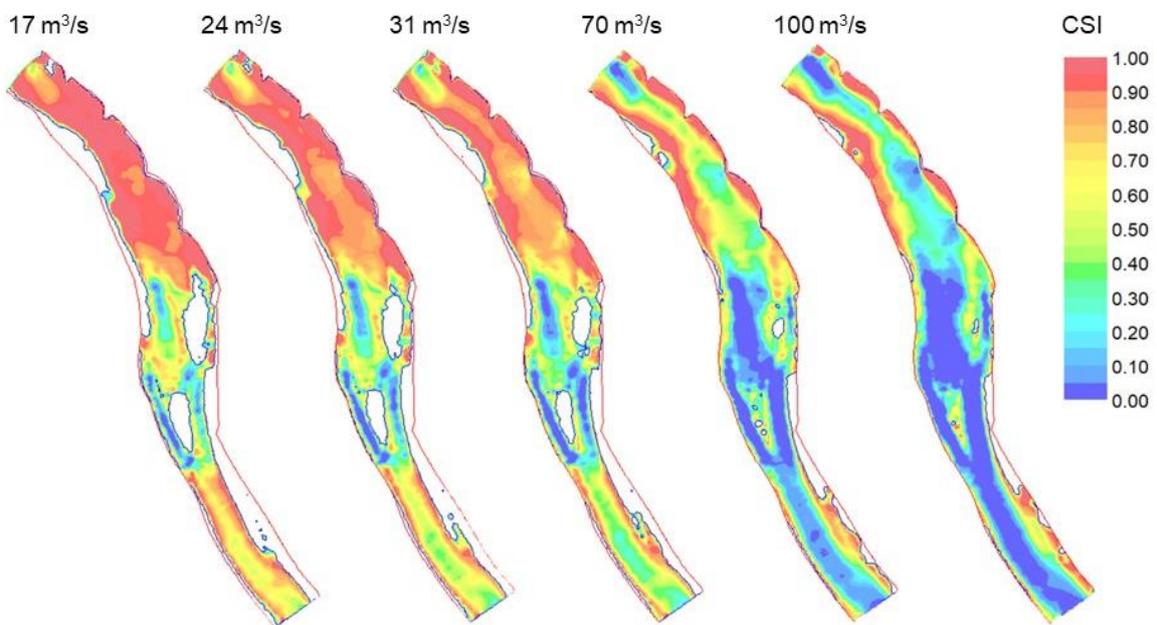


Figura 14. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la trota marmorata 0+ al variare della portata.

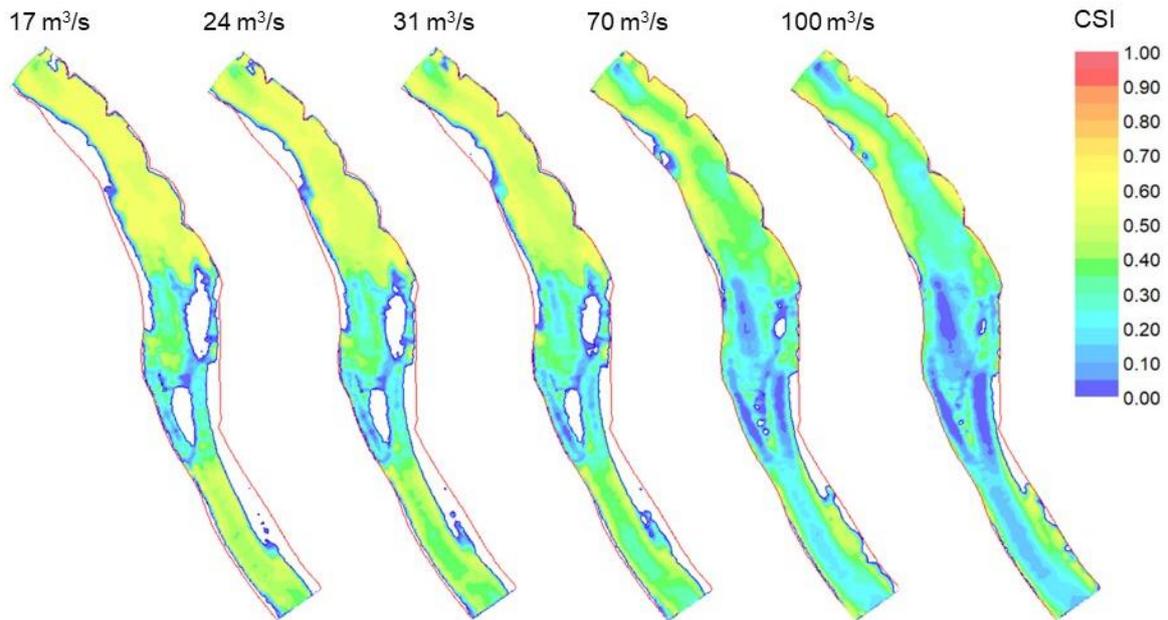


Figura 15. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la trota marmorata giovane (1+) al variare della portata.

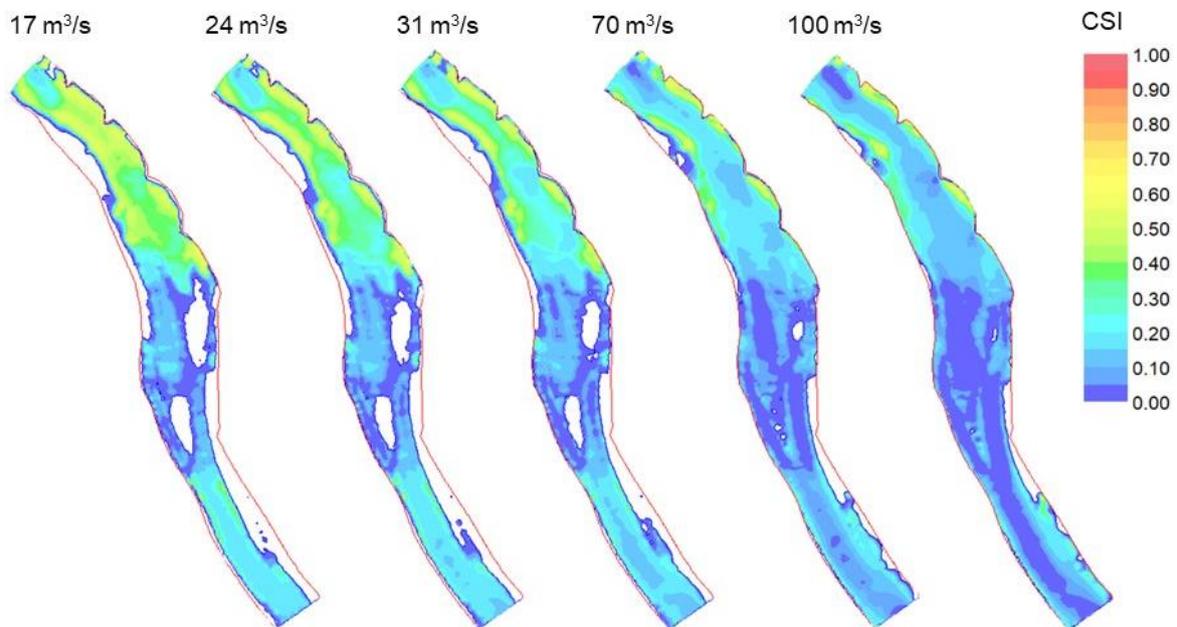


Figura 16. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la trota marmorata adulta al variare della portata.

Il grafico in Figura 17 illustra l'andamento dell'Area Disponibile Ponderata (ADP) al variare della portata per le specie ittiche target.

Gli stadi vitali giovane e adulto della stessa specie mostrano un andamento qualitativamente simile, ma quantitativamente differente, con valori di ADP maggiori per i giovani rispetto agli adulti. I valori maggiori sono relativi alla trota marmorata 0+, che risulta anche essere la più sensibile alle variazioni di portata. Essa, infatti, presenta massima ADP in corrispondenza del minimo valore simulato ($17 \text{ m}^3/\text{s}$), per poi decrescere linearmente all'aumentare della portata. Nei rimanenti stadi vitali, la trota marmorata mostra ridotta sensibilità alla variazione della portata, con valori di ADP all'incirca costanti per i giovani 1+, e discendenti all'aumentare della portata per gli adulti.

Maggiore sensibilità caratterizza invece il barbo, per il cui stadio giovanile l'ADP aumenta fino al raggiungimento di un picco in corrispondenza di $Q = 70 \text{ m}^3/\text{s}$, seguito da una progressiva diminuzione. Per l'adulto, invece, la disponibilità di habitat cresce con l'aumentare della portata.

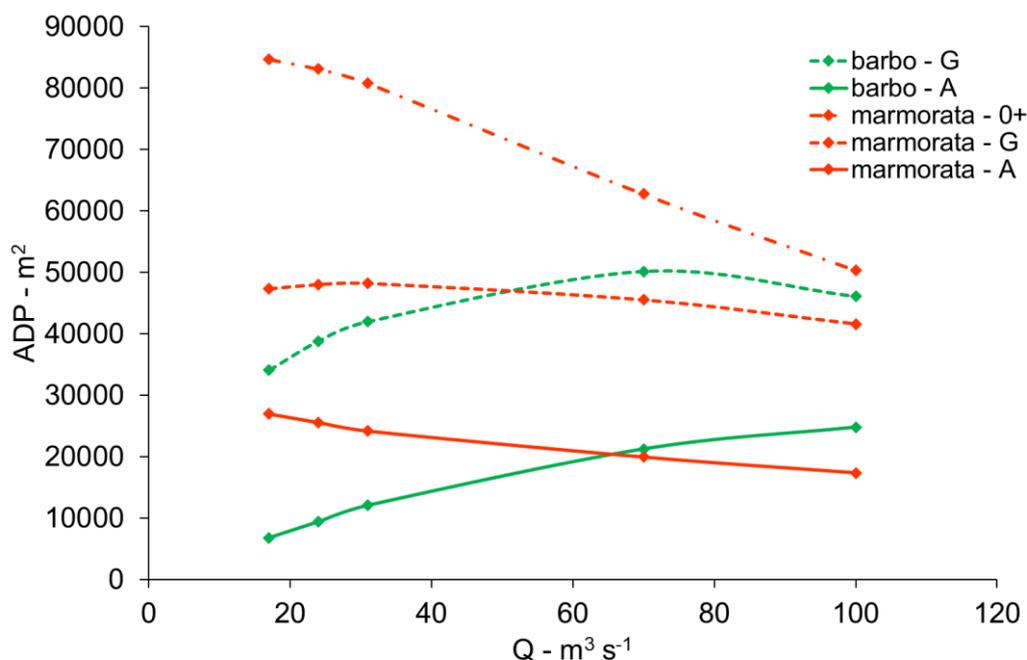


Figura 17. Andamento dell'Area Disponibile Ponderata al variare della portata per le due specie ittiche target. G: giovane, A: adulto.

Le figure seguenti (Figura 18 - Figura 21) mostrano le mappe di distribuzione dell'indice CSI per i quattro taxa di benthos al variare della portata. Per uniformità con il metodo applicato per le specie ittiche è stato considerato l'intero tratto. Tuttavia, in questo caso, l'analisi è ritenuta maggiormente affidabile nella parte centrale del tratto, ossia quella costituita da *riffle* e *run*, guadabile in condizioni di DMV, in cui sono stati effettuati tutti i campionamenti di benthos. Tale zona è delimitata da linee tratteggiate nelle mappe successive. Le zone di monte e di valle, dove sono presenti *pool*, risultano caratterizzate da profondità maggiori rispetto a quelle disponibili per la costruzione delle curve di preferenza.

Con riferimento all'area di cui sopra, il taxon caratterizzato da maggiore disponibilità di habitat è *Baetis*, con un'elevata porzione di area a preferenza massima ($\text{CSI} = 1$) in corrispondenza della portata simulata più bassa. Una minor preferenza in corrispondenza delle portate di DMV

caratterizza invece i Simuliidae. Hydropsychidae e Chironomidae mostrano un comportamento tra loro simile. L'aumento della portata, cui corrisponde un aumento della velocità, provoca una drastica riduzione della preferenza soprattutto per i Chironomidae e, in minor misura, per gli Hydropsychidae. *Baetis* e Simuliidae, più tolleranti all'aumento della velocità (vedi Figura 11), mostrano discreta preferenza anche in corrispondenza del massimo valore di portata simulato.

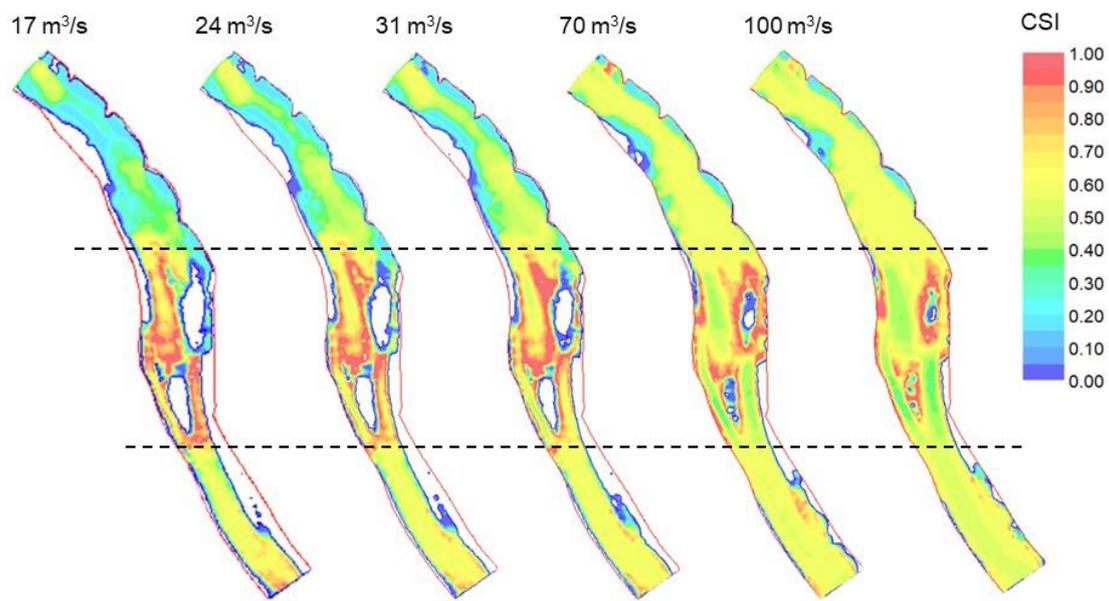


Figura 18. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per il genere *Baetis* al variare della portata.

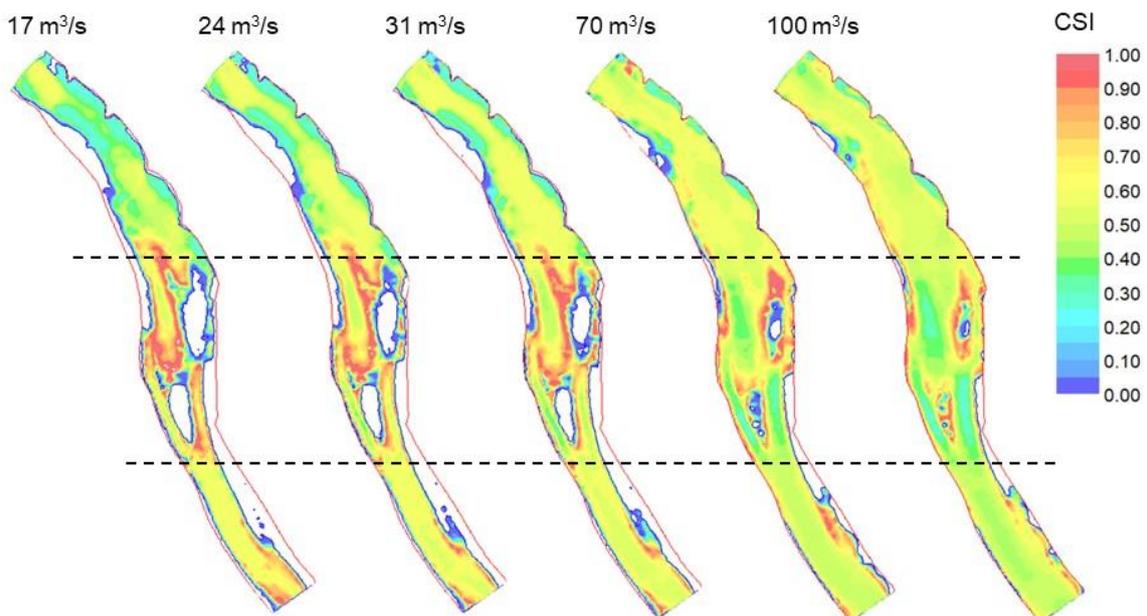


Figura 19. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la famiglia *Hydropsychidae* al variare della portata.

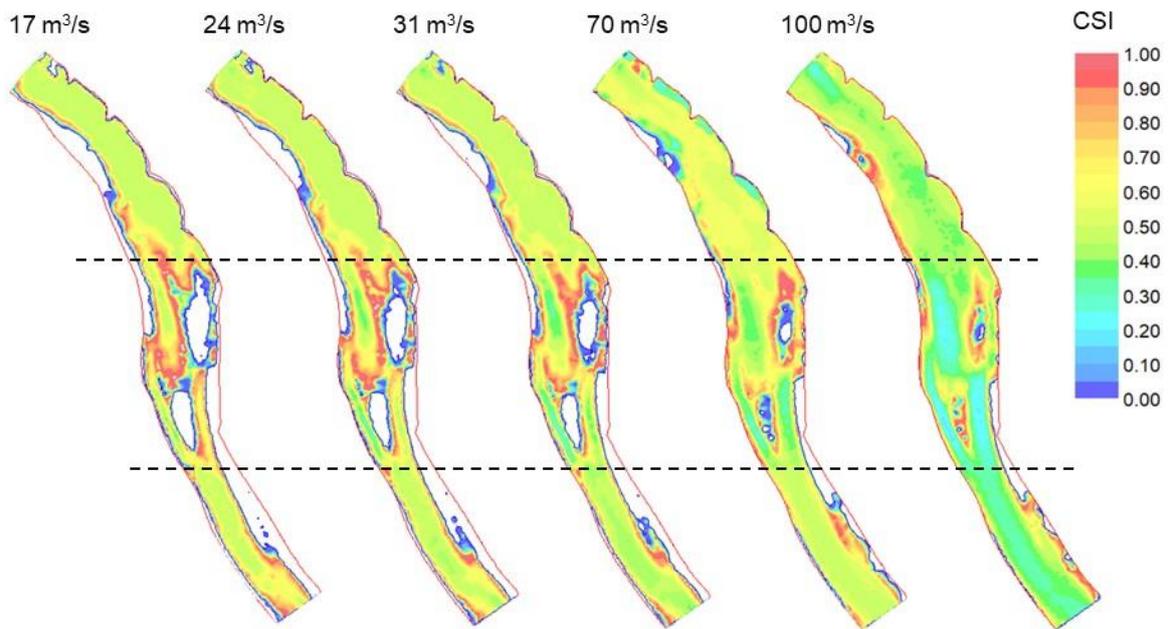


Figura 20. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la famiglia Chironomidae al variare della portata.

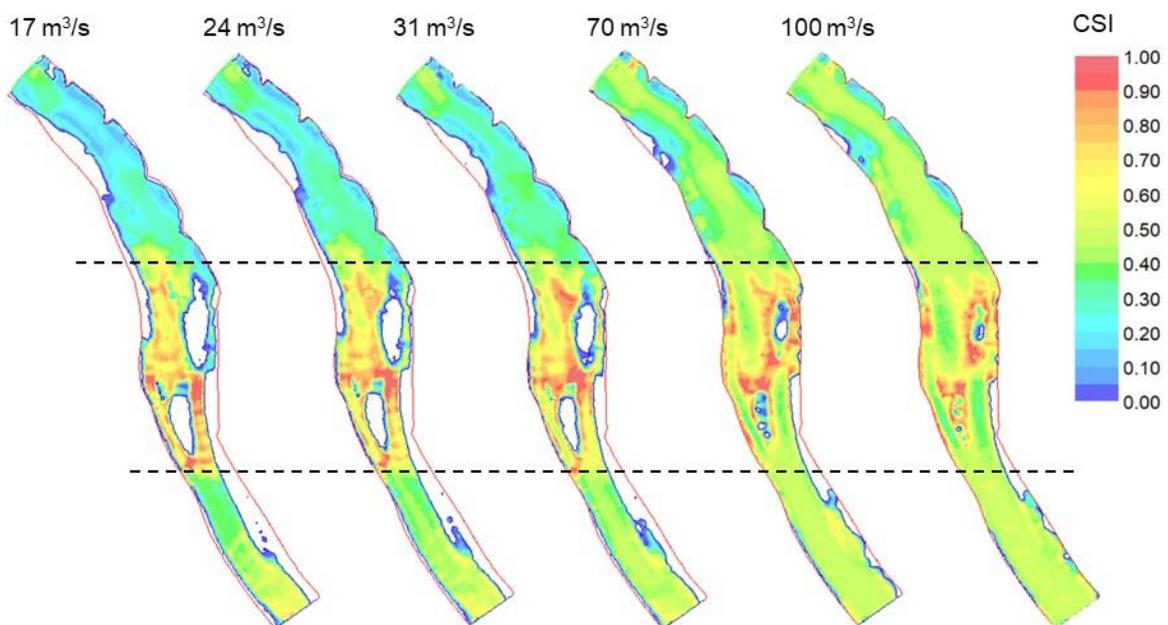


Figura 21. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la famiglia Simuliidae al variare della portata.

La Figura 22 mostra le mappe di distribuzione dell'indice CSI relativamente alla densità totale del benthos.

Mettendo a confronto tali mappe con le analoghe relative alle specie ittiche (Figure 12 - 16), si può ottenere un'indicazione di massima di quanto i pesci possano beneficiare della presenza di benthos

come fonte nutritiva. In particolare, focalizzando l'attenzione anche in questo caso sulla parte centrale del tratto, gli stadi vitali giovani (barbo giovane, trota marmorata 0+ e giovane – Figure 12, 14 e 15) mostrano valori di CSI più elevati in corrispondenza di bassi valori di portata nella zona caratterizzata da elevata presenza di benthos, rispetto agli adulti (Figure 13 e 16), potendo così beneficiare maggiormente della disponibilità di cibo. In corrispondenza delle portate simulate maggiori (70 e 100 m³/s), si assiste ad una notevole diminuzione della preferenza (fino a raggiungere preferenza nulla per la maggior parte dell'area comune a quella considerata nell'analisi di disponibilità per il benthos) per tutte le specie target, ad eccezione del barbo adulto.

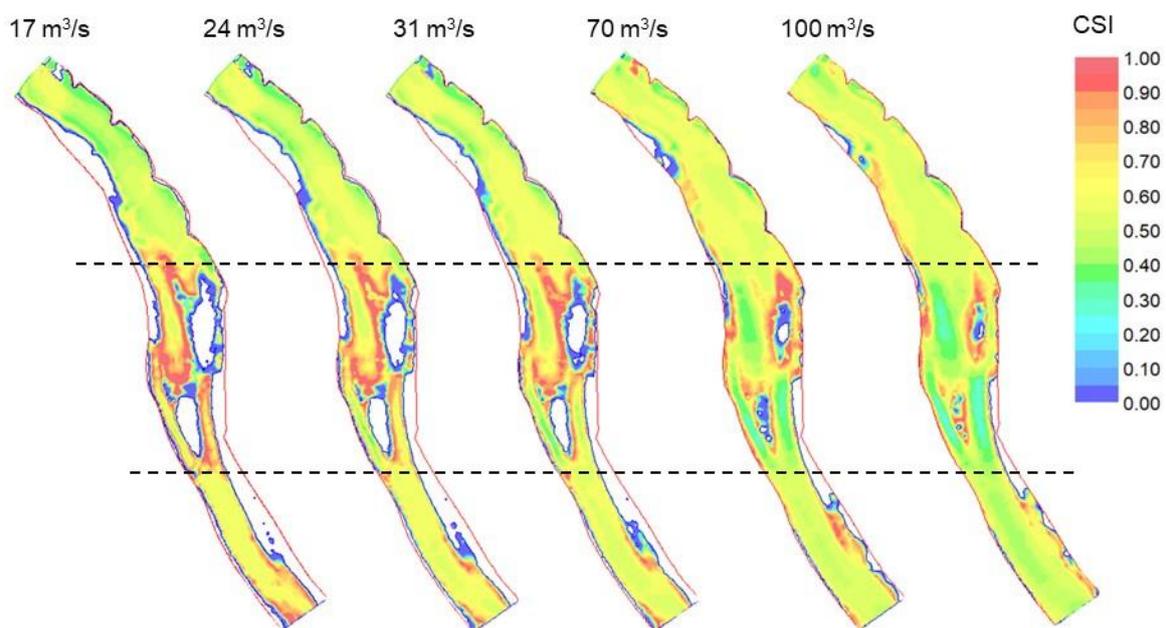


Figura 22. Mappe di distribuzione dell'indice CSI per la densità totale di benthos al variare della portata.

Un'indicazione più di dettaglio è offerta dalle mappe riportate nelle Figure 23-25. Le aree arancioni (A*) corrispondono a quelle a preferenza medio-alta ($CSI \geq 0.5$), in comune tra ciascuna specie ittica e la densità totale di benthos. Le mappe sono relative al solo stadio vitale giovane delle due specie target (barbo comune giovane – Figura 23, trota marmorata 0+ – Figura 24 e trota marmorata giovane – Figura 25, in quanto per quelli adulti l'area di sovrapposizione è risultata nulla.

Considerando l'intero tratto, l'area A* aumenta al crescere della portata per il barbo, mentre diminuisce per la trota marmorata. Con riferimento all'area compresa tra le due linee tratteggiate, A* risulta pressoché nulla per la trota marmorata giovane (Figura 25), mentre nei restanti casi (Figure 23 e 24), all'aumentare della portata, essa si sposta dalla zona centrale del corso d'acqua verso le sponde.

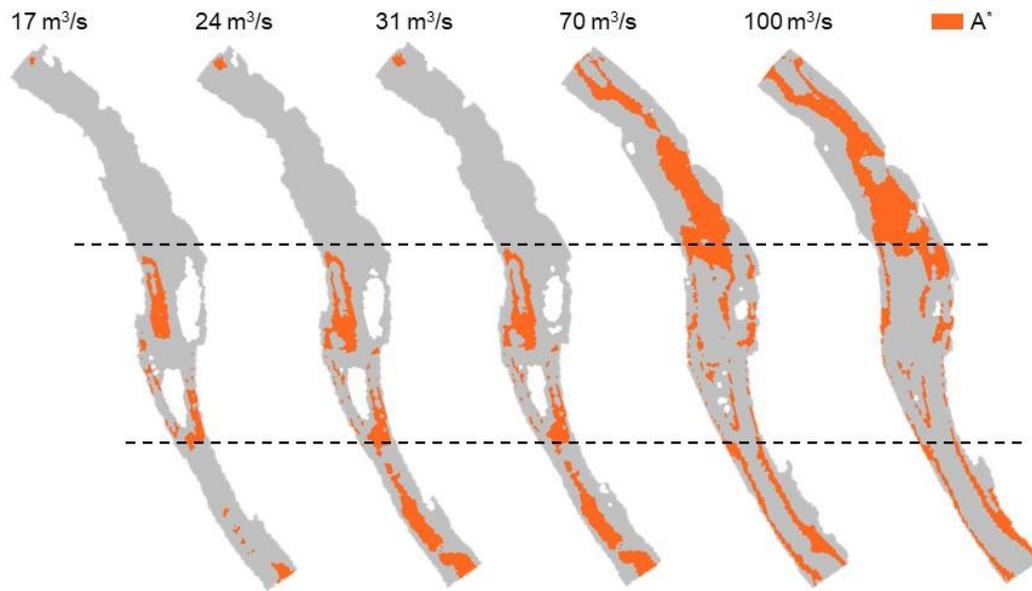


Figura 23. Area di sovrapposizione (A^* , in arancione) a preferenza medio-alta ($CSI \geq 0.5$) tra il barbo comune giovane e la densità totale di benthos al variare della portata.

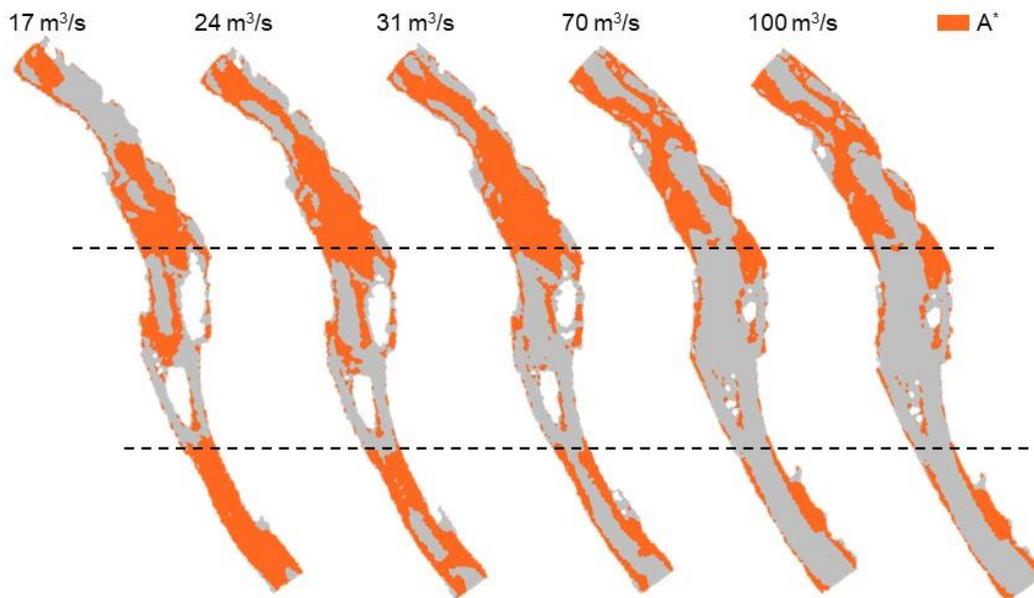


Figura 24. Area di sovrapposizione (A^* , in arancione) a preferenza medio-alta ($CSI \geq 0.5$) tra la trota marmorata 0+ e la densità totale di benthos al variare della portata.

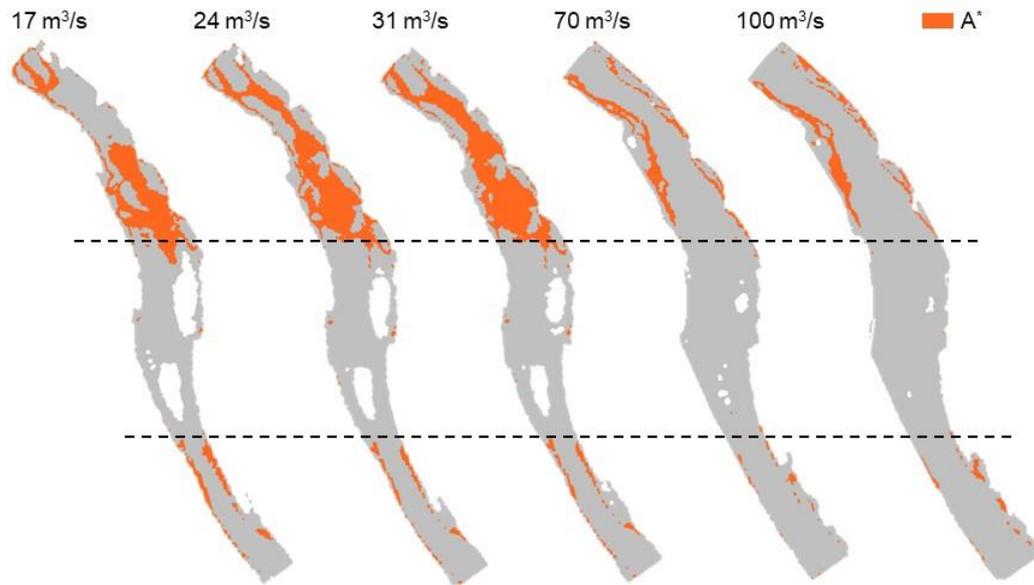


Figura 25. Area di sovrapposizione (A^* , in arancione) a preferenza medio-alta ($CSI \geq 0.5$) tra la trota marmorata giovane (1+) e la densità totale di benthos al variare della portata.

Nel seguito, è riportato un confronto tra le indicazioni fornite dalle simulazioni in termini di disponibilità di habitat per i taxa di benthos e i risultati del biomonitoraggio (vedi Report Attività 5.2).

In Tabella 3 sono indicate le densità dei taxa considerati nella presente indagine, relative ai campioni raccolti prima (PRE) e dopo (POST) gli eventi che hanno interrotto i periodi di magra, sia estivi (Figura 5 - PRE e POST 1 e 2 in Tabella 3) sia invernali (Figura 6 - PRE e POST 3 e 4), durante il Progetto. Per ciascuna coppia di campionamenti PRE – POST, è stata calcolata la differenza percentuale ($\Delta 1$, $\Delta 2$ per gli eventi estivi; $\Delta 3$, $\Delta 4$ per quelli invernali). Valori positivi e negativi di Δ indicano, rispettivamente, aumento e diminuzione di densità nel campione POST rispetto al PRE.

La densità totale (ultima riga in Tabella 3), diminuisce in corrispondenza di tutti gli eventi. Questo risulta in buon accordo con i risultati forniti dal modello, che indica diminuzione di preferenza all'aumentare della portata, relativamente all'area interessata dai campionamenti (zona compresa all'interno delle linee tratteggiate in Figura 22). Più in dettaglio, la maggiore diminuzione di densità (-72%) è relativa all'evento del 29/8 – 4/9/2020, ossia quello caratterizzato dal picco di portata più elevato (217 m^3/s , Figura 5). Relativamente ai singoli taxa, Hydropsychidae e Chironomidae mostrano entrambi una diminuzione di densità, con valori simili, in corrispondenza degli eventi estivi ($\Delta 1 = -48$ e -42% e $\Delta 2 = -78$ e -82% per Hydropsychidae e Chironomidae, rispettivamente), ossia quelli caratterizzati da picchi di portata maggiore. Anche in questo caso, i risultati sono in accordo con le rispettive mappe di disponibilità di habitat (Figura 19 e Figura 20), in cui i suddetti taxa risultano i più sensibili agli aumenti di portata. *Baetis* e Simuliidae, più tolleranti alle variazioni di portata entro i 100 m^3/s (massimo valore simulato), mostrano infatti Δ positivi (15 e 111%) in corrispondenza dell'evento che raggiunge 103 m^3/s e negativi per l'evento con valore di portata massimo ($\Delta 2 = -56$ e -96%).

Tabella 3. Densità (individui/0.5 m²) dei taxa di benthos considerati per la presente indagine, nei campioni raccolti prima (PRE) e dopo (POST) gli eventi estivi e invernali (Figura 5 e Figura 6), e relativa variazione percentuale.

	PRE 1	POST 1	Δ1	PRE 2	POST 2	Δ2
	25/7/19	8/8/19		18/8/20	08/9/20	
<i>Baetis</i>	74	85	15%	259	114	-56%
Hydropsychidae	423	218	-48%	1330	289	-78%
Chironomidae	97	56	-42%	1419	261	-82%
Simuliidae	63	133	111%	461	17	-96%
Densità totale	906	629	-31%	4346	1206	-72%
	PRE 3	POST 3	Δ3	PRE 4	POST 4	Δ4
	27/2/20	13/3/20		1/2/21	22/3/21	
<i>Baetis</i>	154	158	3%	82	60	-27%
Hydropsychidae	72	76	6%	113	175	55%
Chironomidae	1316	498	-62%	2021	1485	-27%
Simuliidae	78	31	-60%	60	8	-87%
Densità totale	2731	1786	-35%	2784	2287	-18%

7. CONCLUSIONI

I risultati del presente Report forniscono un'indicazione su come varia la disponibilità di habitat al variare della portata per due specie ittiche e quattro taxa di macroinvertebrati bentonici e su come i rilasci di portate più elevate rispetto al DMV, che interrompono i periodi di magra, possano influenzare la comunità, sia ittica sia macrobentonica, oggetto di indagine nel tratto di studio.

In particolare, il barbo comune, soprattutto nello stadio vitale adulto, può trarre giovamento da modesti aumenti di portata, in quanto la sua disponibilità di habitat aumenta per valori maggiori del DMV. Per contro, il discostamento dalle basse portate non sembra altrettanto vantaggioso per la trota marmorata, che esprime la massima disponibilità di habitat in corrispondenza di basse portate, in particolare allo stadio vitale 0+.

Per quanto riguarda il benthos, portate maggiori della minima simulata sembrano sfavorevoli per tutti i taxa, anche se in modo quantitativamente differente. Come confermato dai campionamenti effettuati, maggiormente sensibili al riguardo risultano i Chironomidae, seguiti dagli Hydropsychidae, mentre *Baetis* e Simulidae risultano nettamente più tolleranti all'aumento della portata entro i 100 m³/s. Anche in termini di densità totale del benthos, la disponibilità di habitat è influenzata negativamente dagli incrementi di portata.

L'analisi di sovrapposizione delle aree a preferenza medio-alta suggerisce una maggior possibilità di beneficiare del benthos come fonte nutritiva da parte delle specie ittiche giovani rispetto alle adulte, con maggior vantaggio per la trota marmorata in corrispondenza di bassi valori di portata e, viceversa, per il barbo.

Bibliografia

- Boavida, I., Santos, J. M., Ferreira, T., & Pinheiro, A. (2015). Barbel habitat alterations due to hydropeaking. *Journal of hydro-environment research*, 9(2), 237-247.
- Bovee, K. D. (1986). Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology (No. FWS/OBS-86/7). USDI Fish and Wildlife Service.
- Casas-Mulet, R. O. S. E. R., Alfredsen, K. N. U. T., Boissy, T., Sundt, H., & R  ther, N. (2015). Performance of a one-dimensional hydraulic model for the calculation of stranding areas in hydropeaking rivers. *River research and applications*, 31(2), 143-155.
- Consorzio del Ticino (2016). Progetto di Sperimentazione del DMV sul fiume Ticino sublacuale. Rapporto finale, Allegato 4 – Habitata idraulico-morfologico e fauna ittica.
- Choi, S. U., Kim, S. K., Choi, B., & Kim, Y. (2017). Impact of hydropeaking on downstream fish habitat at the Goesan Dam in Korea. *Ecohydrology*, 10(6), e1861.
- Cushman, R. M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American journal of fisheries Management*, 5(3A), 330-339.
- Espa, P., Petaccia, G., Servanzi, L., & Sibilla, S. (2022). Juvenile fish stranding induced by upstream gate operation: A risk assessment through eco-hydraulic modeling. *Ecological Engineering*, 183, 106753.
- ESRI (2018). ArcGIS Desktop: Release 10.6. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Gentili, G., Bosi, R., Cambiaghi, M. (2001). Preferenze idraulico – morfologiche della Trota marmorata Salmo (trutta) marmoratus nel Fiume Sesia. Quaderni ETP 30, 17–22.
- Gore, J. A., & Judy Jr, R. D. (1981). Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow studies and regulated flow management. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 38(11), 1363-1370.
- Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H. P., & Kohler, B. (2003). Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, 19(5-6), 589-603.
- Harby, A., & Noack, M. (2013). 19 Rapid Flow Fluctuations and Impacts on Fish and the Aquatic Ecosystem. In *Ecohydraulics* (p. 323).
- Holzappel, P., Leitner, P., Habersack, H., Graf, W., & Hauer, C. (2017). Evaluation of hydropeaking impacts on the food web in alpine streams based on modelling of fish-and macroinvertebrate habitats. *Science of the Total Environment*, 575, 1489-1502.
- Hunter, M. (1992). Hydropower Flow Fluctuations and Salmonids: A Review of the Biological Effects, Mechanical Causes and Options for Mitigation. *Report no. 119. Department of Fisheries, State of Washington*.

- IRER (2008). Governo dell'acqua in Lombardia verso gli standard europei. Definizione e validazione tecnico-scientifica delle azioni prioritarie previste dal Piano di bacino idrografico. Parte A - Studi e proposte a supporto dell'applicazione del Deflusso Minimo Vitale a valle delle opere di presa. Fase 2
- ISO 748:2007 (2008). Hydrometry – measurement of liquid flow in open channels using current meters or floats.
- ISPRA (2010). Metodologie di misura e specifiche tecniche per la raccolta e l'elaborazione dei dati idrometeorologici.
- Juárez, A., Adeva-Bustos, A., Alfredsen, K., & Dønnum, B. O. (2019). Performance of A Two-Dimensional Hydraulic Model for the Evaluation of Stranding Areas and Characterization of Rapid Fluctuations in Hydropeaking Rivers. *Water*, 11(2), 201.
- Kang, H., & Choi, B. (2018). Dominant fish and macroinvertebrate response to flow changes of the Geum River in Korea. *Water*, 10(7), 942.
- Kang, H., & Choi, B. (2018). Dominant fish and macroinvertebrate response to flow changes of the Geum River in Korea. *Water*, 10(7), 942.
- Moreira, M., Hayes, D. S., Boavida, I., Schletterer, M., Schmutz, S., & Pinheiro, A. (2018). Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment*.
- Person, E., Bieri, M., Peter, A., & Schleiss, A. J. (2014). Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrology*, 7(2), 580-599.
- Pragana, I., Boavida, I., Cortes, R., & Pinheiro, A. (2017). Hydropower plant operation scenarios to improve brown trout habitat. *River Research and Applications*, 33(3), 364-376.
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5), 609-622.
- Schneider, M., Kopecki, I., Tuhtan, J., Sauterleute, J. F., Zinke, P., Bakken, T. H., ... & Merigoux, S. (2017). A Fuzzy Rule-based Model for the Assessment of Macrobenthic Habitats under Hydropeaking Impact. *River Research and Applications*, 33(3), 377-387.
- Shen, Y., & Diplas, P. (2010). Modeling unsteady flow characteristics of hydropeaking operations and their implications on fish habitat. *Journal of Hydraulic Engineering*, 136(12), 1053-1066.
- Steffler, P., Blackburn, J. (2002). Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat. Alberta: University of Alberta.
- Tuhtan, J. A., Noack, M., & Wieprecht, S. (2012). Estimating stranding risk due to hydropeaking for juvenile European grayling considering river morphology. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 16(2), 197-206.
- US Army Corps of Hydraulic Engineers (2020). HEC – RAS 6.0 Beta 2, User's Manual.