



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)
LIFE+ Environment Policy and Governance

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

ACTION GROUP I3: Proposal of innovative measures for river basin management plans

- Action I3 IRSA (month 19-36) Proposal of innovative measures for river basin management plans by IRSA
- Action I3 ISE (month 19-36) Proposal of innovative measures for river basin management plans by ISE
- Action I3 PI (month 19-36) Proposal of innovative measures for river basin management plans by ARPA Piemonte
- Action I3 SA (month 19-36) Proposal of innovative measures for river basin management plans by RAS

Deliverable I3d1

Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale dell'idromorfologia/habitat: potenziali effetti sull'efficacia delle misure di recupero e criteri per ridurre l'incertezza – Fiumi

Ecological status classification and local hydro-morphological/habitat variability: potential effects on effectiveness of restoration measures and criteria to overpass inconsistencies - Rivers

CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque, U.O.S. Brugherio, Via del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)

CNR-ISE - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza (VB)

ARPA Piemonte - Arpa Piemonte - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale, Qualità delle acque - Asti, Piazza Vittorio Alfieri 33, 14100 Asti

Regione Sardegna - Regione Autonoma della Sardegna, Direzione Generale Agenzia Regionale Distretto Idrografico della Sardegna, Servizio Tutela e Gestione delle Risorse Idriche, Vigilanza sui Servizi Idrici e Gestione delle Siccità. Via Roma 80, 09123 Cagliari



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)
LIFE+ Environment Policy and Governance

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

ACTION GROUP I3: Proposal of innovative measures for river basin management plans

Deliverable I3d1

Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale dell'idromorfologia/habitat: potenziali effetti sull'efficacia delle misure di recupero e criteri per ridurre l'incertezza – Fiumi

Ecological status classification and local hydro-morphological/habitat variability: potential effects on effectiveness of restoration measures and criteria to overpass inconsistencies - Rivers

Buffagni A.¹, M. Cazzola¹, B. Centis¹, S. Erba¹, G. Pace¹, S. Polesello¹, F. Salerno¹, R. Tenchini^{1,5}, G. Viviano¹, A. De Girolamo², T. Ferrero³, A. Fiorenza³, E. Sesia³, R. Casula⁴, M. Pintus⁴, G. Erbi⁴, C. Belfiore⁵

¹ CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque, U.O.S. Brugherio, Via del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)

² CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque, U.O.S. Bari, via F. De Blasio 5, 70123, Bari

³ ARPA Piemonte - Arpa Piemonte - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale, Qualità delle acque - Asti, Piazza Vittorio Alfieri 33, 14100 Asti

⁴ REGIONE SARDEGNA - Regione Autonoma della Sardegna, Direzione Generale Agenzia Regionale Distretto Idrografico della Sardegna, Servizio Tutela e Gestione delle Risorse Idriche, Vigilanza sui Servizi Idrici e Gestione delle Siccità. Via Roma 80, 09123 Cagliari

⁵ DEB, Università della Tuscia, largo dell'Università s.n.c., 01100 Viterbo

Sommario

Riassunto.....	3
Extended abstract	2
I3d1.1 - Stato ecologico e macroinvertebrati bentonici: precisione e incertezza della classificazione nei fiumi italiani.....	6
I3d1.2 - Invertebrati bentonici e variabilità di habitat nei fiumi: incertezza nella classificazione, 'effetto habitat' o valutazione dello stato ecologico?	30
I3d1.3 - Stima della portata fluviale mediante l'utilizzo dei parametri morfometrici raccolti con il metodo CARAVAGGIO e relazione LRD/portata	53
I3d1.4 - Invertebrati bentonici e variabilità di habitat nei fiumi: Definizione dei valori di riferimento in area mediterranea in funzione del carattere lenticolo-tico	66
I3d1.5 - Carattere lenticolo-tico, effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi acquatiche, DMV e obiettivi di qualità	77
I3d1.6 - Caratterizzazione della comunità di diatomee bentoniche nei tratti fluviali sardi del progetto INHABIT	106

Riassunto

Il principale obiettivo del gruppo di azioni I3 del progetto INHABIT è quello di proporre misure integrative ai piani di bacino, facilmente implementabili e dedicate all'analisi delle caratteristiche di habitat e di idromorfologia locale dei corpi idrici. Uno degli aspetti cruciali è rivestito dall'analisi dell'efficacia della classificazione dello stato ecologico, ottenuta considerando diversi elementi di qualità biologica. Tale efficacia può essere valutata quantificando, e possibilmente riducendo, la quota di incertezza associata alla formulazione del giudizio di qualità. Come già osservato in diverse attività del progetto INHABIT, in particolare, ma non esclusivamente, negli ambienti mediterranei l'effetto della variabilità naturale delle condizioni di habitat sul biota può di gran lunga superare le fonti di alterazione, il cui rilevamento può essere mascherato da fattori naturali rendendo in tal modo inefficaci le misure di gestione.

Nel presente Deliverable è affrontata la tematica dell'analisi della quota di incertezza della classificazione e di quali criteri debbano essere considerati al fine di quantificarla e opportunamente ridurla. Il Deliverable si compone di sei contributi, cui è sotteso in medesimo approccio concettuale. I contributi qui presentati saranno successivamente valutati per una loro possibile inclusione nella pubblicazione 'Notiziario dei metodi Analitici' del CNR-IRSA, in uscita nel 2014.

Nel primo contributo è valutata l'incertezza globale della classificazione nella sua componente relativa alla 'precisione', connessa con il metodo utilizzato per derivare la formulazione del giudizio di qualità. Il sistema di classificazione considerato è il MacrOper, relativo all'elemento biologico dei macroinvertebrati bentonici. La 'precisione' è analizzata specificamente per diversi tipi/macrotipi

fluviali, considerando la quota di incertezza associata a: 1) le condizioni di riferimento (i soli siti *reference*) e 2) la totalità dei campioni considerati (l'intero gradiente ambientale). Per ciascuna delle due quote di variabilità sono calcolati specifici coefficienti che, mediante l'utilizzo del software STARBUGS 1.2, consentono il calcolo, per ciascun campione biologico considerato, della probabilità di attribuzione a ciascuna delle cinque classi di stato ecologico.

Il secondo contributo è dedicato all'analisi della quota di incertezza nella classificazione attribuibile all' 'accuratezza' (altrimenti definita 'esattezza'). In particolare, viene definita la relazione tra gli effetti delle condizioni di lenticità e loticità osservate in tratti fluviali per nulla o poco significativamente alterati - espresse dal descrittore LRD - e i valori di indice STAR_ICMi utilizzato per la classificazione. Tali modelli potranno essere utilizzati per proporre delle correzioni nei valori di riferimento, riducendo così l'incertezza della classificazione.

Nel terzo contributo è sviluppato un modello stocastico in grado di predire la portata fluviale sulla base di parametri morfometrici del corso d'acqua raccolti mediante l'utilizzo del metodo CARAVAGGIO. Viene inoltre, definita la relazione tra il Lentic-lotic River Descriptor (LRD) e la portata fluviale. Tale relazione possiede notevoli potenzialità nella valutazione simultanea di aspetti qualitativi e quantitativi nel definire potenziali effetti sulle biocenosi acquatiche.

Il quarto e quinto contributo sono quindi dedicati alla presentazione di alcuni casi studio sardi ai quali sono stati applicati i modelli che definiscono la relazione tra LRD e portata e LRD e STAR_ICMi. Più in dettaglio, il quarto contributo è dedicato alla ricostruzione dei valori di riferimento attesi per lo STAR_ICMi in 3 corpi idrici sardi. I risultati presentati in questo contributo hanno evidenziato come in tutti i corpi idrici

considerati e tutti gli anni si siano verificate condizioni di portata in grado di determinare valori di LRD non ottimali per le biocenosi bentoniche. In molti di questi casi, le condizioni previste avrebbero determinato una sottostima dello stato ecologico, dovuta ad un valore di riferimento atteso – per quelle condizioni di LRD - inferiore al valore tabellare (da DM 260/2010). In questi corpi idrici, supposti in stato elevato e/o in condizioni di riferimento, sarebbe quindi opportuno operare la stima sito-specifica delle condizioni di riferimento, come fatto nel presente lavoro, al fine di poter calcolare EQR effettivamente rappresentativi dello stato ecologico.

Il quinto contributo invece è dedicato alla descrizione di come utilizzare i modelli per

quantificare gli impatti legati alla riduzione di portata e quindi alla pianificazione di rilasci consoni al raggiungimento di specifici obiettivi di qualità.

L'ultimo contributo infine prende in considerazione i risultati ottenuti dal confronto tra diversi metodi di classificazione basati sulla comunità delle diatomee bentoniche ed applicati sui siti sardi investigati nel corso del progetto INHABIT. Il contributo fornisce una caratterizzazione sulla base della comunità diatomea di corsi d'acqua temporanei, ambienti poco studiati in tale contesto, mettendo in evidenza alcune problematiche salienti in particolare connesse con la definizione del giudizio di qualità.

Extended abstract

The main aim of INHABIT I3 group of actions is to suggest integrative measures to river basin plans that can be easily implemented, through the analysis of water bodies habitat structure and local hydro-morphology. One of the crucial aspects is to consider the effectiveness of ecological status classification, obtained considering different biological quality elements.

Such effectiveness can be evaluated by quantifying, and possibly reducing, the portion of uncertainty associated to the quality assessment. As already observed in previous INHABIT activities, in Mediterranean environments in particular - but not exclusively - the effect of natural variability of habitat conditions on biota can largely overpass in importance that of various sources of degradation. The detection of the possible alteration can thus be masked by natural factors, making management measures ineffective.

In the present Deliverable the issue of the analysis of classification uncertainty is examined, together with the consideration of possible criteria for its quantification and limitation. The Deliverable includes six independent papers, compiled following the same approach. The presented papers will be evaluated for a possible inclusion in the CNR-IRSA 'Notiziario dei metodi Analitici', due for publication in March 2014.

In the first paper the overall classification uncertainty, in its component related to the 'precision' associated with the quality assessment method, is evaluated. The considered assessment method is MacrOper, related to benthic macroinvertebrates BQE. 'Precision' is specifically analysed for different river types/macrotypes, considering the level of uncertainty associated to: 1) reference conditions (reference sites only) and 2) the total number of samples considered (the whole environmental gradient).

For each of the two portions of uncertainty specific coefficients are calculated. Such coefficients allow the calculation, through software STARBUGS 1.2, of the probability of assignment to each of the quality classes of all the considered biological samples.

The second paper is dedicated to the analysis of the portion of classification uncertainty ascribable to 'accuracy' (or 'trueness'). In particular, the relation between the effects of lentic-lotic conditions, as expressed by LRD descriptor, observed in unaltered – or only slightly altered – river reaches and the values of STAR_ICMi classification index is defined. The correlation models may be used to suggest possible corrections in reference values, thereby reducing classification uncertainty.

In the third paper a stochastic model predicting water body discharge on the basis of the morphometric parameters collected with CARAVAGGIO method is developed, and the relationships between water discharge and the Lentic-lotic River Descriptor (LRD) is defined. Such relationship has great potential for the simultaneous evaluation of qualitative and quantitative aspects related to possible effects on aquatic biocoenoses.

The fourth and fifth papers are thus dedicated to the presentation of selected case studies in Sardinia, where models defining the relationship between LRD and discharge, and LRD and STAR_ICMi, are applied. More in details, the fourth paper is dedicated to the reconstruction of reference values expected for STAR_ICMi in 3 Sardinian water bodies. Presented results emphasize how in all considered water bodies, in all years, discharge condition determining non-optimal LRD values for biocoenoses are observed. In most of the presented cases, expected conditions would have caused an underestimation of the ecological status, due to a reference value – referred to that LRD condition – lower than the normative reference value (from Italian DM 260/2010). In such water bodies, presumed as belonging

to high status and/or reference conditions, a site-specific evaluation of reference conditions would be appropriate, as performed in the present paper, in order to allow the calculation of an EQR value effectively representative of the ecological status.

The fifth paper is dedicated to describe how models quantifying alterations related to reduction in discharge can be used, and to the planning of water releases adequate to the fulfillment of specific quality objectives.

The last paper considers the results obtained by the comparison of different classification methods based on benthic diatoms community, for INHABIT sites of Sardinia. The paper provides a characterization of temporary streams based on diatoms community - poorly studied in this peculiar environment - highlighting some of the critical issues, related in particular to the definition of the quality assessment.

I3D1.1 - STATO ECOLOGICO E MACROINVERTEBRATI BENTONICI: PRECISIONE E INCERTEZZA DELLA CLASSIFICAZIONE NEI FIUMI ITALIANI

A cura di:

Buffagni A.¹, M. Cazzola¹, S. Erba¹, T. Ferrero²,
A. Fiorenza², R. Casula³, G. Erbi³ & S. Polesello¹

¹CNR-IRSA, Brugherio (MB)

²ARPA Piemonte, Asti

³RAS Regione Autonoma della Sardegna, Cagliari

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito del progetto INHABIT, sono stati già descritti i gradienti naturali e quelli legati a fattori di alterazione osservati nei corpi idrici e tipi fluviali considerati (e.g. Del. I1d4 e I2d1), per i quali sono stati raccolti dati sperimentali ad hoc. Tali gradienti sono stati caratterizzati in termini idromorfologici (tipo di flusso e di substrato, erosione e deposito, diversificazione dell'habitat, etc.), qualità dell'acqua e comunità biologiche. Al fine di identificare le cause di alterazione eventualmente presenti in un corpo idrico e individuare possibili misure di risanamento integrative, utili per il raggiungimento dello stato buono, la relazione habitat-biota deve essere sufficientemente conosciuta. Oltre a consentire il riconoscimento di queste eventuali cause di alterazione, l'approfondimento delle relazioni habitat-biota è cruciale sia per giungere alla valutazione dell'efficacia delle misure sia per stimare e, ove possibile, incrementare, l'accuratezza complessiva delle valutazioni dello stato ecologico.

Nel presente contributo, che rappresenta la prima parte del Deliverable INHABIT I3d1 (parte Fiumi), sarà concisamente affrontato un aspetto introdotto dalla WFD in merito alla classificazione dello stato ecologico, la precisione del metodo, come componente dell'incertezza globale della classificazione. A tal fine, saranno considerati i macroinvertebrati

bentonici e il sistema di classificazione MacrOper. La quota d'incertezza associata alla classificazione verrà affrontata secondo l'approccio di Clarke et al. (1996, 2002), come sviluppato nel progetto di ricerca EU STAR (Furse et al., 2006; Clarke & Hering, 2006).

1.1 Precisione, accuratezza ed incertezza

In questo paragrafo sono brevemente presentate le definizioni di alcuni concetti utilizzati nel presente contributo. Fonte principale per tali definizioni sono il manuale EURACHEM/CITAC (Ellison et al., 2000) e la sua versione italiana (ISS, 2000), sulla quantificazione dell'incertezza nei metodi analitici.

La "precisione" si può definire come il grado di concordanza tra risultati di prova indipendenti ottenuti nelle condizioni stabilite. La precisione rappresenta pertanto il grado con il quale misurazioni ripetute forniscono il medesimo risultato. La precisione viene spesso misurata in termini di "imprecisione", che diminuisce all'aumentare dell'attendibilità delle misure, è una misura di dispersione dei dati intorno alla media (e.g. deviazione standard, coefficiente di variazione) e, in termini di errore, si riferisce a quanto le singole misure differiscono tra di loro, senza alcuna regola apparente (errore casuale). Tale concetto, come intuibile, non è connesso con la capacità del metodo di riprodurre il valore realmente atteso della variabile che si intende misurare. A tal proposito, infatti, il concetto di precisione è spesso associato a quello di "accuratezza", definita come il grado di concordanza tra il risultato di una misurazione ed il valore "vero" (o "convenzionalmente vero") del misurando (ISS, 2000); anche in questo caso, essa è spesso misurata in termini di "inaccuratezza" che, in termini di errore, valuta quanto l'insieme delle misure (prese globalmente) si discosta dal valore vero (errore sistematico). Secondo altri approcci, l'errore sistematico - che rimane costante o varia in modo prevedibile e le cui

cause possono essere note o ignote - è valutato attraverso l' "esattezza" (UNI ISO 3534-1, 2000 3.12). Quest'ultima è intesa come grado di concordanza fra il valore medio ottenuto a partire da un elevato numero di repliche e un valore di riferimento accettato (i.e. accuratezza della media).

Imprecisione e inaccuratezza sono tra loro indipendenti e la loro stima è tanto più attendibile quanto più numerose sono le misure utilizzate per derivarla. Il grafico in figura 1 rappresenta schematicamente le differenze tra i due concetti.

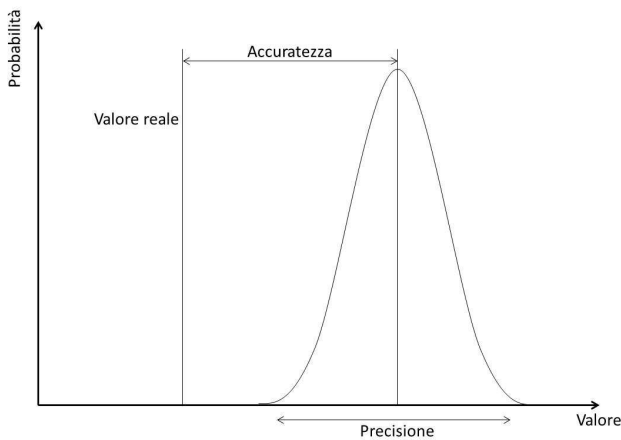


Fig. 1 – Rappresentazione schematica dei concetti di “precisione” e “accuratezza”.

L' "incertezza", termine qui utilizzato come traduzione del termine inglese *uncertainty*, è definita come la dispersione dei valori ottenuti da una serie di misurazioni, attribuibile ragionevolmente al misurando, qualunque sia la ragione che determini tale dispersione. L'incertezza si compone solitamente di diverse componenti, comprese quelle determinate da effetti sistematici, quali quelle associate a correzioni e campioni di riferimento. Alcune di queste componenti possono essere valutate a partire dalla distribuzione statistica dei risultati di una serie di misurazioni e caratterizzate dal valore di deviazione standard. Altre possono invece essere valutate a partire da distribuzioni di probabilità basate sull'esperienza o da altre informazioni disponibili. L'incertezza di una misura non implica il fatto che esista un dubbio circa la sua validità; al contrario, la conoscenza

dell'incertezza e la sua quantificazione incrementano la confidenza sulla validità del risultato della misurazione (Ellison et al., 2000).

1.2 Incertezza della classificazione e WFD

La Direttiva quadro sulle acque non si riferisce al termine "incertezza" in quanto tale (Sigel et al., 2010). Essa utilizza invece i termini "attendibilità" e "precisione". Infatti: "Nel selezionare i parametri relativi agli elementi di qualità biologica, gli Stati membri individuano il livello tassonomico appropriato per ottenere la necessaria attendibilità e precisione nella classificazione degli elementi di qualità. Nel piano sono fornite stime del livello di attendibilità e precisione dei risultati garantito dai programmi di monitoraggio" (All. V, 1.3). In termini di frequenza di monitoraggio, in 1.3.4 troviamo: "Le frequenze sono scelte in modo da garantire un livello accettabile di attendibilità e precisione. Il livello di attendibilità e precisione conseguito dal sistema di monitoraggio è definito nel piano di gestione del bacino idrografico"; in linea generale, quest'ultimo dovrebbe poi riportare "stime sul livello di attendibilità e precisione dei risultati ottenuti con i programmi di monitoraggio" (2.4.1).

Associati a "attendibilità e precisione", vengono utilizzati i termini "appropriato" e "accettabile". Inoltre, per quanto riguarda la determinazione delle condizioni di riferimento tipiche specifiche per i tipi di corpo idrico superficiale (1.3. iv), la WFD si riferisce a un "[...] sufficiente grado di attendibilità per i valori relativi alle condizioni di riferimento". I termini appropriato, accettabile e sufficiente, come spesso verificato nello sviluppo e nel trasferimento nella pratica degli approcci proposti dalla WFD, introducono una componente di soggettività potenzialmente rilevante, che rischia di ostacolare i dovuti approfondimenti tecnici utili alla comprensione dei meccanismi causali alla base della risposta biologica ai fattori naturali e alle alterazioni.

Viceversa, utilizzando il termine “precisione” la WFD ambisce a una maggiore oggettività in termini di incertezza.

Per semplicità, nel presente contributo, come sopra esposto, per “precisione” si intende il “grado di concordanza tra risultati di prova indipendenti ottenuti nelle condizioni stabilite” (Ellison et al., 2000; ISS, 2000). Inoltre, al fine di consentire una migliore comprensione della trattazione, soprattutto in riferimento al successivo contributo (parte 2), è qui particolarmente utile ricordare che la precisione non va intesa in relazione al valore “convenzionalmente vero” che l'indice STAR_ICMi dovrebbe assumere e dipende solo dalla distribuzione degli errori considerati casuali.

1.3 Cause dell'incertezza nella classificazione dello stato ecologico

Secondo Clarke (2011), l'incertezza complessiva e il potenziale errore nella stima del reale stato ecologico di un corpo idrico in un dato periodo sono determinati dall'effetto combinato di molteplici elementi, tra i quali:

- i) la variabilità spaziale della comunità biologica all'interno del corpo idrico;
- ii) la variabilità temporale associata alla stessa;
- iii) le caratteristiche intrinseche del metodo di campionamento utilizzato;
- iv) gli errori nella definizione di adeguati valori delle condizioni di riferimento, causati da una limitata disponibilità di siti di riferimento e/o dall'incertezza nella definizione (modellizzazione predittiva) delle relazioni biota-ambiente;
- iv) le caratteristiche del metodo di classificazione utilizzato (e.g. scelta degli indici, loro conversione in EQR, scelta dei limiti di classe).

2. ANALISI DEI DATI: STIMA DELL'INCERTEZZA E COEFFICIENTI CALCOLATI SU DATASET CAMPIONE

In linea teorica, per la valutazione dell'incertezza, è utile esaminare tutte le possibili fonti d'incertezza (o componenti), con il rischio di eccedere nell'impegno sperimentale; spesso, infatti, mediante studi preliminari o informazioni rinvenibili in letteratura, è possibile individuare le fonti d'incertezza più significative. Inoltre, anche qualora ciò non fosse possibile, la stima dell'incertezza composta dipende quasi interamente dai contributi maggiori, rendendo quindi meno importante la definizione a priori dell'importanza dei singoli fattori. Una singola componente dell'incertezza, se espressa come scarto tipo, è detta incertezza tipo. Per un risultato di misurazione y , l'incertezza totale, o incertezza tipo composta (indicata da: $u_c(y)$), è uno scarto tipo stimato come la radice quadrata positiva della varianza totale ottenuta combinando tutte le componenti dell'incertezza disponibili, in qualsiasi modo stimate, usando la legge di propagazione dell'incertezza. Nel presente contributo, l'incertezza totale è stata automaticamente derivata mediante il software STARBUGS 1.2 (Clarke, 2004; 2005; 2011). In successivi contributi, essa sarà calcolata secondo una funzione additiva ($Y = A + B$), con $u_c(y) = \sqrt{u_A^2 + u_B^2}$.

2.1 Incertezza nelle condizioni di riferimento

L'incertezza associata alla definizione di un valore rappresentativo delle condizioni di riferimento tipo-specifiche per le aree e i corpi idrici studiati, è stata stimata secondo le indicazioni fornite all'interno del progetto STAR (Clarke, 2005), nel contesto del quale sono stati proposti opportuni descrittori.

Il calcolo dell'incertezza è stato qui effettuato per i data set per i quali si disponeva di siti di riferimento. Si è ritenuto di procedere ad ogni modo a tale calcolo anche nei casi nei quali il numero di siti di riferimento fosse inferiore a 3, numero ritenuto idoneo a garantire la robustezza minima accettabile del set. In tali casi, che riguardano due dataset per i quali

erano disponibili due soli siti di riferimento, i valori sono ritenuti indicativi. Per i dataset per i quali non sono disponibili siti di riferimento, si è proceduto riportando un valore medio dei coefficienti calcolati per i tipi fluviali di cui si dispone di siti di riferimento nella regione di appartenenza.

Un approccio tipo-specifico nella definizione delle condizioni di riferimento, quale quello adottato in Italia (DM 260/2010), prevede di norma l'utilizzo di un singolo valore tabellare per il calcolo degli EQR ai fini della classificazione (i.e. mediana dei valori ottenuti da campioni raccolti in siti di riferimento). Tale procedura, spesso legata a indisponibilità di dati sufficienti - ad esempio da diverse stagioni o condizioni idrologiche differenti -, può determinare elevata variabilità associata alle condizioni di riferimento, togliendo potenzialmente efficacia all'intero impianto di classificazione (si veda il prossimo contributo). In ogni caso, questa incertezza delle condizioni di riferimento (con ad esempio m campioni) può essere genericamente stimata (Clarke, 2004) come la deviazione standard (SD) dell'errore, mediante il calcolo dell'errore standard (SE) della media (i.e. SD degli m valori diviso per \sqrt{m}). La formula per il calcolo di tale coefficiente risulta pertanto la seguente:

$$\text{RefCondUncertainty} = \frac{\text{DEV.ST}(\text{REF_samples})}{\text{RADQ}(n_{\text{REF_samples}})}$$

2.2 Variabilità associata al campionamento e al trattamento del campione

Ai fini della quantificazione dell'incertezza di classificazione, è opportuno stimare la variabilità associata alle differenze tra più campioni raccolti nello stesso corpo idrico, nella stessa data, con lo stesso metodo; nel nostro caso, si assume che essa includa anche la quota legata al trattamento del campione, in termini più generali. Non essendo disponibili più repliche di campionamento raccolte con queste finalità, per la stima di questa quota di incertezza è stato utilizzato un coefficiente

percentuale fisso (variabilità legata al campionamento) posto pari al 22.3%, derivato come media di diversi metodi dalla letteratura, per varie metriche biologiche (Clarke et al., 2006a, Tab. 8). Secondo Clarke (2004), il fattore d'incertezza legato al campionamento è stato quindi stimato moltiplicando tale coefficiente per la variabilità complessiva associata alla totalità dei campioni raccolti nell'intero range di qualità osservato (i.e. non solo da siti di riferimento); ciò separatamente per ciascuno dei tipi fluviali considerati.

Questa quota di incertezza (Sampling SD) è quindi definita mediante la seguente formula:

$$\text{Sampling SD} = \text{RADQ}(0.223 * (\text{DEV.ST}(\text{ALL_samples})^2))$$

2.3 Calcolo dell'incertezza nelle stime della classe di stato ecologico

Per l'attribuzione del grado d'incertezza allo stato ecologico ottenuto per i corpi idrici/campioni esaminati, è stato utilizzato il software *STARBUGS* 1.2 (Clarke, 2005). Tale software è stato appositamente realizzato per supportare la stima dell'incertezza nell'attribuzione dello stato ecologico e per valutarla in funzione della combinazione di diverse metriche biologiche. La probabilità di appartenenza ad una classe di stato ecologico per un determinato campione è derivata da simulazioni dei valori osservati della metrica in esame. Il software utilizza, oltre ad una serie di altri elementi specifici di taratura qui non presentati, i due coefficienti che rappresentano le quote di variabilità definite nei due precedenti paragrafi, i.e. "RefCond Uncertainty" e "Sampling SD"

Il calcolo dell'incertezza nell'attribuzione delle classi di stato ecologico è stato effettuato per alcuni dei dataset considerati (si vedano le descrizioni nel paragrafo dedicato). Per ciascun corpo idrico/campione, accanto allo stato ecologico ottenuto mediante l'applicazione del sistema *MacrOper* e quindi dello *STAR_ICMi*, verrà riportata la probabilità di attribuzione

(percentuale) stimata per ciascuna delle cinque classi di stato. Viene inoltre riportata la probabilità di ottenere almeno lo stato buono (somma HG: High e Good status), obiettivo WFD per l'anno 2015; sulla base di tale valore, viene indicato un livello di probabilità complessiva per il raggiungimento dello stato buono o superiore suddivisa in tre livelli. In modo orientativo, è stata considerata la soglia del 75% di HG per identificare corpi idrici con elevata probabilità di raggiungere lo stato buono (o superiore); CI con HG < 40% sono stati indicati come a 'bassa' probabilità, mentre CI con livelli compresi tra 40% e 75% sono stati indicati come aventi probabilità 'media'.

2.4 Indici e software utilizzati

Come menzionato nei paragrafi precedenti, la classificazione dello stato ecologico, il calcolo dei coefficienti d'incertezza relativi ai siti di riferimento e al set completo di campioni e l'attribuzione del grado complessivo di probabilità della classificazione sono stati effettuati relativamente ai valori dell'indice STAR_ICMi e alle classificazioni da esso derivate. L'indice STAR_ICMi è stato calcolato per tutti i siti/corpi idrici investigati nel progetto INHABIT, nel corso di diversi gruppi di azione (D1, I1, etc.).

Come già anticipato, per l'attribuzione del grado d'incertezza allo stato ecologico ottenuto è stato utilizzato il software STARBUGS 1.2 (Clarke, 2005). STARBUGS (STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software) messo a punto nell'ambito del progetto di ricerca EU STAR (Standardisation of River Classifications).

2.5 I dataset considerati

Al fine di poter rappresentare in modo adeguato le possibili differenze territoriali riscontrabili in Italia e nel sud Europa, i dataset considerati nel presente contributo coprono un ampio gradiente geografico (Tab. 1 a, b, c). Sono inclusi, oltre ai dataset sviluppati ad hoc nel progetto INHABIT, una serie di dati a disposizione del CNR-IRSA sul territorio

nazionale, raccolti dall'Ente in precedenti progetti di ricerca (e.g. AQEM, STAR) o messi a disposizione dalle Agenzie Regionali e Provinciali di protezione dell'ambiente.

In particolare, per quanto riguarda la loro provenienza i dataset possono essere così ripartiti:

- dati raccolti nel corso del Progetto AQEM (EVK1-CT 1999-00027): Alto Adige 03SS – siliceo (messi a disposizione da APPA Bolzano), Fontanili 06AS, Emilia 10SS2-3 e Cilento 18SS1-2 (disponibili presso CNR-IRSA);
- dati raccolti nel corso del Progetto STAR (EVK1-CT 2001-00089): Alto Adige 03SS – calcareo (messi a disposizione da APPA Bolzano) e Toscana 11SS1-2 (disponibili presso CNR-IRSA);
- dati raccolti nel corso di vari progetti di ricerca, condotti da CNR-IRSA, sulla qualità delle acque del Fiume Po;
- dati messi a disposizione dalla Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Regione Autonoma Valle d'Aosta nel contesto della attività di verifica dei siti di riferimento, taratura e aggiornamento del sistema MacrOper (attività ISPRA – CNR-IRSA);
- dati relativi alla Sardegna: includono sia tratti fluviali investigati nel corso del progetto INHABIT sia, come già avvenuto in altre attività del progetto, tratti considerati originariamente nel progetto MICARI (MIUR, 2002. D.M. 408 Ric. 20/03/2002);
- dati relativi al Piemonte: includono sia campioni raccolti nel corso del progetto INHABIT (maggior parte dei dati appartenenti ai tipi fluviali 01SS2 e 06SS2), sia appartenenti alla rete di monitoraggio regionale (una parte dei tipi 01SS2 e 06SS2, più i restanti tipi). In entrambi i casi, i dati sono messi a disposizione dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Regione Piemonte.

Inoltre, al fine di ampliare la rappresentatività dei risultati ottenuti, e nello sviluppo delle attività del gruppo di azioni D2, il calcolo dei coefficienti d'incertezza è stato effettuato anche per le aree di pool dei fiumi temporanei di Cipro, con un dataset reso disponibile dal *Water Development Department (WDD), Ministry of Agriculture, Natural Resources and Environment*, con la collaborazione di Prothea srl, Italia. Analogamente (attività D2), sono riportati in tabella valori orientativi per entrambi i coefficienti d'incertezza per i corpi idrici in Bacino Scolante nella Laguna di Venezia; dati forniti da ARPA Veneto ed elaborati nell'ambito di: "Ricerca finanziata dalla Regione del Veneto, con i fondi della Legge Speciale per Venezia, nell'ambito del Progetto "BSL 3 – Attività di monitoraggio dei corpi idrici nel Bacino Scolante nella Laguna di Venezia, finalizzate all'implementazione della Direttiva 2000/60/CE – Deliberazione della Giunta Regionale n. 1714/2011".

Le tabelle 1a-c presentano, suddivise per aree geografiche, le caratteristiche dei dataset in termini di: numero di stazioni e campioni disponibili; coefficienti di incertezza delle condizioni di riferimento; variabilità associata al campionamento e al trattamento del campione. In generale, i dataset sono anche caratterizzati dal punto di vista del tipo fluviale (II livello), di cui si riporta la sigla (colonna 1 in Tab. 1) comprendente il codice numerico della Idroecoregione, l'origine del corso d'acqua e la taglia.

3. RISULTATI

3.1 Incertezza per i singoli campioni

I valori riportati per la Sardegna (Tab. 1c) sono suddivisi nei diversi tipi individuati dalla tipizzazione di II livello, condotta dalle autorità regionali (Regione Autonoma della Sardegna). Nelle ultime due righe in tabella, per via delle

oggettive difficoltà di attribuzione tipologica, sono riportati anche valori complessivi (per pool e riffle), che si riferiscono a tutti i campioni disponibili per la Sardegna, con i corpi idrici riferiti ad un unico ipotetico macrotipo. Tale alternativa è ritenuta valida in virtù della complessa situazione tipologica della regione, che trova probabilmente riscontro in ampi settori dell'Europa mediterranea. Sulla base di quanto osservato nel corso delle attività sperimentali del progetto INHABIT e di altri progetti, soprattutto per quanto riguarda le condizioni di permanenza dell'acqua in alveo, è stata riscontrata una certa discrepanza tra quanto atteso sulla base della tipizzazione ufficiale e le osservazioni di campo. Per gran parte dei corpi idrici sardi, si ritiene plausibile il verificarsi, all'interno di un dato tratto fluviale, di mutamenti da condizione perenne a temporanea (o viceversa), sia in funzione dei cambiamenti stagionali, sia al verificarsi di particolari annate idrologiche. Tale condizione porterebbe a definire gradienti di persistenza - con conseguenze dirette sulle biocenosi - anziché categorie tipologiche nettamente definite. Pertanto, con l'esclusione di alcune situazioni quali fiumi di grandi dimensioni e di origine sorgiva - per i quali una tipizzazione di II livello può risultare sufficiente -, per una buona parte dei corpi idrici potrà risultare opportuno un approfondimento mediante tipizzazione di III livello, con una più dettagliata caratterizzazione dei singoli tratti fluviali. Per questa ragione - e dato il carattere esemplare dei calcoli effettuati - sono stati qui anche derivati e utilizzati coefficienti d'incertezza "complessivi" per i corpi idrici sardi.

Considerando globalmente l'intero set di tipi fluviali considerati, il valore medio dell'incertezza associata al campionamento (Sampling SD) è pari a 0.0867. Tale coefficiente tiene conto dell'intera quota di variabilità associata alla raccolta e al trattamento del campione, includendo pertanto un ampio gradiente di condizioni ambientali, anche in

diverse stagioni. È ragionevole pertanto supporre che le condizioni di variabilità possano essere molto differenziate nelle diverse aree, in funzione anche del gradiente di alterazione incluso nel set di dati. Tuttavia, i valori ottenuti per i dataset considerati sembrano non discostarsi in modo sensibile dalla media generale. Il valore medio osservato sembra pertanto essere un buon indice dell'incertezza complessiva, anche considerata la scarsa variabilità generale osservata.

Per quanto riguarda il valore di incertezza delle condizioni di riferimento il valore medio tra i tipi considerati risulta pari a 0.0259 (deviazione standard di 0.0071). Tale valore risulta inferiore a quello derivato per la raccolta e il trattamento del campione; i valori dei vari dataset non si discostano eccessivamente, anche in questo caso, dal valore medio (coefficiente di variazione: 0.27).

La tabella 2 sintetizza l'informazione per i coefficienti calcolati per la maggior parte dei macrotipi fluviali italiani, secondo quanto indicato in Tabella 5 del DM 260/2010 e in accordo con il processo di intercalibrazione a livello europeo per la WFD (i.e. macrotipi IC). Nel rispetto degli indirizzi del decreto, i valori riportati potranno essere utilizzati qualora non si disponga di dati di dettaglio.

Tab. 1a – Tipi investigati in area alpina e relativa incertezza (campionamento e condizioni di riferimento); In corsivo: valore 'RefCond Uncertainty' ottenuto da media regionale.

Regione - Tipo	Sampling SD	RefCond Uncertainty	# tot campioni	# ref campioni	Stima incertezza classificazione
Alto Adige 03SS - siliceo	0.0426	0.0243	40	12	✓
Alto Adige 03SS - calcareo	0.0490	0.0387	16	9	-
VDA 01GH1	0.0809	0.0257	29	18	-
VDA 01GH2	0.0728	0.0297	77	23	-
VDA 01GH3	0.0553	0.0248	38	28	-
VDA 01SS1	0.0971	0.0303	40	10	-
VDA 01SS2	0.1038	0.0162	24	14	-
Piemonte 01SS1	0.0664	0.0233	29	0	-
Piemonte 01SS2	0.0582	0.0127	173	26	✓
Piemonte 01SS3_POOL	0.0541	0.0233	12	0	-
Piemonte 01SS3_RIFFLE	0.0695	0.0233	23	0	-
Piemonte 04SS1-2	0.0847	0.0273	103	18	-
Piemonte 04SS3_POOL	0.0729	0.0233	9	0	-
Piemonte 04SS3_RIFFLE	0.1060	0.0233	44	0	-

Tab. 1b – Tipi investigati in area pianiziale e relativa incertezza (campionamento e condizioni di riferimento); In corsivo: valore 'RefCond Uncertainty' ottenuto da media regionale.

Regione - Tipo	Sampling SD	RefCond Uncertainty	# tot campioni	# ref campioni	Stima incertezza classificazione
Piemonte 06SS2	0.1415	0.0300	89	12	✓
Piemonte 06SS3_POOL	0.0904	0.0233	8	0	-
Piemonte 06SS3_RIFFLE	0.0949	0.0233	84	0	-
Piemonte 06SS4_POOL	0.0831	0.0233	5	0	-
Piemonte 06SS4_RIFFLE	0.0960	0.0233	31	0	-
Fontanili 06AS	0.1824	0.0214	79	14	-
Po	0.1011	0.0142	228	20	-
Veneto – BSL*	0.1163	0.1222	102	9	-

*: corpi idrici fortemente modificati del Bacino Scolante Laguna di Venezia; RefCond Uncertainty corrisponde a incertezza (orientativa) per condizioni MEP (massimo potenziale ecologico).

Tab. 1c – Tipi investigati in area mediterranea e relativa incertezza (campionamento e condizioni di riferimento).

Regione - Tipo	Sampling SD	RefCond Uncertainty	# tot campioni	# ref campioni	Stima incertezza classificazione
Emilia 10SS2-SS3_POOL	0.0744	0.0360	30	8	-
Emilia 10SS2-SS3_RIFFLE	0.0551	0.0205	30	8	-
Toscana 11SS1-SS2_POOL	0.0510	0.0185	36	12	-
Toscana 11SS1-SS2_RIFFLE	0.0613	0.0278	36	12	-
Cilento 18SS1-SS2_POOL	0.1199	0.0291	46	13	-
Cilento 18SS1-SS2_RIFFLE	0.1029	0.0351	46	10	-
Cipro-R-M5_POOL	0.1095	0.0342	70	22	-
Sardegna					
Sardegna POOL - EF7-8	0.0626	0.0319	23	9	-
Sardegna RIFFLE - EF7-8	0.0634	0.0361	23	9	-
Sardegna POOL - IN7-8	0.0921	0.0768	25	5	-
Sardegna RIFFLE - IN7-8	0.0968	0.0257	25	5	-
Sardegna POOL – SS-SR	0.0758	0.0045	12	2	-
Sardegna RIFFLE – SS-SR	0.0858	0.0045	12	2	-
Sardegna POOL - non tipizz.	0.0997	0.1218	11	5	-
Sardegna RIFFLE- non tipizz.	0.0818	0.0665	11	5	-
Sardegna POOL - complessivo	0.0927	0.0364	71	21	✓
Sardegna RIFFLE - complessivo	0.0931	0.0249	71	21	✓

Tab. 2 – Valori medi di incertezza per macrotipi fluviali IC (DM 260/2010).

Macrotipo IC	Mesohabitat di campionamento	Sampling SD	RefCond Uncertainty	#campioni tot	#campioni ref
A1 - calcareo ¹	Generico	0.0490	0.0387	16	9
A2 - siliceo	Generico	0.0761	0.0239	620	149
C	Generico	0.1620	0.0257	168	26
M1	Pool	0.0855	0.0238	66	20
	Riffle	0.0821	0.0315	82	22
M2 ²	Pool	0.0818	0.0278	96	28
	Riffle	0.0731	0.0278	112	30
M3 ³	SA	0.1011	0.0142	228	20
M4	Pool	0.0551	0.0205	30	8
	Riffle	0.0744	0.0360	30	8
M5	Pool	0.1011	0.0353	141	43
	Riffle	0.0931	0.0249	71	21

¹ per macrotipo A1 - Area alpina geologia calcarea: valori indicativi calcolati su un limitato numero di campioni.

² per macrotipo M2: dati non disponibili, valori calcolati come media dei valori dei macrotipi mediterranei M1 e M4.

³ per macrotipo M3: grandi fiumi, valori relativi al fiume Po, campionamento effettuato mediante substrati artificiali; RefCond Uncertainty derivata dai migliori corpi idrici/campioni disponibili (approccio modellistico) i.e. non da siti reference validati.

I valori di incertezza stimati sono riportati in grafici *box&whiskers*, rispettivamente di figure 2 e 3. Nelle figure, i tipi fluviali considerati sono raggruppati nelle tre macroaree definite all'interno dei GIG (gruppi geografici d'intercalibrazione) del processo di intercalibrazione europea: mediterranea, alpina e centrale (pianura padana), che riguardano l'Italia. Per le tre macroaree sono riportati i valori dei coefficienti corrispondenti ai mesohabitat di riferimento (D.M., 260/2010; CNR-IRSA, 2007).

Per quanto riguarda l'incertezza legata al campionamento e al trattamento del campione, i valori più elevati sono riscontrati per il macrotipo IC centrale. I restanti macrotipi presentano coefficienti simili, sia in termini di valore mediano, sia di sovrapposizione di valori quartili, con valori lievemente più elevati per il mesohabitat di pool della macroarea mediterranea.

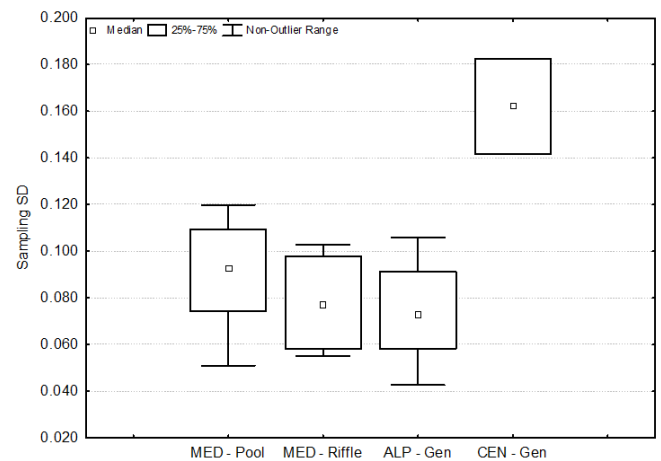


Fig. 2 – Incertezza legata al campionamento e al trattamento del campione (Sampling SD) nelle macroaree IC considerate.

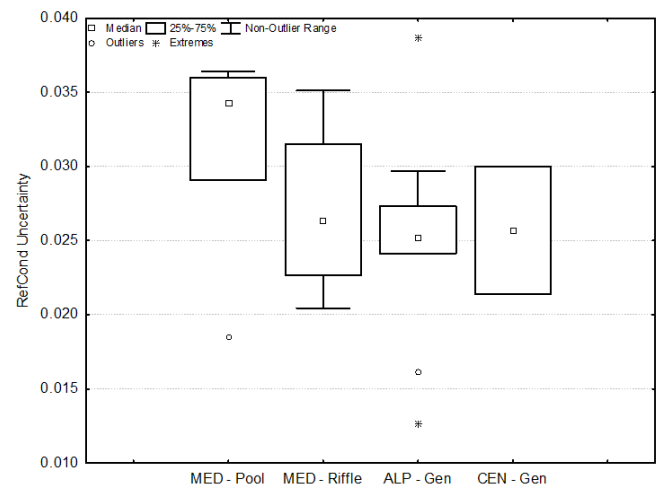


Fig. 3 – Incertezza dei siti di riferimento (RefCond Uncertainty) nelle macroaree IC considerate.

Tale risultato è plausibilmente determinato dalla presenza, nei tipi considerati nella macroarea centrale, di corpi idrici che presentano un'ampia variabilità nei valori di STAR_ICMi, dovuta alla contemporanea presenza di corpi idrici pesantemente alterati, moderatamente alterati e privi di alterazione (i.e. gradiente di alterazione molto esteso, più che nelle altre aree considerate).

L'incertezza relativa alle condizioni di riferimento fa registrare i valori mediani più

elevati, al netto dei valori *outliers* ed estremi, nella macroarea mediterranea, in particolare per il mesohabitat di pool. Tale condizione, anche sulla base delle osservazioni effettuate nel corso delle attività sperimentali del progetto INHABIT e delle successive analisi dei dati raccolti, sono riconducibili all'elevata variabilità delle condizioni di habitat riscontrabili in area mediterranea.

3.2 Incertezza per i campioni combinati/Corpi Idrici

I risultati presentati fino ad ora forniscono stime d'incertezza relative a singoli campioni in singole stazioni di campionamento. A tal proposito si può pertanto supporre che quanto fin qui presentato riproduca un quadro piuttosto variabile, che include potenzialmente le situazioni peggiori e migliori osservabili in un dato corpo idrico; essa, quindi, non rappresenta una situazione media, più vicina a quella descritta dal giudizio di qualità (mediato) relativo al corpo idrico.

In questo paragrafo sono quindi presentati, a titolo di esempio, i valori dei coefficienti d'incertezza (Sampling SD e RefCond Uncertainty) calcolati accorpando i campioni disponibili in base al corpo idrico di afferenza. I tipi fluviali considerati sono stati selezionati tra le aree investigate nel progetto INHABIT; nel caso specifico sono stati utilizzati i campioni di benthos della Sardegna, considerati come unico

macrotipo complessivo, e il tipo fluviale 06SS2 del Piemonte.

Per i corpi idrici sardi, i coefficienti sono stati calcolati considerando il valore di STAR_ICMi risultante dalla media dei valori ottenuti per i mesohabitat pool e riffle, simulando in questo modo una possibile opzione di calcolo del valore complessivo dell'indice per la stazione/corpo idrico. Sempre per i corpi idrici sardi, si è optato per considerare in questa attività solo quelli per i quali si dispone di molteplici siti di prelievo o di più stagioni, escludendo pertanto i corpi idrici per i quali è disponibile un solo campione; al fine di favorire ulteriori possibilità di confronto, i coefficienti d'incertezza sono stati ricalcolati anche a partire dai singoli campioni. Nel dataset per la Sardegna, si sottolinea anche che i siti di campionamento relativi a stagioni diverse – sebbene nello stesso corpo idrico - sono stati collocati in tratti fluviali differenti, condizione che può contribuire, quando siano considerati i singoli campioni, ad un aumento della variabilità.

Per i corpi idrici piemontesi, si è calcolato il solo valore di Sampling SD. Il coefficiente di incertezza delle condizioni di riferimento non è stato considerato, essendo disponibili per tale tipo fluviale solo due siti di riferimento. In questa condizione, il calcolo del coefficiente relativo al corpo idrico sarebbe effettuato su due soli valori.

Tab. 4 – Valori d’incertezza associati al campionamento e alle condizioni di riferimento, calcolati da singoli campioni e per corpo idrico – Sardegna e Piemonte 06SS2

	Sardegna						Piemonte 06SS2	
	POOL		RIFFLE		Media - PR		GENERICO	
	Campioni singoli	Corpi Idrici	Campioni singoli	Corpi Idrici	Campioni singoli	Corpi Idrici	Campioni singoli	Corpi Idrici
Sampling SD	0.0961	0.0880	0.1005	0.0974	0.0942	0.0912	0.1417	0.1451
RefCond Unc.	0.0589	0.0197	0.0230	0.0321	0.0332	0.0142	-	-

Confrontando i valori dei coefficienti calcolati si osservano in genere modeste variazioni, sia per la quota associata al campionamento e al trattamento del campione sia, dove considerate, per le condizioni di riferimento. Nella vasta maggioranza dei casi, e per le differenze più accentuate (e.g. RefCond Uncertainty per mesohabitat pool o per media pool-riffle), vi è una diminuzione d’incertezza passando dai singoli campioni ai corpi idrici. Nel caso di indagine o monitoraggio condotti a livello di corpo idrico, è pertanto verosimile ritenere che si possa pervenire a giudizi di qualità caratterizzati da una precisione più elevata, o quantomeno non sensibilmente diversa, da quella ottenibile per campioni singoli.

3.3 Incertezza nell’attribuzione dello stato ecologico per dataset campione

Per una serie di dataset (si veda l’ultima colonna nelle tabelle 1a-c), mediante l’utilizzo del software STARBUGS 1.2 è stato effettuato il calcolo dell’incertezza nell’attribuzione dello stato ecologico. Il calcolo consente di attribuire, per ciascun campione considerato (coefficienti d’incertezza esposti al § 3.1), una percentuale di probabilità a ciascuna delle cinque classi di stato ecologico. Le tabelle 3a-e presentano i risultati suddivisi, per aree/tipo fluviale; i risultati si riferiscono a campioni raccolti in Sardegna, Piemonte e Alto Adige. Per la Sardegna, il dataset 1 corrisponde ai campioni investigati nel corso del progetto INHABIT, mentre il dataset 2 include i tratti fluviali

investigati nel corso del progetto MICARI, tuttavia considerati già in altre attività INHABIT (e.g. nel gruppo di azioni D1). In Piemonte i risultati sono presentati in due tabelle distinte corrispondenti ai due tipi fluviali considerati, 01SS2 e 06SS2. Per l’Alto-Adige i campioni considerati appartengono a tipi 03SS a geologia silicea.

Oltre al valore percentuale per ciascuna classe, è riportato il valore cumulativo delle classi ‘buono’ ed ‘elevato’ (%HG), con la relativa suddivisione in tre livelli (alto, medio e basso) di probabilità di attribuzione a tali classi. I valori, puramente orientativi, utilizzati per l’attribuzione di tali livelli sono stati alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%.

Tab. 3a – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Sardegna dataset 1.

Cod. Stazione	data	POOL										RIFFLE									
		STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato		
S21_01	13/05/2011	1.092	1	88.7	11.3	0	0	0	100	alto	1.091	1	89.7	10.3	0	0	0	100	alto		
S21_02	10/05/2011	1.015	1	67.1	32.8	0.1	0	0	99.9	alto	1.014	1	66.9	33	0.1	0	0	99.9	alto		
S21_03	13/05/2011	0.929	2	33.7	64.2	2.1	0	0	97.9	alto	0.913	2	27.3	70.1	2.6	0	0	97.4	alto		
S21_04	22/05/2011	0.628	3	0	14.3	78.2	7.4	0	14.3	basso	0.56	3	0	3.7	73	23.3	0	3.7	basso		
S21_05	18/05/2011	1.049	1	79.1	20.9	0.1	0	0	100	alto	0.884	2	18.2	76.7	5.1	0	0	94.9	alto		
S21_06	11/05/2011	0.851	2	11.3	77.6	11.2	0	0	88.9	alto	0.712	3	0.4	41.9	57	0.7	0	42.3	medio		
S21_07	19/05/2011	0.903	2	24	72.1	3.9	0	0	96.1	alto	0.75	2	1.2	56.8	41.8	0.2	0	58	medio		
S21_08	20/05/2011	0.867	2	15	77.6	7.4	0	0	92.6	alto	0.627	3	0	13.4	79.3	7.3	0	13.4	basso		
S21_09	19/05/2011	0.656	3	0.1	21.6	74.3	4	0	21.7	basso	0.693	3	0.2	34.7	63.7	1.3	0	34.9	basso		
S21_10	23/05/2011	0.552	3	0	3.2	71.6	25.2	0.1	3.2	basso	0.486	3	0	0.5	47.6	51.5	0.4	0.5	basso		
S21_11	18/05/2011	0.844	2	10.4	77	12.6	0	0	87.4	alto	0.799	2	3.8	72.8	23.4	0.1	0	76.6	alto		
S21_12	21/05/2011	0.802	2	4.1	73.4	22.4	0.1	0	77.5	alto	0.714	3	0.4	43.1	55.6	0.9	0	43.5	medio		
S21_13	10/05/2011	1.121	1	93.7	6.3	0	0	0	100	alto	0.98	1	54.7	44.9	0.4	0	0	99.6	alto		
S21_14	16/05/2011	1.114	1	92.9	7.1	0	0	0	100	alto	1.039	1	75.3	24.6	0.1	0	0	99.9	alto		
S21_15	17/05/2011	1.018	1	67.7	32.2	0.1	0	0	99.9	alto	0.816	2	5.5	76.3	18.1	0.1	0	81.8	alto		
S21_16	22/05/2011	0.791	2	3.1	69	27.8	0.1	0	72.1	medio	0.745	2	1.2	54.9	43.6	0.3	0	56.1	medio		
S21_17	20/05/2011	1.237	1	99.6	0.4	0	0	0	100	alto	1.001	1	62.5	37.3	0.2	0	0	99.8	alto		
S21_18	16/05/2011	0.952	2	43.2	55.8	1	0	0	99	alto	0.954	2	43.7	55.3	1	0	0	99	alto		
S21_19	21/05/2011	0.674	3	0.2	28.4	68.6	2.8	0	28.6	basso	0.841	2	9.1	79.3	11.6	0	0	88.4	alto		
S21_20	15/05/2011	1.022	1	69.7	30.3	0.1	0	0	100	alto	0.899	2	22.8	73.2	4.1	0	0	96	alto		
S21_21	12/05/2011	0.992	1	58.3	41.4	0.3	0	0	99.7	alto	0.984	1	55.7	43.9	0.4	0	0	99.6	alto		
S21_22	17/05/2011	0.947	2	40.7	58.2	1.2	0	0	98.9	alto	0.931	2	33.7	64.5	1.8	0	0	98.2	alto		
S21_23	20/05/2011	0.812	2	5.7	74.6	19.7	0.1	0	80.3	alto	0.88	2	17.4	76.9	5.7	0	0	94.3	alto		
S21_24	12/05/2011	1.016	1	67.1	32.7	0.2	0	0	99.8	alto	0.965	2	47.9	51.4	0.8	0	0	99.3	alto		
S21_25	15/05/2011	1.153	1	96.7	3.3	0	0	0	100	alto	1.152	1	97.1	3	0	0	0	100.1	alto		
S21_26	23/05/2011	0.835	2	8.6	76.9	14.5	0	0	85.5	alto	0.808	2	4.5	74.7	20.7	0.1	0	79.2	alto		
S21_27	14/05/2011	0.954	2	43.5	55.5	1	0	0	99	alto	0.764	2	1.8	62	36	0.2	0	63.8	medio		
S21_28	14/05/2011	1.024	1	70.2	29.7	0.1	0	0	99.9	alto	0.798	2	3.4	72.9	23.7	0	0	76.3	alto		
S21_29	07/03/2013	0.966	2	48.3	51.1	0.6	0	0	99.4	alto	0.941	2	37.8	61	1.2	0	0	98.8	alto		
S21_30	08/03/2013	1.108	1	91.7	8.3	0	0	0	100	alto	0.898	2	23.7	72.7	3.6	0	0	96.4	alto		
S21_31	12/03/2013	0.982	1	54.8	44.8	0.4	0	0	99.6	alto	1.065	1	84	16	0	0	0	100	alto		
S21_32	12/03/2013	1.058	1	81.8	18.2	0.1	0	0	100	alto	1.06	1	82.9	17	0.1	0	0	99.9	alto		
S21_33	13/03/2013	1.358	1	100	0	0	0	0	100	alto	1.259	1	99.9	0.2	0	0	0	100.1	alto		
S21_34	16/03/2013	1.025	1	70.6	29.3	0.1	0	0	99.9	alto	0.724	3	0.5	46.8	52.1	0.6	0	47.3	medio		

Tab. 3b – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Sardegna dataset 2.

Cod. Stazione	data	POOL										RIFFLE									
		STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato		
S21_35	18/08/2004	0.977	1	51.7	47.8	0.5	0	0	99.5	alto	0.975	1	52.2	47.5	0.4	0	0	99.7	alto		
S21_36	21/02/2004	0.55	3	0	3.2	69.7	27.1	0	3.2	basso	0.633	3	0	15	78.3	6.7	0	15	basso		
S21_37	08/06/2004	0.623	3	0	13.1	78.9	7.9	0	13.1	basso	0.658	3	0	22.1	74.2	3.7	0	22.1	basso		
S21_38	21/08/2004	0.793	2	3.5	70.3	26.2	0.1	0	73.8	medio	0.605	3	0	8.8	80	11.3	0	8.8	basso		
S21_39	21/02/2004	1.136	1	95.5	4.5	0	0	0	100	alto	1.02	1	70.6	29.3	0.1	0	0	99.9	alto		
S21_40	07/06/2004	1	1	61.6	38.3	0.2	0	0	99.9	alto	1.001	1	61.4	38.4	0.2	0	0	99.8	alto		
S21_41	19/08/2004	0.779	2	2.7	66.4	30.8	0.1	0	69.1	medio	0.904	2	23.9	72.7	3.5	0	0	96.6	alto		
S21_42	22/08/2004	0.417	4	0	0	21.7	75.4	2.9	0	basso	0.385	4	0	0	13.3	81	5.7	0	basso		
S21_43	10/06/2004	0.433	4	0	0.2	27.1	70.6	2.1	0.2	basso	0.307	4	0	0	2.5	73.6	23.9	0	basso		
S21_44	22/02/2004	0.63	3	0	14.7	78.5	6.8	0	14.7	basso	0.561	3	0	3.8	74.2	22.1	0	3.8	basso		
S21_45	06/06/2004	0.769	2	1.9	63.1	34.9	0.1	0	65	medio	0.675	3	0.1	27.6	69.7	2.6	0	27.7	basso		
S21_46	20/08/2004	0.983	1	54.9	44.6	0.5	0	0	99.5	alto	1.035	1	75.2	24.7	0.1	0	0	99.9	alto		
S21_47	24/02/2004	0.858	2	12.6	78	9.3	0	0	90.6	alto	0.83	2	7	78.2	14.7	0.1	0	85.2	alto		
S21_48	09/06/2004	0.786	2	3	68.1	28.8	0.1	0	71.1	medio	0.658	3	0.1	21.8	74.7	3.5	0	21.9	basso		
S21_49	23/08/2004	0.739	2	0.9	52.3	46.4	0.3	0	53.2	medio	0.727	3	0.6	47.7	51.1	0.7	0	48.3	medio		
S21_50	24/02/2004	0.794	2	4	70.1	25.8	0.1	0	74.1	alto	0.638	3	0	16.1	77.9	6	0	16.1	basso		
S21_51	09/06/2004	0.56	3	0	3.6	73.3	23.1	0	3.6	basso	0.552	3	0	3	71.1	25.9	0.1	3	basso		
S21_52	23/08/2004	0.79	2	3.4	69.7	26.9	0.1	0	73.1	alto	0.845	2	9.5	79.5	11	0	0	89	alto		
S21_53	23/02/2004	0.64	3	0	17.6	76.7	5.7	0	17.6	basso	0.607	3	0	10.2	79.1	10.7	0	10.2	basso		
S21_54	10/06/2004	0.711	3	0.5	41.5	57	1	0	42	medio	0.752	2	1.2	57.2	41.3	0.2	0	58.4	medio		
S21_55	22/08/2004	0.742	2	0.9	53.7	45	0.4	0	54.6	medio	0.783	2	2.5	68	29.4	0.1	0	70.5	alto		
S21_56	23/02/2004	1.204	1	99	1	0	0	0	100	alto	0.954	2	43.4	55.8	0.8	0	0	99.2	alto		
S21_57	11/06/2004	0.967	2	47.7	51.5	0.8	0	0	99.2	alto	0.893	2	21.6	73.9	4.5	0	0	95.5	alto		
S21_58	24/08/2004	0.638	3	0	16.3	77.8	5.9	0	16.3	basso	0.913	2	27.2	70.1	2.7	0	0	97.3	alto		
S21_59	25/08/2004	0.881	2	18.9	75.4	5.7	0	0	94.3	alto	0.803	2	3.8	74.2	22	0	0	78	alto		
S21_60	09/06/2004	0.924	2	32.5	65.1	2.4	0	0	97.6	alto	0.899	2	22.8	73.4	3.8	0	0	96.2	alto		
S21_61	05/06/2004	1.154	1	96.6	3.4	0	0	0	100	alto	1.101	1	91	9	0	0	0	100	alto		
S21_62	20/02/2004	0.998	1	62.3	37.5	0.2	0	0	99.8	alto	0.974	1	51.5	48	0.5	0	0	99.5	alto		
S21_63	05/06/2004	0.896	2	22.1	73.2	4.6	0	0	95.3	alto	1.011	2	65.6	34.3	0.2	0	0	99.9	alto		
S21_64	18/08/2004	0.816	2	5.9	75.5	18.5	0	0	81.4	alto	1.109	2	92.4	7.6	0	0	0	100	alto		
S21_65	21/02/2004	0.768	2	1.7	62.7	35.4	0.2	0	64.4	medio	0.774	2	2.2	65.5	32.2	0.1	0	67.7	medio		
S21_66	07/06/2004	0.875	2	16.8	76.4	6.8	0	0	93.2	alto	0.696	3	0.2	35.4	62.9	1.5	0	35.6	basso		
S21_67	19/08/2004	1.157	1	96.9	3.1	0	0	0	100	alto	1.229	1	99.7	0.3	0	0	0	100	alto		
S21_68	20/02/2004	1.106	1	91.8	8.2	0	0	0	100	alto	0.981	1	54.3	45.3	0.3	0	0	99.6	alto		
S21_69	06/06/2004	0.971	1	50.3	49.1	0.6	0	0	99.4	alto	0.974	1	52	47.5	0.5	0	0	99.5	alto		
S21_70	22/02/2004	1.045	1	77.7	22.2	0.1	0	0	99.9	alto	1.172	1	98.2	1.8	0	0	0	100	alto		
S21_71	20/08/2004	1.171	1	97.9	2.1	0	0	0	100	alto	1.208	1	99.2	0.8	0	0	0	100	alto		

Tab. 3c – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Piemonte 01SS2

Cod. Stazione	data	STAR_ICMI	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato
P01SS2_01	12/02/2009	0.793	2	0.6	91.6	7.8	0	0	92.2	alto
P01SS2_02	21/05/2009	0.857	2	5.9	93.4	0.7	0	0	99.3	alto
P01SS2_03	30/09/2009	0.927	2	35.3	64.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_04	18/03/2009	0.935	2	40.6	59.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_05	18/03/2009	0.997	1	79.1	20.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_06	30/06/2009	0.947	2	47.5	52.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_07	30/06/2009	0.967	1	61.8	38.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_08	19/10/2009	1.017	1	87.5	12.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_09	19/10/2009	0.987	1	73.2	26.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_10	19/02/2009	0.911	2	26.6	73.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_11	14/07/2009	0.847	2	4.2	94.7	1	0	0	98.9	alto
P01SS2_12	07/10/2009	0.945	2	46.9	53.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_13	21/05/2009	0.823	2	1.7	95.6	2.7	0	0	97.3	alto
P01SS2_14	07/09/2009	0.875	2	10.4	89.4	0.2	0	0	99.8	alto
P01SS2_15	07/05/2009	0.739	2	0	68.7	31.3	0	0	68.7	medio
P01SS2_16	07/05/2009	0.916	2	28.3	71.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_17	19/11/2009	1.01	1	84.6	15.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_18	19/11/2009	1.113	1	99.7	0.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_19	25/02/2010	0.827	2	2	95.4	2.6	0	0	97.4	alto
P01SS2_20	25/02/2010	0.943	2	44.9	55.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_21	23/04/2009	0.891	2	16.6	83.4	0.1	0	0	100	alto
P01SS2_22	23/04/2009	0.905	2	22.8	77.2	0.1	0	0	100	alto
P01SS2_23	03/07/2009	0.85	2	4.8	94.4	0.8	0	0	99.2	alto
P01SS2_24	03/07/2009	0.931	2	37.6	62.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_25	28/09/2009	1.025	1	89.6	10.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_26	28/09/2009	0.979	1	69.1	30.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_27	17/02/2009	0.757	2	0.1	78.5	21.4	0	0	78.6	alto
P01SS2_28	19/05/2009	0.654	3	0	17.4	82.4	0.2	0	17.4	basso
P01SS2_29	09/09/2009	0.781	2	0.2	88.4	11.5	0	0	88.6	alto
P01SS2_30	19/03/2009	0.905	2	22.9	77.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_31	19/03/2009	0.952	1	51.7	48.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_32	04/06/2009	0.94	2	43.7	56.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_33	04/06/2009	1.052	1	95.9	4.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_34	13/11/2009	0.96	1	57	43	0	0	0	100	alto
P01SS2_35	13/11/2009	0.998	1	79.2	20.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_36	26/03/2009	0.872	2	9.5	90.2	0.3	0	0	99.7	alto
P01SS2_37	26/03/2009	1.006	1	82.7	17.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_38	19/06/2009	0.768	2	0.1	83.7	16.1	0	0	83.8	alto
P01SS2_39	19/06/2009	1.092	1	99.1	0.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_40	26/11/2009	1.025	1	89.8	10.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_41	26/11/2009	1.073	1	98.1	1.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_42	02/03/2009	0.83	2	2.3	95.7	2	0	0	98	alto
P01SS2_43	02/03/2009	0.672	3	0	26.2	73.7	0	0	26.2	basso
P01SS2_44	25/05/2009	0.916	2	28.6	71.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_45	25/05/2009	0.878	2	11.1	88.7	0.2	0	0	99.8	alto
P01SS2_46	03/12/2009	1.117	1	99.8	0.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_47	03/12/2009	1.081	1	98.9	1.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_48	12/02/2009	0.858	2	6.1	93.3	0.6	0	0	99.4	alto
P01SS2_49	12/02/2009	0.829	2	2.2	95.6	2.3	0	0	97.8	alto
P01SS2_50	18/06/2009	0.95	1	50.8	49.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_51	18/06/2009	1.09	1	99	1	0	0	0	100	alto
P01SS2_52	05/11/2009	1.021	1	88.4	11.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_53	05/11/2009	1.009	1	84.5	15.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_54	24/04/2009	0.836	2	2.8	95.6	1.6	0	0	98.4	alto
P01SS2_55	23/07/2009	0.87	2	8.9	90.7	0.4	0	0	99.6	alto
P01SS2_56	16/11/2009	1.003	1	82.4	17.7	0	0	0	100.1	alto
P01SS2_57	27/03/2009	0.977	1	67.4	32.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_58	27/03/2009	1.162	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_59	24/06/2009	1.002	1	80.8	19.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_60	24/06/2009	0.914	2	27.4	72.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_61	24/09/2009	0.885	2	14.2	85.7	0.2	0	0	99.9	alto
P01SS2_62	24/09/2009	1.077	1	98.5	1.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_63	25/03/2009	0.809	2	0.8	94.6	4.6	0	0	95.4	alto
P01SS2_64	25/03/2009	0.997	1	79.1	20.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_65	11/06/2009	0.789	2	0.3	90.8	8.9	0	0	91.1	alto
P01SS2_66	11/06/2009	0.926	2	34.6	65.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_67	12/11/2009	0.858	2	6.5	92.8	0.7	0	0	99.3	alto
P01SS2_68	12/11/2009	0.877	2	11.7	88.1	0.3	0	0	99.8	alto

(segue)

(segue) Tab. 3c – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Piemonte 01SS2

Cod. Stazione	data	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità (stato buono o elevato)
P01SS2_69	18/03/2010	1.011	1	85.6	14.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_70	07/07/2010	1.033	1	92.5	7.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_71	17/09/2010	0.963	1	58.5	41.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_72	10/03/2010	1.097	1	99.3	0.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_73	06/07/2010	1.103	1	99.5	0.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_74	16/09/2010	0.904	2	22.4	77.5	0.1	0	0	99.9	alto
P01SS2_75	31/03/2010	1.141	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_76	12/08/2010	0.779	2	0.2	88.3	11.5	0	0	88.5	alto
P01SS2_77	28/10/2010	0.973	1	64.6	35.5	0	0	0	100.1	alto
P01SS2_78	31/03/2010	0.829	2	2	95.6	2.4	0	0	97.6	alto
P01SS2_79	12/08/2010	0.929	2	37	63	0	0	0	100	alto
P01SS2_80	28/10/2010	0.943	2	45.9	54.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_81	23/02/2010	0.821	2	1.7	95.1	3.2	0	0	96.8	alto
P01SS2_82	28/06/2010	0.812	2	1.2	94.9	4	0	0	96.1	alto
P01SS2_83	23/09/2010	0.895	2	18.3	81.6	0.1	0	0	99.9	alto
P01SS2_84	09/03/2010	0.981	1	70	30.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_85	30/06/2010	0.995	1	77.8	22.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_86	03/09/2010	0.99	1	75.2	24.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_87	04/03/2010	0.877	2	11.4	88.3	0.3	0	0	99.7	alto
P01SS2_88	29/06/2010	0.807	2	0.8	94.3	5	0	0	95.1	alto
P01SS2_89	02/09/2010	0.968	1	62.4	37.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_90	16/07/2010	0.863	2	7.6	92	0.5	0	0	99.6	alto
P01SS2_91	21/10/2010	1.044	1	94.4	5.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_92	29/12/2010	0.99	1	75.5	24.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_93	15/07/2010	0.848	2	4.4	94.8	0.8	0	0	99.2	alto
P01SS2_94	20/10/2010	0.884	2	13.8	86.1	0.1	0	0	99.9	alto
P01SS2_95	28/12/2010	0.964	1	59.5	40.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_96	03/02/2010	0.617	3	0	6	93	1	0	6	basso
P01SS2_97	23/07/2010	0.716	2	0	54.3	45.7	0	0	54.3	medio
P01SS2_98	16/12/2010	0.691	3	0	37.7	62.3	0	0	37.7	basso
P01SS2_99	02/02/2010	0.6	3	0	3.3	94.8	1.9	0	3.3	basso
P01SS2_100	22/07/2010	0.8	2	0.6	93	6.4	0	0	93.6	alto
P01SS2_101	15/12/2010	0.72	2	0	56.8	43.2	0	0	56.8	medio
P01SS2_102	07/01/2010	0.914	2	28	72	0	0	0	100	alto
P01SS2_103	21/05/2010	1.055	1	96	4	0	0	0	100	alto
P01SS2_104	03/09/2010	1.036	1	92.4	7.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_105	11/02/2010	1.026	1	90.4	9.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_106	02/07/2010	1.119	1	99.8	0.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_107	28/09/2010	0.993	1	76.6	23.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_108	09/02/2010	1.054	1	96.1	3.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_109	01/07/2010	1.042	1	93.7	6.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_110	27/09/2010	1.137	1	99.9	0.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_111	19/03/2010	0.938	2	42.2	57.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_112	18/08/2010	0.801	2	0.6	93.7	5.8	0	0	94.3	alto
P01SS2_113	27/10/2010	0.884	2	13.5	86.3	0.1	0	0	99.8	alto
P01SS2_114	14/01/2010	0.801	2	0.8	93	6.2	0	0	93.8	alto
P01SS2_115	08/06/2010	0.905	2	22.6	77.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_116	28/12/2010	0.99	1	74.2	25.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_117	28/12/2010	0.964	1	59.3	40.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_118	31/03/2011	1.152	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_119	31/03/2011	1.146	1	99.9	0.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_120	04/07/2011	1.253	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_121	04/07/2011	1.152	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_122	18/10/2011	1.162	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_123	18/10/2011	1.268	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_124	14/04/2011	1.001	1	80.5	19.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_125	14/04/2011	1.112	1	99.7	0.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_126	08/08/2011	1.023	1	88.6	11.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_127	08/08/2011	1.057	1	96.3	3.7	0	0	0	100	alto
P01SS2_128	29/09/2011	0.899	2	19.9	80.1	0.1	0	0	100	alto
P01SS2_129	29/09/2011	1	1	80.6	19.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_130	10/03/2011	0.895	2	17.7	82.2	0.1	0	0	99.9	alto
P01SS2_131	10/03/2011	1.087	1	98.9	1.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_132	20/06/2011	1.035	1	92.1	7.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_133	20/06/2011	0.952	1	51.2	48.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_134	17/10/2011	1.12	1	99.8	0.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_135	17/10/2011	1.048	1	95.2	4.9	0	0	0	100	alto
P01SS2_136	04/04/2011	0.971	1	63.7	36.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_137	04/04/2011	0.964	1	59.7	40.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_138	16/06/2011	0.969	1	62.6	37.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_139	16/06/2011	0.893	2	17.7	82.2	0.2	0	0	99.9	alto
P01SS2_140	27/09/2011	1.013	1	85.8	14.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_141	27/09/2011	0.943	2	46.1	53.9	0	0	0	100	alto

(segue)

(segue) Tab. 3c – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Piemonte 01SS2

Cod. Stazione	data	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato
P01SS2_142	24/03/2011	0.997	1	78.5	21.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_143	24/03/2011	0.888	2	14.6	85.3	0.2	0	0	99.9	alto
P01SS2_144	25/07/2011	0.991	1	74.6	25.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_145	25/07/2011	0.911	2	25.8	74.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_146	21/09/2011	0.947	2	48.4	51.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_147	21/09/2011	0.981	1	70.7	29.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_148	13/04/2011	0.986	1	72.4	27.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_149	13/04/2011	0.93	2	36.9	63.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_150	13/07/2011	1.021	1	88.2	11.8	0	0	0	100	alto
P01SS2_151	13/07/2011	0.979	1	69.4	30.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_152	20/10/2011	1.018	1	87.5	12.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_153	20/10/2011	0.975	1	66.4	33.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_154	05/04/2011	1.109	1	99.6	0.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_155	05/04/2011	1.15	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_156	30/06/2011	1.061	1	97	3	0	0	0	100	alto
P01SS2_157	30/06/2011	1.139	1	99.9	0.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_158	28/10/2011	1.162	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_159	28/10/2011	1.158	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_160	31/03/2005	1.037	1	92.9	7.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_161	31/03/2005	1.21	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_162	31/03/2005	0.919	2	30.4	69.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_163	07/04/2005	1.109	1	99.5	0.5	0	0	0	100	alto
P01SS2_164	30/03/2005	1.088	1	98.8	1.2	0	0	0	100	alto
P01SS2_165	07/04/2005	1.066	1	97.6	2.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_166	06/04/2005	1.021	1	88.7	11.3	0	0	0	100	alto
P01SS2_167	31/03/2005	1.207	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_168	31/03/2005	1.152	1	100	0	0	0	0	100	alto
P01SS2_169	31/03/2005	0.939	2	43.6	56.4	0	0	0	100	alto
P01SS2_170	07/04/2005	1.046	1	94.4	5.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_171	30/03/2005	1.15	1	99.9	0.1	0	0	0	100	alto
P01SS2_172	07/04/2005	1.076	1	98.4	1.6	0	0	0	100	alto
P01SS2_173	06/04/2005	0.961	1	57.7	42.3	0	0	0	100	alto

(fine tab. 3c)

Tab. 3d – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Piemonte 06SS2

Cod. Stazione	data	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato
P06SS2_457	13/02/2009	0.636	3	1.4	26.5	58.4	13.6	0.2	27.9	basso
P06SS2_458	19/05/2009	0.748	2	7.1	50.4	39.6	2.9	0	57.5	medio
P06SS2_459	22/09/2009	0.712	3	4.6	42.7	47.7	5	0.1	47.3	medio
P06SS2_460	30/07/2009	0.392	4	0	0.9	26	59	14.1	0.9	basso
P06SS2_461	23/10/2009	0.48	3	0.1	4.5	46.5	44.4	4.5	4.6	basso
P06SS2_462	11/02/2009	0.883	2	29.5	57.1	13.2	0.2	0	86.6	alto
P06SS2_463	14/05/2009	0.792	2	12.3	57.2	29	1.6	0	69.5	medio
P06SS2_464	03/09/2009	0.971	1	53.5	42.7	3.8	0.1	0	96.2	alto
P06SS2_465	05/06/2009	0.112	5	0	0	0.4	17.6	82	0	basso
P06SS2_466	05/10/2009	0.11	5	0	0	0.5	18	81.5	0	basso
P06SS2_473	08/05/2009	0.681	3	2.5	36.4	52.8	8.1	0.2	38.9	basso
P06SS2_474	09/05/2009	0.754	2	7.4	51.8	38	2.7	0	59.2	medio
P06SS2_475	17/07/2009	0.752	2	7.4	51.1	38.8	2.7	0	58.5	medio
P06SS2_476	17/07/2009	0.863	2	24.9	59.7	15.1	0.3	0	84.6	alto
P06SS2_477	17/11/2009	0.65	3	1.8	29.5	57	11.5	0.2	31.3	basso
P06SS2_517	06/02/2009	0.192	5	0	0	2	33.9	64.1	0	basso
P06SS2_518	14/05/2009	0.304	4	0	0.2	10.6	56.4	32.8	0.2	basso
P06SS2_519	28/09/2009	0.261	4	0	0.1	6.1	50.3	43.5	0.1	basso
P06SS2_535	10/04/2009	0.599	3	0.7	19.7	59.4	19.6	0.7	20.4	basso
P06SS2_536	05/06/2009	0.481	3	0.1	4.6	45.1	45.8	4.5	4.7	basso
P06SS2_537	10/09/2009	0.513	3	0.1	7.2	51.3	38.8	2.6	7.3	basso
P06SS2_538	08/04/2009	0.349	4	0	0.5	17.9	59.7	21.9	0.5	basso
P06SS2_539	01/07/2009	0.343	4	0	0.4	17.1	59.6	23	0.4	basso
P06SS2_540	14/10/2009	0.631	3	1.2	25	59.8	13.7	0.3	26.2	basso
P06SS2_478	27/01/2010	0.932	2	43.1	49.6	7.3	0.1	0	92.7	alto
P06SS2_479	02/07/2010	0.839	2	20.1	59.2	20.2	0.6	0	79.3	alto
P06SS2_480	21/09/2010	0.98	1	55.9	40.5	3.6	0	0	96.4	alto
P06SS2_481	26/02/2010	0.455	4	0	3.2	40.1	50.5	6.2	3.2	basso
P06SS2_482	11/06/2010	0.48	3	0	4.6	44.3	46.5	4.5	4.6	basso
P06SS2_483	16/09/2010	0.643	3	1.5	28.1	57.4	12.8	0.2	29.6	basso
P06SS2_484	12/02/2010	0.837	2	19.2	60.6	19.6	0.6	0	79.8	alto
P06SS2_485	23/06/2010	0.911	2	36.8	54	9.2	0.1	0	90.8	alto
P06SS2_486	20/09/2010	0.952	2	47.6	47.3	5	0	0	94.9	alto
P06SS2_493	17/03/2010	0.882	2	29.2	58.2	12.5	0.2	0	87.4	alto
P06SS2_495	24/06/2010	0.815	2	16.1	58.2	24.9	0.9	0	74.3	medio
P06SS2_497	14/10/2010	1.013	1	64.3	33.7	2	0	0	98	alto
P06SS2_494	17/03/2010	0.998	1	60.7	36.5	2.8	0	0	97.2	alto
P06SS2_496	24/06/2010	0.71	3	4.2	42.7	47.9	5.1	0	46.9	medio
P06SS2_498	14/10/2010	0.989	1	57.5	39.2	3.2	0	0	96.7	alto
P06SS2_501	03/02/2010	0.034	5	0	0	0.1	7.1	92.8	0	basso
P06SS2_502	28/05/2010	0.045	5	0	0	0.1	8.4	91.5	0	basso
P06SS2_503	22/09/2010	0.216	5	0	0	3.1	39.9	57	0	basso
P06SS2_504	03/03/2010	0.47	4	0	4	43.6	47.8	4.7	4	basso
P06SS2_505	02/08/2010	0.369	4	0	0.8	21	59.9	18.4	0.8	basso
P06SS2_506	12/11/2010	0.553	3	0.3	11.5	58	29.1	1.2	11.8	basso

(segue)

(segue) Tab. 3d – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Piemonte 06SS2

Cod. Stazione	data	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato
P06SS2_467	14/02/2011	0.934	2	42.8	50.4	6.7	0	0	93.2	alto
P06SS2_468	14/02/2011	0.905	2	35.1	55.2	9.6	0.2	0	90.3	alto
P06SS2_469	23/06/2011	0.871	2	26.9	58.6	14.3	0.3	0	85.5	alto
P06SS2_470	23/06/2011	0.866	2	26	58.1	15.6	0.3	0	84.1	alto
P06SS2_471	28/11/2011	0.909	2	36.7	54	9.2	0.1	0	90.7	alto
P06SS2_472	28/11/2011	0.875	2	27.5	57.8	14.3	0.4	0	85.3	alto
P06SS2_487	03/03/2011	1.018	1	65.1	33.2	1.7	0	0	98.3	alto
P06SS2_488	03/03/2011	1.029	1	69	29.6	1.4	0	0	98.6	alto
P06SS2_489	26/05/2011	1.052	1	74	24.9	1.1	0	0	98.9	alto
P06SS2_490	26/05/2011	1.053	1	73.8	25.2	1.1	0	0	99	alto
P06SS2_491	03/10/2011	1.13	1	88.8	11.1	0.2	0	0	99.9	alto
P06SS2_492	03/10/2011	1.162	1	91.3	8.7	0.1	0	0	100	alto
P06SS2_499	08/03/2011	0.455	4	0	3.3	39.6	50.4	6.7	3.3	basso
P06SS2_500	01/07/2011	0.33	4	0	0.2	14.5	58.5	26.8	0.2	basso
P06SS2_511	09/03/2011	0.969	1	51.7	44.2	4.1	0	0	95.9	alto
P06SS2_512	01/07/2011	0.737	2	6.2	48.2	41.8	3.9	0	54.4	medio
P06SS2_513	13/10/2011	0.954	2	49	46.2	4.8	0.1	0	95.2	alto
P06SS2_520	11/03/2011	0.714	3	4.5	43.3	47.1	5	0.1	47.8	medio
P06SS2_521	27/05/2011	0.909	2	36.7	54.1	9.1	0.2	0	90.8	alto
P06SS2_522	30/11/2011	0.871	2	26.5	58.8	14.5	0.2	0	85.3	alto
P06SS2_523	21/02/2011	1.08	1	78.8	20.7	0.5	0	0	99.5	alto
P06SS2_524	21/02/2011	1.041	1	71.6	27.1	1.3	0	0	98.7	alto
P06SS2_525	17/05/2011	1.014	1	65.4	32.5	2.1	0	0	97.9	alto
P06SS2_526	17/05/2011	1.02	1	66.5	31.8	1.7	0	0	98.3	alto
P06SS2_527	17/10/2011	0.95	2	47.1	47.7	5.1	0.1	0	94.8	alto
P06SS2_528	17/10/2011	0.989	1	57.4	39.6	3	0	0	97	alto
P06SS2_529	24/02/2011	0.208	5	0	0	2.9	39	58.1	0	basso
P06SS2_530	24/05/2011	0.235	5	0	0.1	4.1	44.2	51.6	0.1	basso
P06SS2_531	21/11/2011	0.243	4	0	0	4.9	46.1	48.9	0	basso
P06SS2_532	08/03/2011	0.351	4	0	0.5	18.1	59.5	21.9	0.5	basso
P06SS2_533	19/05/2011	0.406	4	0	1.3	28.6	58.5	11.5	1.3	basso
P06SS2_534	14/11/2011	0.437	4	0	2.5	35.2	54.3	8	2.5	basso
P06SS2_541	07/03/2011	1.025	1	66.5	31.6	1.9	0	0	98.1	alto
P06SS2_542	07/03/2011	1.065	1	77.5	21.7	0.9	0	0	99.2	alto
P06SS2_543	27/06/2011	1.063	1	76.6	22.6	0.8	0	0	99.2	alto
P06SS2_544	27/06/2011	0.992	1	58.7	38.2	3.1	0	0	96.9	alto
P06SS2_545	13/10/2011	1.164	1	92	7.9	0.1	0	0	99.9	alto
P06SS2_546	13/10/2011	1.15	1	91.1	8.8	0.1	0	0	99.9	alto
P06SS2_550	21/03/2011	0.818	2	16.4	58.4	24.2	1	0	74.8	medio
P06SS2_551	21/03/2011	0.821	2	16.6	59.5	23.1	0.8	0	76.1	alto
P06SS2_552	31/05/2011	0.748	2	7.1	50.6	39.5	2.8	0	57.7	medio
P06SS2_553	31/05/2011	0.729	2	5.8	47.1	43.2	3.9	0	52.9	medio
P06SS2_554	24/11/2011	0.523	3	0.2	8	53.7	35.9	2.3	8.2	basso
P06SS2_555	24/11/2011	0.658	3	1.9	31.2	56.6	10.2	0.1	33.1	basso

(fine tab. 3d)

Tab. 3e – Percentuali di attribuzione alle classi di qualità e livello cumulativo stato HG (alto: >75%, medio: 75-40%, basso: <40%) – Alto Adige 03SS siliceo

Cod. Stazione	STAR_ICMi	CL	%high	%good	%moderate	%poor	%bad	%HG	livello di probabilità stato buono o elevato
c000	0.963	high	61.4	38.6	0	0	0	100	alto
c001	0.996	high	82.9	17.1	0	0	0	100	alto
c002	0.949	good	49.6	50.4	0	0	0	100	alto
c003	0.935	good	38.3	61.7	0	0	0	100	alto
c004	1.179	high	100	0	0	0	0	100	alto
c005	0.914	good	22.3	77.7	0	0	0	100	alto
c006	1.004	high	86.9	13.1	0	0	0	100	alto
c007	1.068	high	99.3	0.7	0	0	0	100	alto
c008	1.04	high	96.9	3.1	0	0	0	100	alto
c009	1.039	high	96.8	3.2	0	0	0	100	alto
c010	1.164	high	100	0	0	0	0	100	alto
c011	1.064	high	99.2	0.9	0	0	0	100	alto
c012	0.998	high	84.5	15.6	0	0	0	100	alto
c013	0.974	high	69.4	30.6	0	0	0	100	alto
c014	1.086	high	99.8	0.2	0	0	0	100	alto
c015	0.94	good	41.9	58.1	0	0	0	100	alto
c016	1.042	high	97.3	2.7	0	0	0	100	alto
c017	1.04	high	96.9	3.1	0	0	0	100	alto
c018	0.964	high	61.9	38.1	0	0	0	100	alto
c019	1.08	high	99.7	0.3	0	0	0	100	alto
c020	0.667	mod	0	17.9	82.1	0	0	17.9	basso
c021	0.948	good	49.1	50.9	0	0	0	100	alto
c022	0.956	high	56	44	0	0	0	100	alto
c023	0.849	good	1.9	97.9	0.2	0	0	99.8	alto
c024	0.905	good	17.5	82.6	0	0	0	100	alto
c025	0.941	good	43.1	56.9	0	0	0	100	alto
c026	1.097	high	99.9	0.1	0	0	0	100	alto
c027	1.027	high	94.5	5.5	0	0	0	100	alto
c028	1.054	high	98.4	1.6	0	0	0	100	alto
c029	1.033	high	95.7	4.3	0	0	0	100	alto
c030	0.934	good	37.4	62.6	0	0	0	100	alto
c031	1.003	high	86.3	13.7	0	0	0	100	alto
c032	1.032	high	95.7	4.3	0	0	0	100	alto
c033	0.992	high	81.1	18.9	0	0	0	100	alto
c034	1.129	high	100	0	0	0	0	100	alto
c035	0.913	good	22.3	77.7	0	0	0	100	alto
c036	1.001	high	85.5	14.5	0	0	0	100	alto
c037	0.987	high	78	22	0	0	0	100	alto
c038	0.917	good	24.8	75.2	0	0	0	100	alto
c039	0.905	good	17.5	82.5	0	0	0	100	alto

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Il presente contributo ha inteso fornire un quadro di sintesi dei coefficienti d'incertezza associati all'utilizzo dell'indice STAR_ICMi. Più in particolare, i coefficienti sono riferibili alla raccolta e al trattamento del campione (Sampling SD), da un lato, e alle condizioni di riferimento (RefCond Uncertainty), dall'altro, e sono stati calcolati per aree geografiche e tipi fluviali rappresentativi di un ampio gradiente ambientale. Mediante tali coefficienti e l'utilizzo di un software dedicato, è stato quindi possibile calcolare, per alcune aree campione, la probabilità di attribuzione dello stato ecologico (invertebrati bentonici), fornendo le percentuali di attribuzione dei corpi idrici considerati a ciascuna delle 5 classi di qualità previste dalla WFD.

L'incertezza (Sampling SD), calcolata come proporzione della quota complessiva di variabilità associata all'intero gradiente di qualità dei corpi idrici naturali, risulta compresa tra 0.0426 e 0.1824. L'indice STAR_ICMi non dovrebbe, di norma, superare il valore di 1.2 (mai oltre 1.4) e i valori d'incertezza ottenuti variano quindi orientativamente tra il 3 e il 15%. In termini generali, il valore medio calcolato sembra essere un buon indice della varianza complessiva e le differenze osservate tra i diversi dataset appaiono riconducibili sia all'ampiezza del gradiente ambientale coperto nel tipo considerato, sia alle sue caratteristiche geografiche (e.g. in area alpina, dove i coefficienti fanno registrare valori contenuti).

Sempre nei corpi idrici naturali, l'incertezza delle condizioni di riferimento stimata nel modo descritto risulta inferiore alla variabilità legata al campionamento e al trattamento del campione, mostrando valori compresi tra 0.0127 e 0.0768. La maggiore variabilità si riscontra, come atteso, nell'area mediterranea, dove l'elevata variabilità delle condizioni di habitat può determinare una maggiore

incertezza nelle condizioni di riferimento. Tale variabilità, legata in particolare alla quantità d'acqua in alveo in determinati periodi dell'anno o annate idrologiche particolari, influenza anche i siti di riferimento, determinando in questo senso valori potenzialmente elevati di incertezza. A tal proposito, è tuttavia opportuno ricordare che le campagne sperimentali in Sardegna (progetti MICARI e INHABIT) sono state concentrate in relativamente poche stagioni, nelle quali sono stati effettuati molti prelievi; in altre parole, i periodi considerati, dal punto di vista idrologico, sono comparabili tra siti di riferimento differenti campionati in una data campagna, e l'effettiva variabilità osservata non copre quindi l'intero gradiente stagionale/idrologico. I coefficienti presentati, sebbene ottenuti in accordo con procedure consolidate, rappresentano ragionevolmente una sottostima di quelli reali. Una stima più attendibile richiederebbe un numero più elevato di campioni, i quali dovrebbero inoltre essere raccolti in modo bilanciato tra le diverse stagioni, in anni idrologicamente differenti e da un maggior numero di siti di riferimento. In pratica, è ragionevole supporre che i dati necessari per stimare adeguatamente il coefficiente d'incertezza associato alle condizioni di riferimento in area mediterranea saranno (forse) disponibili tra molti anni. In termini di stagionalità ad esempio, è noto che il periodo di campionamento può influenzare i giudizi di qualità ecologica. È possibile quindi includere, nei modelli statistici per valutarne l'incertezza, un fattore che tenga conto degli effetti stagionali (Cartensen, 2007). Purtroppo, però, l'imprevedibilità idrologica caratteristica di molti fiumi in area mediterranea rende poco utilizzabile l'approccio sopra ipotizzato. Invece, è possibile inserire altri fattori, la cui influenza sui valori attesi sia nota, in covariata (Cartensen, op. cit.). È verosimile che, qualora i temi qui trattati siano approfonditi e sviluppati, quest'ultimo sarà l'approccio seguito, introducendo in

covariata il carattere lenticolo-tico dei corpi idrici (si veda il successivo contributo).

Ritornando ai risultati qui presentati, i valori ottenuti risultano complessivamente in linea con quanto riportato in letteratura per diverse metriche biologiche calcolate su dataset europei, per i quali sono stati ottenuti, a grandi linee, valori compresi tra 0.01 e 1 (e.g. Murray-Bligh, 2004; Clarke et al., 2006b).

In considerazione del fatto che il giudizio di qualità viene generalmente espresso a livello di corpo idrico e che le differenze (verificate su alcuni dataset campione) tra coefficienti calcolati da campioni singoli e per corpo idrico risultano contenute, è verosimile ritenere che si possa pervenire, a livello di corpo idrico, a giudizi di qualità caratterizzati da una precisione comparabile o superiore a quella ottenibile per le singole stazioni/campioni.

È qui utile sottolineare come, in virtù delle loro modalità di calcolo, i coefficienti d'incertezza siano in qualche misura dipendenti dal gradiente ambientale osservato. Qualora si proceda a derivare tali coefficienti per nuove aree/tipi fluviali, si raccomanda pertanto di porre attenzione nell'includere nel dataset in esame campioni che rappresentino il più possibile in modo adeguato il gradiente ambientale caratteristico del tipo considerato; se ciò non sarà possibile, è verosimile che i coefficienti che ne deriveranno siano sottostimati o non pienamente comparabili con quelli qui presentati.

Per quanto riguarda la percentuale di attribuzione alle diverse classi di stato ecologico in accordo con i macroinvertebrati, il valore percentuale cumulativo per le classi "buono" ed "elevato" potrà essere utilizzato nelle fasi di interpretazione dei risultati della classificazione e per la pianificazione di potenziali misure di gestione, tutela e ripristino del corpo idrico. L'utilizzo dei valori soglia qui

considerati, pari al 75% e 40% di probabilità cumulativa di stato buono e elevato, rappresentano puramente un'indicazione di massima.

I valori percentuali ottenuti, tra i quali quelli qui presentati hanno valore a titolo di esempio, potranno risultare utili almeno nei seguenti contesti:

- 1) individuazione di possibili trend di un corpo idrico di appartenenza ad una classe;
- 2) ipotesi di approfondimenti con altri EQB e conferma indiretta della robustezza del possibile giudizio da EQB diversi dai macroinvertebrati per la definizione dello stato ecologico complessivo;
- 3) proposta orientativa, sulla base dei macroinvertebrati bentonici, di possibili misure di ripristino relative al corpo idrico, in base alla probabilità di raggiungere lo stato buono e/o elevato;
- 4) indicazioni più esplicite circa la selezione di corpi idrici effettivamente rappresentativi da sottoporre a monitoraggio operativo;
- 5) indicazioni utili all'accorpamento in corpi idrici di tratti fluviali differenti;
- 6) indicazioni per la predisposizione di possibili interventi di tutela;
- 7) indicazioni circa l'utilità di verificare le condizioni di habitat dei corpi idrici, al fine di individuare misure (e.g. in area spondale) sufficienti al raggiungimento degli obiettivi di qualità;
- 8) indicazioni circa l'opportunità di effettuare il campionamento dei macroinvertebrati anche nel mesohabitat non coperto di routine da campionamento, per affinare la classificazione.

Nel seguito vengono ripresi e brevemente ampliati i punti sopra riportati.

- 1) Considerando complessivamente i risultati relativi a molteplici anni/cicli di monitoraggio, sarà possibile l'individuazione di trend nel livello di confidenza dell'attribuzione ad una data classe. Ciò potrà risultare utile, in particolare, per identificare eventuali

incrementi o decrementi di confidenza della classificazione a carico di corpi idrici ricadenti negli stati buono, moderato o posti in prossimità del limite GM.

2) Nel caso in cui i macroinvertebrati bentonici siano l'unico Elemento di Qualità considerato, sarà possibile, quando il corpo idrico ricada in stato buono con bassa probabilità, presupporre un'ulteriore diminuzione della probabilità qualora altri EQB siano utilizzati. In tal caso, particolare attenzione andrà posta alla definizione complessiva dello stato ecologico.

3) Relativamente ai risultati di classificazione ottenuti in accordo con i macroinvertebrati bentonici, sarà possibile fornire, seppure in maniera orientativa, indicazioni di possibili misure di ripristino o di conservazione da attuare sul corpo idrico. In particolare, sarà possibile identificare la necessità di intraprendere misure e.g. importanti o di lieve entità a seconda del livello di percentuale cumulativa dello stato HG.

4) In fase di pianificazione, in particolare relativamente al monitoraggio operativo, sarà possibile ottenere un'indicazione circa possibili corpi idrici da escludere dalle attività di monitoraggio in quanto ricadenti con una elevata confidenza (i.e. percentuale di attribuzione) nelle classi buono o elevato. Viceversa, sarà possibile concentrare le attività su corpi idrici che presentino percentuali più modeste (e.g. sotto una soglia definita in accordo con risorse, tempi di attuazione, usi e priorità) di appartenenza allo stato HG.

5) In alcune aree, informazioni sull'incertezza della classificazione potranno risultare utili per affinare l'accorpamento di tratti fluviali differenti (afferenti allo stesso tipo) all'interno di corpi idrici per i quali le priorità gestionali risulteranno più omogenee.

6) Sarà possibile prevedere specifici interventi di tutela per i corpi idrici la cui percentuale di appartenenza allo stato buono sia inferiore ad una data soglia, riducendo, per esempio, la realizzazione di nuovi interventi

potenzialmente impattanti. In tal caso, potrebbe risultare opportuno, economico e semplice dal punto di vista gestionale, intervenire in modo rapido per prevenire interventi negativi a carico degli ambienti spondali.

7) In caso di corpi idrici le cui percentuali di attribuzione alle classi HG siano modeste, potrebbe risultare opportuno condurre sul tratto interessato una verifica delle condizioni di habitat, in particolare relativamente al carattere lenticoloitico. La verifica di condizioni lenticoloitiche relativamente estreme (e.g. < -30 o $> +40$) potrebbe spiegare la diminuzione della qualità biologica apparente o effettiva del corpo idrico.

8) In tali casi potrebbe inoltre risultare opportuno, nel caso in cui le condizioni del corpo idrico lo consentano, effettuare il campionamento dei macroinvertebrati anche nel mesohabitat alternativo inizialmente non previsto dalla procedura di campionamento per il dato tipo fluviale; cioè, e.g. prevedere un campionamento addizionale in *riffle* quando sia stato inizialmente previsto il solo mesohabitat *pool*. Tale accorgimento potrebbe consentire di migliorare la comprensione delle cause della scarsa confidenza di attribuzione di classe.

È infine importante ribadire ulteriormente come l'incertezza qui derivata abbia preso in considerazione principalmente la componente casuale di errore legata alla "precisione" dell'indice STAR_ICMi, in merito ad alcune delle componenti del sistema di classificazione MacrOper; per quest'ultimo, utilizzato per pervenire al giudizio di qualità, sulla base dei macroinvertebrati bentonici, non si è valutata globalmente l'"accuratezza" del sistema. In tal senso, il calcolo di metriche biologiche caratterizzato da un'elevata precisione, che cioè presentano una limitata variabilità tra repliche, può comunque non costituire un indicatore affidabile della reale qualità ecologica e dello stato di un corpo idrico (Clarke et al., 2006b). In altre parole, l'incremento della

precisione non implica necessariamente un incremento dell'accuratezza nella valutazione di qualità e di stato ecologico. Una precisione più elevata farà sì che aumenti la probabilità di attribuzione a una classe o all'altra, e ciò è soprattutto utile in prossimità dei limiti di classe. Nella sostanza, questo fatto è però significativo solo se il sistema di classificazione nel suo complesso è in grado di fornire una lettura accurata della situazione esistente e il giudizio di qualità non è viziato da fattori importanti - noti o ignoti - che determinano l'allontanamento dalle condizioni attese. La determinazione dell'accuratezza del sistema richiede quindi la comprensione di qualità e stato ecologico "reali" del corpo idrico (Clarke et al., op. cit.); in questo senso, la comprensione dei fattori ambientali che determinano la distribuzione degli organismi biologici (e.g. relativamente alle caratteristiche di habitat) può rivestire un ruolo cruciale nel consentire l'ottenimento di un giudizio di qualità che sia effettivamente rappresentativo delle condizioni del corpo idrico. Alcuni aspetti relativi all'accuratezza dei sistemi di classificazione in uso e a come migliorarne l'efficacia sulla base delle caratteristiche degli habitat saranno trattati nel prossimo contributo.

BIBLIOGRAFIA

- CARTENSEN J., 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. *Marine Pollution Bulletin* 55 (2007) 3–15.
- CLARKE R. T., 2004. Error/Uncertainty module software STARBUGS - STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software. (Paper version of User Manual). 39pp.
- CLARKE R. T., 2005. STARBUGS (STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software). Release 1.2 (July 2005).
- CLARKE R. T., 2011. WISER Project. Deliverable D6.1-2: Manuscript reviewing components of uncertainty and their assessment, including guidelines for estimation and quality assurance. 24 pp.
- CLARKE R. T. & HERING D., 2006. Errors and uncertainty in bioassessment methods—major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS. *Hydrobiologia* 566: 433–439.
- CLARKE R. T., FURSE M. T., WRIGHT J. F. & MOSS D., 1996. Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. *Journal of Applied Statistics* 23: 311–332.
- CLARKE R. T., FURSE M. T., GUNN R. J. M., WINDER J. M. & WRIGHT J. F., 2002. Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. *Freshwater Biology* 47: 1735–1751.
- CLARKE R. T., DAVY-BOWKER J, SANDIN L., FRIBERG N., JOHNSON R. K. & BIS B., 2006a. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia* 566: 477–503.
- CLARKE R. T., LORENZ A., SANDIN L., SCHMIDT-KLOIBER A., STRACKBEIN J., KNEEBONE N. T. & HAASE P., 2006b. Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. *Hydrobiologia* 566: 441-459.
- CNR-IRSA, 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). *Notiziario dei metodi analitici* n.1, marzo 2007, 118 pp.
- D.M. 260/10. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. G.U. 30 del 7 febbraio 2011.
- ELLISON S. L. R., ROSSLEIN M. & WILLIAMS A. (Ed), 2000. *Quantifying Uncertainty in*

- Analytical Measurement. Second Edition. EURACHEM/CITAC Guide CG 4, 126 pp.
- FURSE M., HERING D., MOOG O., et al., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3–29.
- ISS, 2000. Quantificazione dell'incertezza nelle misure analitiche. Istituto Superiore di Sanità. Seconda edizione (2000) della Guida EURACHEM/CITAC CG 4, 128 pp.
- MURRAY-BLIGH J., 2004. STAR Project (Contract No: EVK1-CT 2001-00089) Deliverable n. 7. Audit of Performance (incorporating results of the La Bresse sampling and analysis workshop). 30/11/2004. 124pp.
- SIGEL K., KLAUER B. & PAHL-WOSTL C., 2010. Conceptualising uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. *Ecological Economics* 69 (2010) 502–510.
- UNI ISO 3534-1., 2000. Statistica - Vocabolario e simboli - Probabilità e termini statistici generali. Ente Nazionale Italiano di Unificazione, Milano.

13D1.2 - INVERTEBRATI BENTONICI E VARIABILITÀ DI HABITAT NEI FIUMI: INCERTEZZA NELLA CLASSIFICAZIONE, 'EFFETTO HABITAT' O VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO?

Buffagni A.¹, S. Erba¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, G. Pace¹, A. De Girolamo², R. Casula³, R. Tenchini^{1,4} & C. Belfiore^{1,4}

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via del Mulino 19, 20861 Brugherio (MB)

² CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via F. De Blasio, 5 70123 Bari

³ REGIONE SARDEGNA - Regione Autonoma della Sardegna, Direzione Generale Agenzia Regionale Distretto Idrografico della Sardegna, Servizio Tutela e Gestione delle Risorse Idriche, Vigilanza sui Servizi Idrici e Gestione delle Siccità. Via Roma 80, 09123 Cagliari

⁴ DEB, Università della Tuscia, largo dell'Università s.n.c., 01100 Viterbo

1. INTRODUZIONE

La variabilità temporale e spaziale degli ambienti mediterranei (Dallas, 2013) fanno sì che la messa a punto dei sistemi di valutazione dello stato ecologico possa risultare particolarmente problematica. Lo stato idrologico dei fiumi mediterranei (Gallart et al., 2012), che sono caratterizzati da un ampio gradiente che va da fiumi stabili a fiumi molto imprevedibili in termini di portata in alveo, può infatti avere una notevole influenza sulle metriche biologiche comunemente utilizzate per esprimere giudizi di qualità. Talvolta, le variazioni delle comunità legate alle caratteristiche e alla disponibilità di habitat possono essere interpretate come indicative di uno stato ecologico alterato, anche quando non si registri la presenza di fattori di alterazione antropica. Il fatto di poter ricondurre la variabilità delle comunità a fattori ambientali quantificabili e non associarla in modo indistinto a varie categorie di incertezza e.g. errori di identificazione dei taxa, errori di campionamento, stagionalità, consente di migliorare l'accuratezza dei sistemi di

classificazione. In particolare, uno degli aspetti che rappresentano una sfida in area mediterranea è la definizione di appropriate condizioni di riferimento, per la quale diventa fondamentale tenere in debita considerazione i fattori di habitat. In questo contesto, una parte dell'attività del progetto INHABIT per quanto riguarda i fiumi è stata indirizzata alla quantificazione della variabilità naturale per la componente macrobentonica, soprattutto attraverso la chiave di lettura delle caratteristiche di habitat. Nel corso del progetto, ci si è concentrati sui fattori di habitat riconosciuti come determinanti nello strutturare le biocenosi acquatiche; tra questi, in particolare, si è approfondita l'influenza sulle biocenosi del carattere lenticolo-tico, quantificato per mezzo del descrittore LRD (Buffagni et al., 2009; 2010a) e funzione della quantità d'acqua disponibile in alveo. Ci si è qui concentrati su approfondimenti delle relazioni tra metriche biologiche e LRD, non solo alla luce dei precedenti lavori che ne hanno dimostrato la notevole importanza, ma anche perché:

- il carattere lenticolo-tico (LRD) è direttamente legato alla quantità d'acqua disponibile in alveo; pertanto, in modo particolare in area mediterranea per le criticità nella gestione delle risorse idriche, esso è un fattore di primaria importanza.
- Per la sua importanza nel definire le comunità biologiche e per il fatto di essere funzione, in ultima analisi, di portata superficiale (e morfologia e habitat in alveo), esso è un fattore che può essere considerato direttamente per la predisposizione di misure di gestione (e.g. quote di rilascio in funzione dell'LRD direttamente in relazione con gli effetti sullo stato ecologico); ad esempio, il carattere lenticolo-tico può essere estremamente utile per la definizione di obiettivi di qualità, per i quali il suo impiego

garantirà la possibilità di verificare l'efficacia delle misure implementate.

- Anche la diversificazione di habitat (che può essere espressa, ad esempio, con il descrittore HQA) ha effetti di rilievo nello strutturarsi delle biocenosi. Tale fattore è però più complesso da interpretare e può richiedere, nella pratica, una gestione più articolata che dovrà coinvolgere numerose componenti di habitat.

Quando si affronti il tema dell'incertezza delle condizioni di riferimento, non è possibile prescindere dalla base normativa per derivarle: il sistema tipologico nazionale (EC 2000/60; Buffagni et al., 2006; MATTM, 2008). Infatti, uno dei presupposti per effettuare delle classificazioni ecologiche accurate, e passaggio propedeutico alla valutazione dello stato ecologico e alla predisposizione di misure, in accordo con le indicazioni della WFD, è la designazione dei tipi fluviali all'interno dei quali raggruppare i corpi idrici soggetti a monitoraggio. In Italia, si è deciso di fare riferimento all'approccio del sistema B proposto nel testo della WFD e, in particolare, la procedura di definizione dei tipi fluviali è ordinata in tre livelli successivi di approfondimento, il primo livello dei quali richiede l'attribuzione dei tratti fluviali ad una specifica idroecoregione (HER). Il secondo livello prevede la verifica di alcuni descrittori predefiniti (che portano alla vera e propria attribuzione tipologica), e il terzo (facoltativo) consente approfondimenti legati soprattutto alle specificità territoriali e alla disponibilità di dati. Nella definizione dei tipi fluviali, soprattutto a causa delle intrinseche rigidità del sistema ufficiale di attribuzione dei tipi (al secondo livello), alcune regioni possono incorrere in difficoltà legate alla particolarità del proprio territorio, come nel caso della criticità legata alla definizione della persistenza fluviale. La tipizzazione, effettuata ormai in tutte le regioni, andrebbe infine verificata su

base biologica. La attività di INHABIT hanno fornito elementi utili al riguardo e a verificare l'adeguatezza della regionalizzazione e della tipizzazione di secondo livello, per la quale sono state evidenziate criticità rilevanti, soprattutto per i fiumi mediterranei (si veda, ad esempio, il Deliverable INHABIT I1d4). È emerso con estrema chiarezza che, quando per questi ultimi si voglia ottenere una classificazione accurata dello stato ecologico, l'impianto tipologico generale va integrato con informazioni supplementari. Queste sono da considerarsi al terzo livello di tipizzazione, cioè già previste dall'inquadramento normativo nazionale. Esse riguardano approfondimenti a carattere sito-specifico, cioè a livello di corpo idrico o di settore fluviale, e il loro uso può consentire di comprendere in modo chiaro le risposte biologiche in presenza di diverse condizioni di habitat. In particolare, dove per ragioni naturali (e.g. idrologia, clima) o gestionali (modulazione di prelievi, rilasci, uso potabile) si possono osservare variazioni rilevanti della portata superficiale, uno degli elementi di habitat più importanti da considerare è il carattere lenticolo. Esso, come illustrato in questo e nei seguenti contributi, può consentire un'efficace interpretazione dei dati biologici e la stima degli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi, mettendo in relazione diretta la struttura della comunità degli invertebrati bentonici con la portata osservata nel corpo idrico.

In questo contributo, intendiamo rispondere alle domande: può la variabilità biologica osservata nei siti di riferimento, o comunque in aree fluviali non significativamente alterate, essere associata a fattori di habitat? E, se sì, che tipo di relazione esiste tra i fattori di habitat (carattere lenticolo) e le comunità di invertebrati? Verrà poi brevemente descritta una procedura per stimare condizioni di riferimento sito-specifiche, a integrazione di quelle tipo-specifiche (da Tabelle DM 260/2010), in funzione del carattere lenticolo-

lotico atteso naturale. L'area campione selezionata per l'analisi è la Sardegna, scelta come situazione rappresentativa del contesto mediterraneo, dove gli approfondimenti suggeriti sono particolarmente significativi.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Dati disponibili e dataset considerati nelle analisi

Per la valutazione generale della variabilità delle metriche biologiche e dei fattori di habitat (Figure 1-10) in diversi contesti geografici e tipi fluviali sono stati considerati i siti di riferimento di INHABIT HER6 (pianura Padana) e HER1 (Alpi Occidentali), oltre ai dati raccolti in Sardegna nel corso dei progetti INHABIT e MICARI (si veda per ulteriori dettagli Cazzola et al., 2012). I dati presentati (Figure 11-17), in termini di variabilità stagionale delle metriche biologiche e della composizione tassonomica della comunità di invertebrati, si riferiscono ai soli siti di riferimento (INHABIT: 9 siti di maggio 2011 e 5 siti di marzo 2013; MICARI: 3 siti in febbraio, 4 siti in giugno e 3 siti in agosto 2004). Per le analisi di dettaglio indirizzate alla valutazione della relazione tra metriche biologiche e LRD ci si è concentrati sulla Sardegna (Tab. 1). Sono quindi stati selezionati un totale di 36 tratti fluviali localizzati nella parte orientale della Sardegna (Tabella 1), in stato ecologico elevato o buono dopo valutazione delle pressioni antropiche (classe LIM ≤ 2 , HMS < 19 e LUI < 11), ovviamente includendo nelle analisi tutti i siti di riferimento sardi. In ciascuno dei tratti analizzati sono stati raccolti, in linea generale, due campioni di invertebrati (uno nel mesohabitat di pool e uno nel mesohabitat di riffle), o qualora non previsto il riconoscimento dell'alternanza riffle/pool in 'generico', ed è stata effettuata la caratterizzazione degli habitat applicando il metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2005; 2013). I dati presentati, in termini di relazione metriche biologiche/LRD, si riferiscono al solo mesohabitat di pool.

Dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO è possibile ricavare una serie di indici sintetici che caratterizzano l'habitat sia in termini di alterazioni presenti (i.e. HMS e LUI), sia di diversificazione dell'habitat (HQA), sia di carattere lenticolo-lotico (LRD). Una descrizione completa degli indici è rinvenibile in Buffagni et al. (2010b; 2013). Parallelamente, sono state quantificate una serie di variabili chimico-fisiche quali ad esempio: pH, conducibilità, N-NO₃, N-NH₄, P-PO₄, Ossigeno disciolto; inoltre, le singole unità di campionamento di invertebrati raccolte sono state caratterizzate in termini di velocità di corrente, profondità, tipo di flusso e tipo di substrato. I dettagli sul tipo di informazioni disponibili per i diversi tratti fluviali sono rinvenibili in Cazzola et al. (2012) e Demartini et al. (2012). Per ciascun campione di invertebrati nei due mesohabitat sono state calcolate le metriche componenti lo STAR_ICMi e lo STAR_ICMi stesso (Buffagni & Erba, 2007), utilizzando il software MacrOper.ICM (Buffagni & Belfiore, 2013).

2.2 Analisi dei dati

La visualizzazione grafica della variabilità nei siti di riferimento è avvenuta utilizzando grafici *box&whiskers* che rappresentano, mediana, range interquartile, minimo, massimo e *outliers*.

Le relazioni tra metriche biologiche e LRD e metriche biologiche e velocità di corrente (media dei dieci valori registrati per ciascuna unità di campionamento) sono state valutate tramite un set di regressioni univariate. La distribuzione dei dati è stata testata tramite stima della densità di Kernel (Wand & Jones, 1995) e applicando il test di Kolmogorov-Smirnov KS-test (Chakravarti et al., 1967). I dati sono risultati distribuiti su una curva gaussiana e, dal momento che la relazione tra metriche biologiche e indici/descrittori è spesso complessa e non lineare (Dufrene & Legendre, 1997; Legendre & Troussellier, 1988; Legendre & Legendre 1998), si è scelto di applicare un

modello di regressione polinomiale ($y = a + bx + cx^2$). Secondo Makarenko & Legendre (2002), le regressioni polinomiali rappresentano un modo semplice e appropriato di ottenere delle approssimazioni non lineari di funzioni la cui forma non sia nota a priori. Inoltre, dal punto di vista ecologico, le equazioni polinomiali rappresentano uno strumento più flessibile rispetto alle regressioni lineari e meglio rappresentano le risposte delle biocenosi che, spesso, mostrano una risposta unimodale ai fattori di stress (Odum, 1971). Inizialmente, le regressioni sono state effettuate direttamente sui dati riferiti a ciascun campione preso individualmente ($n=36$); successivamente, per stabilizzare il trend eventualmente osservato e ridurre gli effetti dell'eterogeneità spaziale e temporale, i campioni sono stati allocati in

gruppi composti associando tra loro i diversi campioni seguendo il gradiente di LRD osservato e mantenendo costante il numero di campioni incluso in ciascun gruppo. Sono perciò stati costituiti gruppi di 3 e 6 campioni ciascuno, con n rispettivamente pari a 12 e 6. Pertanto, i gruppi non rappresentano intervalli uguali lungo l'asse dell'LRD. In alcuni casi, i calcoli effettuati hanno richiesto una trasformazione delle metriche originali, operata derivando la radice quadrata (n_{FAM} , n_{EPT}) e l'arcoseno(v) (1-GOLD) dei valori grezzi calcolati (si veda Clarke et al., 2006). Tutte le analisi di regressione sono state effettuate con supporto ZunZun (Phillips, 2013).

Tabella 1. Lista dei tratti fluviali considerati nelle analisi di relazione tra metriche biologiche e LRD/ velocità di corrente, con riferimento al tipo fluviale, e ai codici regionali del sistema CEDOC (Centro Documentazione Bacini Idrografici della Sardegna).

Cod	Fiume	Sito	Data campione mese /anno	Corpo Idrico CEDOC Sardegna	Codice ID CEDOC	Tipo RAS	Tipo per valori di riferimento (HER 21)
S1	Barrastoni	Barrastoni	mag-11	Riu Barrastoni	0164-CF001000	21EF7Tsa	M5
S2	Liscia	Valle Lago	mag-11	Fiume Liscia (-02)	0164-CF000102	21IN7Tsa	IN7-IN8
S3	Cialdeniddu	Cialdeniddu	mag-11	ND	ND	n.t.	M5
S4	Safaa	Alientu	mag-11	Riu della Faa	0170-CS0001	n.t.	M5
S5	Sperandeu	Sperandeu	mag-11	Riu Sperandeu	0171-CF000100	21EF7Tsa	M5
S6	Baldu	Monte Culvert	mag-11	Riu di Baldu	0164-CF000800	21EF7Tsa	M5
S7	Baldu	Down Culvert	mag-11	Riu di Baldu	0164-CF000800	21EF7Tsa	M5
S8	Terramala	Valle Ponte	mag-11	Canale Terramala	0177-CF002500	21EF7Tsa	M5
S9	Terramala	Ref	mag-11	Canale Terramala	0177-CF002500	21EF7Tsa	M5
S10	Saserra	Ref	mag-11	Fiume Posada (-01)	0115-CF000101	21EF7Tsa	M5
S11	Posada	Valle Guado	mag-11	Fiume Posada (-02)	0115-CF000102	21EF8Tsa	M5
S12	Lorana	Monte	mag-11	Riu Lorana	0102-CF003700	21IN7Tsa	IN7-IN8
S13	Affl. Posada	Posada Af	mag-11	Riu s'Astore	0115-CF001400	21EF7Tsa	M5
S17	Flumineddu	Gorroppu	mag-11	Riu Flumineddu	0102-CF005500	21SS3Tsa	SS2
S21	Solana	Solana	mag-11	Riu Solanas	0016-CF000100	21EF7Tsa	M5
S22	Picocca	Ref	mag-11	Rio Picocca	0035-CF000102	21IN8Tsa	IN7-IN8
S27	E Gurue	E Gurue	mag-11	Riu Pramaera	0074-CF000102	21SS2Tsa	SS2
S28	Tirso	Tirso	mag-11	Fiume Tirso	0222-CF000101	21SR1Tsa	SS1
M15	Mulargia	D Foce	feb-04	Riu Mulargia (-01)	0039-CF015401	21SS3Tsa	SS2
M16	Mulargia	D Foce valle	ago-04	Riu Mulargia (-01)	0039-CF015401	21SS3Tsa	SS2
M17	Mulargia	D Ponte	giu-04	Riu Mulargia (-01)	0039-CF015401	21SS3Tsa	SS2
M18	Mulargia	Ref	feb-04	Riu Bau Longu	0039-CS0186	n.t.	IN7-IN8
M19	Mulargia	Ref	giu-04	Riu Bau Longu	0039-CS0186	n.t.	IN7-IN8
M20	Mulargia	Ref	ago-04	Riu Bau Longu	0039-CS0186	n.t.	IN7-IN8
M21	Gorbini	Ref	feb-04	Riu Girasole (-01)	0073-CF001801	21IN7Tsa	IN7-IN8
M22	Gorbini	Ref	giu-04	Riu Girasole (-01)	0073-CF001801	21IN7Tsa	IN7-IN8
M23	Gorbini	Ref	ago-04	Riu Girasole (-01)	0073-CF001801	21IN7Tsa	IN7-IN8
M24	Leni	Ref	giu-04	Riu Bidda Scema	0001-CF002800	21EF7Tsa	M5
M25	Pelau	Ponte	ago-04	Fiume Pelau	0066-CF000102	21SS2Tsa	SS2
M29	Su Lernu	Castagna	ago-04	Riu de su Piricone	0129-CF002200	21EF7Tsa	M5
M32	Su Lernu	Ref	ago-04	Riu de su Piricone	0129-CF002200	21EF7Tsa	M5
M33	Su Lernu	Ref monte	giu-04	Riu de su Piricone	0129-CF002200	21EF7Tsa	M5
M34	Su Lernu	Valle	feb-04	Riu de su Piricone	0129-CF002200	21EF7Tsa	M5
M35	Santa Lucia	Confluenza	feb-04	Riu Tricardi	0073-CF002100	21IN7Tsa	IN7-IN8
M36	Santa Lucia	Ponte	ago-04	Riu Tricardi	0073-CF002100	21IN7Tsa	IN7-IN8
M37	Santa Lucia	Ponte FS	giu-04	Riu Tricardi	0073-CF002100	21IN7Tsa	IN7-IN8

3. RISULTATI ED ELEMENTI DI DISCUSSIONE

3.1 Variabilità delle condizioni di riferimento

Un primo risultato, che conferma uno dei presupposti sui quali è stata impostata l'attività di INHABIT, è che i siti di riferimento sono caratterizzati da un'elevata variabilità. Questa variabilità si manifesta sia per le metriche biologiche (figure 1-8), che per i fattori di habitat (figure 9-10), soprattutto in termini di carattere lentico-lotico (LRD).

In particolare, questa variabilità è rilevante in ambito mediterraneo. Infatti, sia le singole metriche biologiche che compongono lo STAR_ICMi (di cui in grafico si riportano alcuni esempi), sia lo stesso STAR_ICMi mantengono una variabilità più limitata in ambito alpino e planiziale (HER 1 e HER 6). In Sardegna (HER 21), invece, le metriche biologiche risultano molto più variabili, soprattutto se si analizzano i fumi intermittenti, anche quando la variabilità delle singole metriche è in parte stabilizzata all'interno dello STAR_ICMi, che ne opera una media ponderata. Questa stessa variabilità si manifesta anche per il descrittore LRD, che rappresenta il carattere lentico-lotico dei tratti fluviali studiati, e che, in Sardegna, può variare da valori lotici e molto lotici (i.e. $LRD \ll -10$) a valori molto lenticici ($LRD \gg 30$).

Pertanto, la valutazione della variabilità naturale nei fiumi sardi (e mediterranei in genere) è complicata dal manifestarsi, nel medesimo tratto fluviale, della condizione di perennità (nell'anno) o dalla presenza di asciutte (o viceversa), al verificarsi di particolari annate idrologiche; ciò determina gradienti di persistenza anziché categorie nettamente definite (Erba et al., 2012). In questo caso, diventa quindi necessario considerare i fattori di variabilità oltre il vincolo tipologico suggerito dal tipo fluviale di designazione, individuando elementi informativi che, al di là del tipo, possano consentire di limitare questa variabilità e/o di integrarla nei protocolli di interpretazione dei dati biologici.

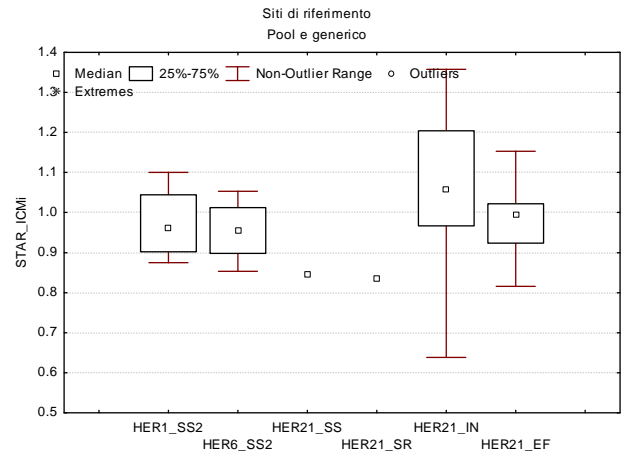


Fig. 1. Variabilità dell'indice STAR_ICMi nei campioni pool e generico delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

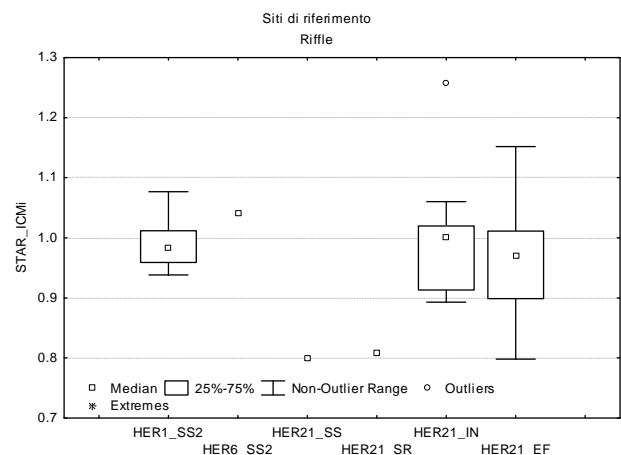


Fig. 2. Variabilità dell'indice STAR_ICMi nei campioni di riffle delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

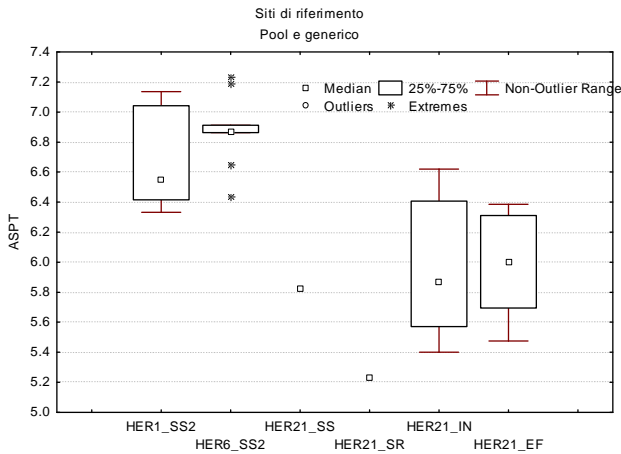


Fig. 3. Variabilità dell'indice ASPT in pool e generico delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

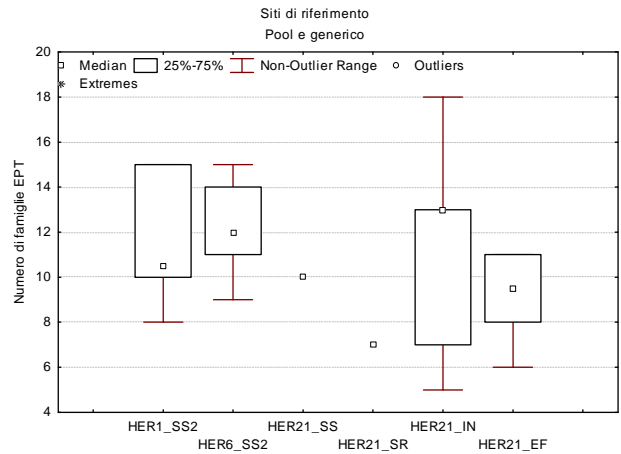


Fig. 5. Variabilità del numero di famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri (EPT) nei campioni pool e generico delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

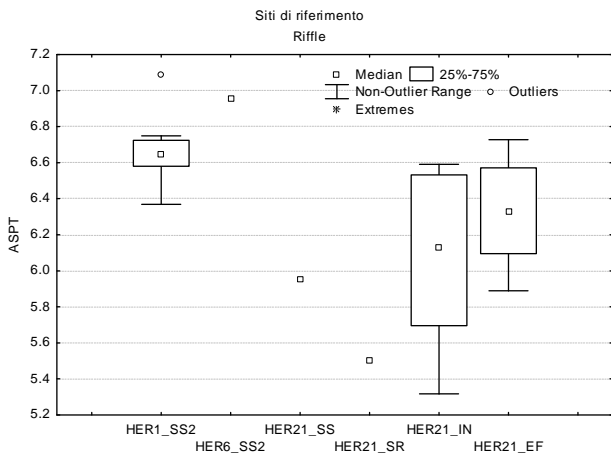


Fig. 4. Variabilità dell'indice ASPT nei campioni di riffle delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

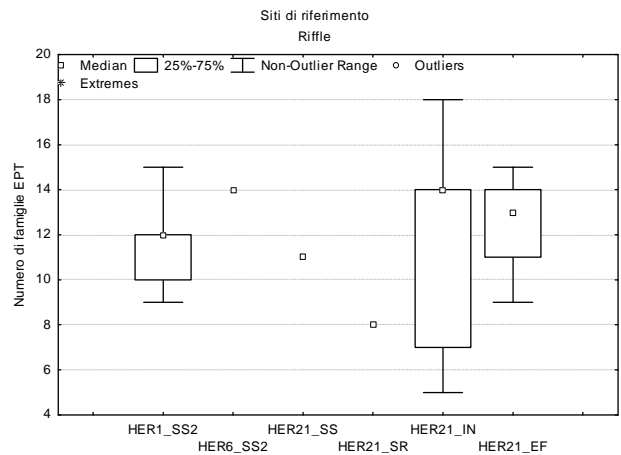


Fig. 6. Variabilità del numero di famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri (EPT) nei campioni di riffle delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

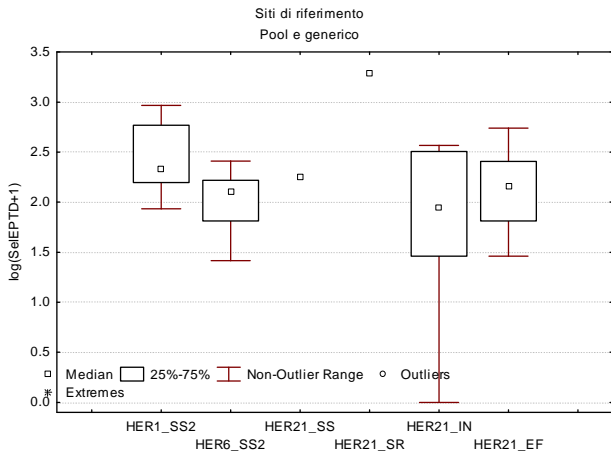


Fig. 7. Variabilità della metrica LogSel_EPTD nei campioni pool e generico delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

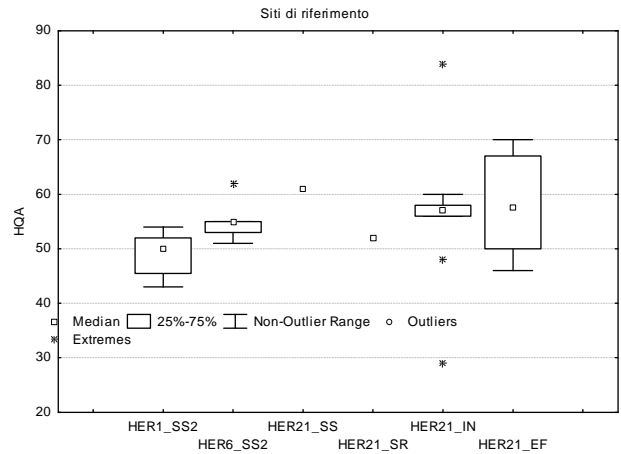


Fig. 9. Variabilità del descrittore HQA (diversificazione degli habitat) nelle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

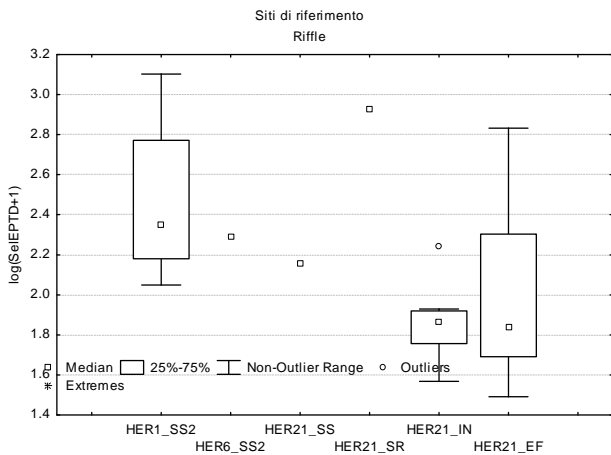


Fig. 8. Variabilità della metrica LogSel_EPTD nei campioni riffle delle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

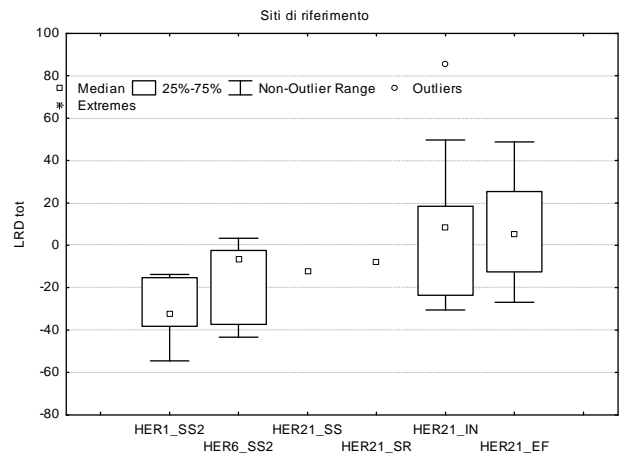


Fig. 10. Variabilità del descrittore LRD (carattere lentic lotico) nelle tre idroecoregioni studiate in INHABIT (solo siti di riferimento).

I grafici successivi mostrano infine, a titolo di approfondimento, la variabilità naturale (nei siti di riferimento) delle metriche biologiche (solo alcune, a titolo esemplificativo) e dell'LRD considerati nei diversi mesi di campionamento in Sardegna. In particolare, le metriche vengono rappresentate per il solo mesohabitat di pool, dal momento che risultati simili sono stati ottenuti anche per il riffle. Pare evidente, anche solo dall'analisi visiva dei grafici, come l'influenza dell'LRD sia molto significativa in caso di valori molto lentici (mese di agosto) e sia associata a un considerevole abbassamento dei valori di molte delle metriche biologiche.

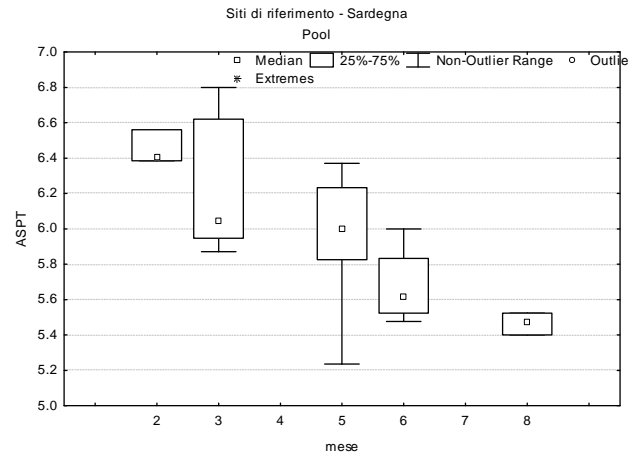


Fig. 12. Variabilità dell'indice ASPT nel mesohabitat di pool nei diversi mesi di campionamento in Sardegna (solo siti di riferimento). In ascissa i mesi da 2 (febbraio) a 8 (agosto).

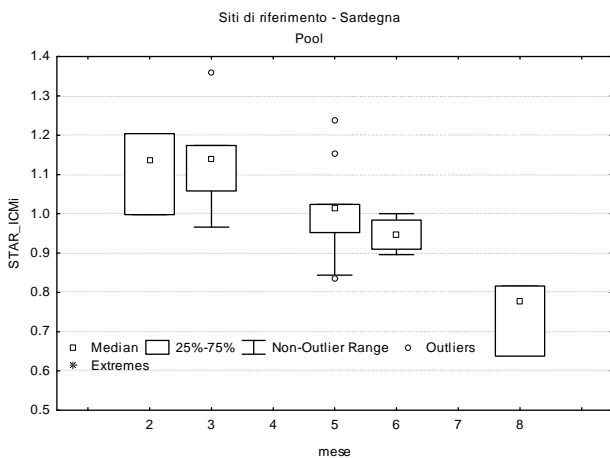


Fig. 11. Variabilità dell'indice STAR_ICMi nel mesohabitat di pool nei diversi mesi di campionamento in Sardegna (solo siti di riferimento). In ascissa i mesi da 2 (febbraio) a 8 (agosto).

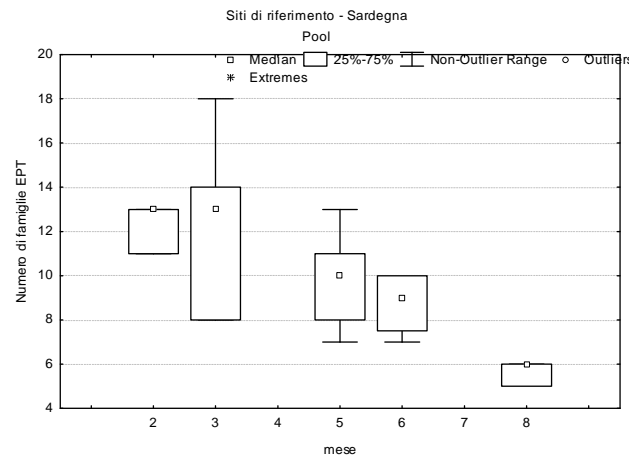


Fig. 13. Variabilità numero di famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri (EPT) nel mesohabitat di pool nei diversi mesi di campionamento in Sardegna (solo siti di riferimento). In ascissa i mesi da 2 (febbraio) a 8 (agosto).

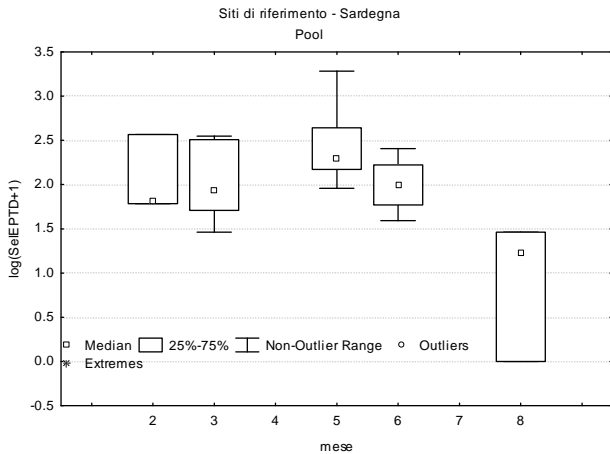


Fig. 14. Variabilità della metrica LogSel_EPTD nel mesohabitat di pool nei diversi mesi di campionamento in Sardegna (solo siti di riferimento). In ascissa i mesi da 2 (febbraio) a 8 (agosto).

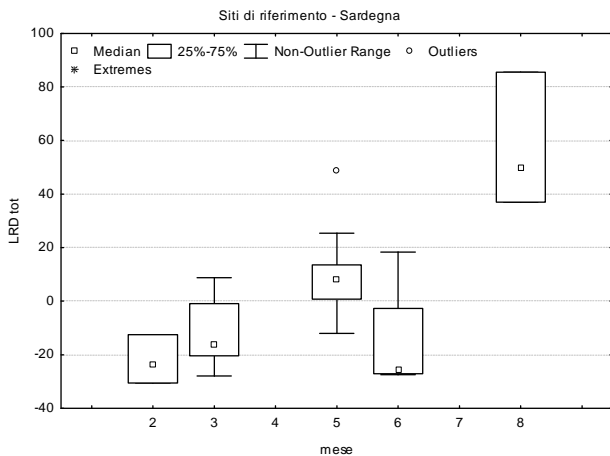


Fig. 15. Variabilità del descrittore LRD nei diversi mesi di campionamento in Sardegna (solo siti di riferimento). In ascissa i mesi da 2 (febbraio) a 8 (agosto).

Ad arricchire il quadro descrittivo qui riportato, è stata valutata la composizione delle comunità bentoniche in termini di numero medio di taxa per Ordine/Classe rinvenuti nei singoli mesi di campionamento, per ottenere spunti interpretativi in merito ai possibili effetti stagionali e/o del carattere lenticolo-tico (fig. 16-17). I grafici relativi alle pool (fig. 16) evidenziano come gli Efemerotteri sembrano influenzati negativamente da valori molto positivi di LRD; essi, infatti, in tutti i mesi di campionamento sono stati rinvenuti in modo abbastanza costante (i.e. da 7 a 9 specie/OU) e subiscono poi un drastico calo (3.6) nel mese di agosto, che mostra un LRD medio pari a ~ 57. Anche gli Eterotteri risentono in modo significativo dei valori di LRD; in questo caso, al contrario degli Efemerotteri, valori positivi di LRD ne favoriscono la presenza. I tricoteri sembrano avere cicli stagionali più evidenti; essi sembrano infatti raggiungere un picco a marzo, per poi mantenersi su valori costanti in tutti gli altri mesi. I grafici relativi al mesohabitat di riffle (figura 17) hanno comportamento simile a quello delle pool, con un apparente effetto degli LRD lotici sulla presenza dei Ditteri (che sembrano diminuire in presenza di valori negativi di LRD).

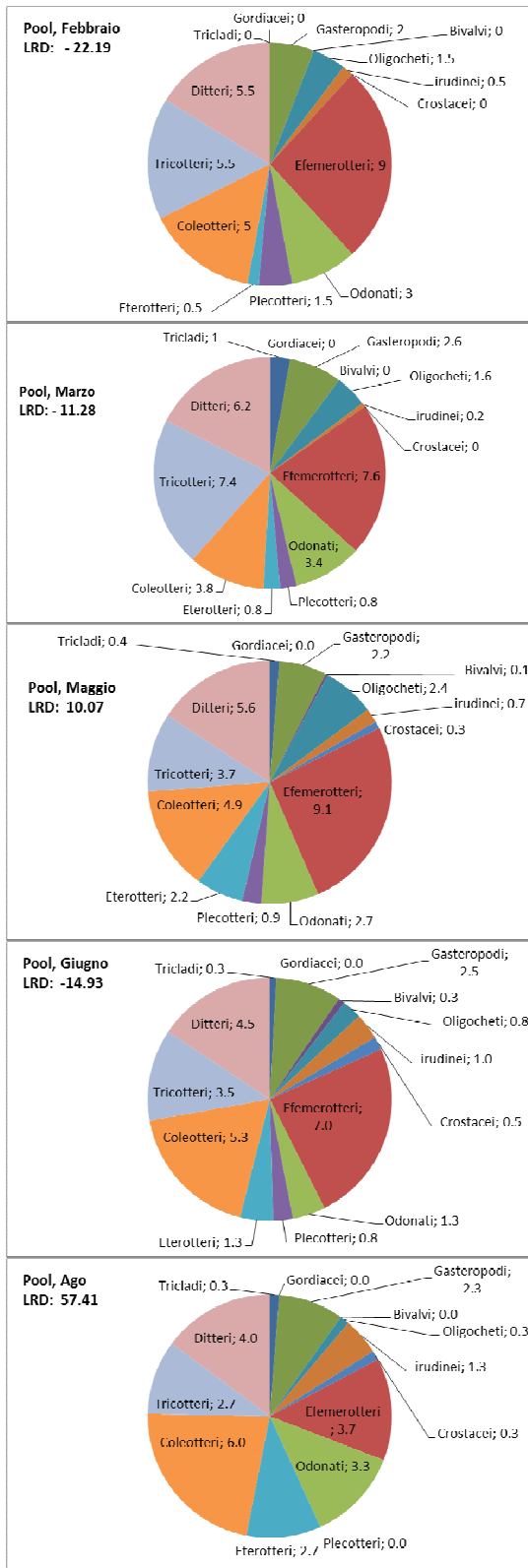


Fig. 16. Composizione (numero medio di famiglie per ordine/classe) delle comunità bentoniche di pool nei diversi mesi di campionamento in siti di riferimento della Sardegna. Efemerotteri identificati a livello di specie/OU.

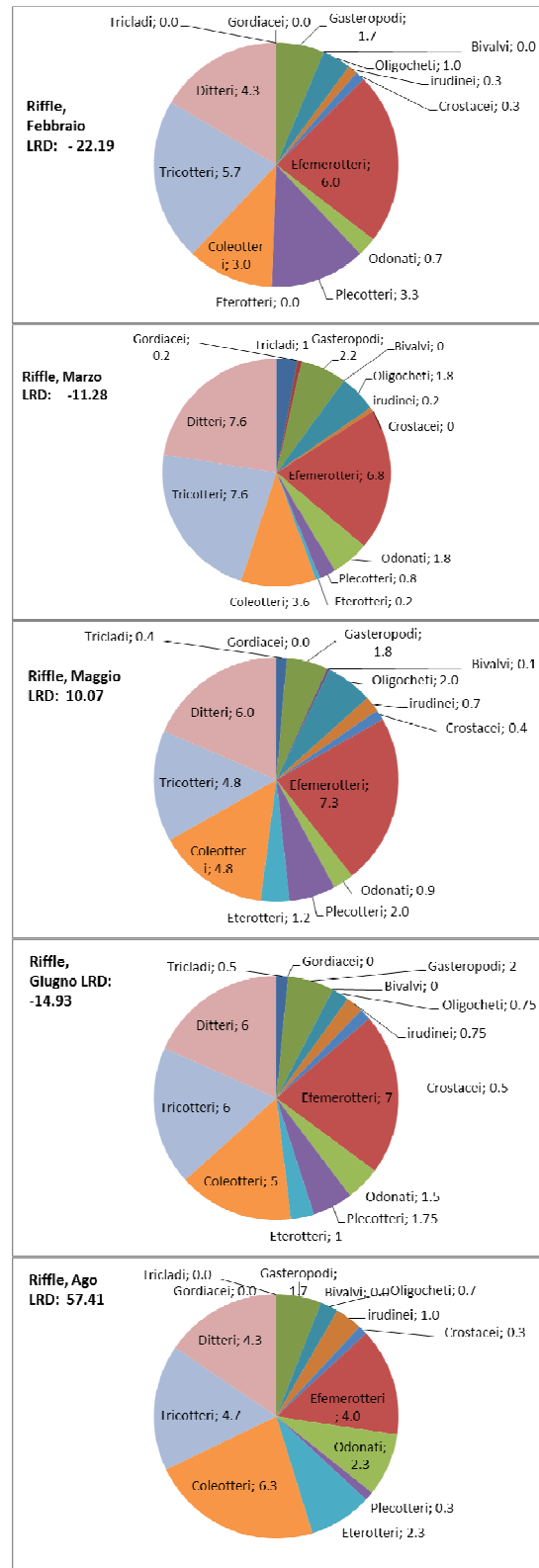


Fig. 17. Composizione (numero medio di famiglie per ordine/classe) delle comunità bentoniche di riffle nei diversi mesi di campionamento nei siti di riferimento della Sardegna. Efemerotteri identificati a livello di specie/OU.

3.2 Relazione tra metriche biologiche e fattori di habitat

Alla luce dell'elevata variabilità naturale, osservabile in area mediterranea, è stata analizzata la relazione tra le metriche utilizzate per la classificazione (STAR_ICMi e metriche componenti) e il descrittore LRD. L'LRD non richiama semplicemente la variabilità stagionale, ma esprime la diversificazione spaziale degli habitat e i gradienti di flusso legati alla quantità d'acqua disponibile in alveo. Dato che i tipi di flusso sono il fattore che contribuisce maggiormente a determinare il punteggio dell'LRD (a scala di tratto), è stata anche valutata la relazione tra le stesse metriche biologiche e la velocità di corrente misurata nei punti di raccolta del macrobenthos (10 unità di campionamento: scala effettiva di raccolta degli organismi). Ciò ha consentito di valutare se gli effetti osservabili fossero maggiormente legati alle caratteristiche dirette dei microhabitat (velocità di corrente) dai quali gli organismi sono stati direttamente prelevati, come si sarebbe forse portati a ritenere, o a caratteristiche espresse più a larga scala e in modo più complesso (i.e. carattere lenticolo-tico). Di fatto, precedenti lavori (Buffagni et al., 2009; 2010a) hanno dimostrato come, nonostante la buona correlazione tra velocità di corrente, portata e metriche biologiche, l'LRD risultasse più efficace nello spiegare la variabilità osservata.

I risultati della regressione polinomiale sono riassunti in Tabella 2 (sia per l'LRD che per la velocità di corrente), mentre i risultati grafici sono presentati solo per consentire la visualizzazione della relazione tra LRD e alcune metriche selezionate (Figure 18-e segg.). I coefficienti delle funzioni ottenute sono riportati in Tabella 3. Il primo importante risultato, che conferma quanto già evidenziato in linea più generale da Buffagni et al. (2009; 2010a), è che la risposta delle metriche biologiche (in termini di significatività) è più

chiara e meglio definibile rispetto al carattere lenticolo-tico del tratto che alla velocità di corrente dell'acqua dei punti di prelievo.

Osservando le diverse relazioni, si nota come la relazione tra LRD e STAR_ICMi sia sempre statisticamente significativa, sia con interpolazione diretta ai campioni considerati individualmente, sia con gli stessi raggruppati per categorie di LRD al fine di rendere più leggibile la risposta biologica (Tabella 2). Nonostante l'apparente casualità della distribuzione dei valori di STAR_ICMi in funzione dell'LRD (Figura 18), infatti, la regressione polinomiale risulta significativa e i punti si dispongono lungo una curva unimodale, che mostra i valori più elevati di STAR_ICMi in corrispondenza di valori intermedi di LRD (i.e. né troppo lotici né troppo lentici). Significatività e distribuzione dei punti lungo una curva analoga si mantengono anche effettuando raggruppamenti tra campioni/tratti fluviali, indirizzati a stabilizzare la curva e renderla più facilmente interpretabile (Figura 19).

I modelli di regressione derivati sui campioni non raggruppati per le metriche ASPT, log (SeEPTD + 1) e 1-GOLD, mostrano una relazione poco o non significativa con l'LRD; al contrario, le relazioni risultano significative con i campioni raggruppati (n=6) (Figg. 20-22). Le relazioni per le metriche n_FAM e n_EPT, come per lo STAR_ICMi, sono sempre significative: p tra 0.002 e 0.17 per n_FAM e p tra 0.003 e 0.01 per n_EPT. La metrica di diversità di Shannon, invece, non ha espresso relazioni significative con l'LRD. Per 1-GOLD e log (SeEPTD + 1), probabilmente per la variabilità relativamente elevata di tali metriche, le relazioni sono significative solo con i campioni raggruppati (n=6), con p rispettivamente pari a 0.02 e 0.06. In termini di risposta alla velocità di corrente (Tab. 2), in alcuni casi e per qualche metrica (STAR_ICMi, ASPT, n_FAM e n_EPT), essa è risultata significativa, sebbene in misura meno netta rispetto all'LRD. Appare cioè in modo chiaro come il carattere lenticolo-tico, sebbene

derivato ad una scala maggiore di quella di raccolta degli invertebrati, sia un fattore complessivamente più importante della velocità nel determinare i valori delle metriche in esame. Ciò nulla toglie all'importanza della velocità di corrente nel determinare la distribuzione dei singoli taxa ma dimostra come, in generale, metriche biologiche che integrano diversi aspetti tassonomici ed ecologici della comunità possano essere maggiormente influenzate da fattori che si manifestano a livello di tratto fluviale.

In generale, tutte le curve indicano che i valori delle metriche biologiche considerate sono negativamente influenzati da valori di LRD molto lotici (<<0) o molto lenticici (>>0), diminuendo, e raggiungono i valori più elevati per valori intermedi di LRD. L'ambito ottimale di LRD per le metriche biologiche considerate, con qualche variazione tra le stesse, è riconducibile a valori di LRD tra 0 e +40.

Vista la significatività delle relazioni ottenute, si ritiene idonea l'adozione del modello polinomiale, anche in virtù della sua attinenza ai principi generali di risposta degli organismi ai fattori ambientali, per descrivere in modo semplice la relazione tra le singole metriche e il carattere lenticico-lotico (LRD). A valle di tale considerazione, per descrivere le risposte delle singole metriche, si è quindi selezionato il modello di regressione più significativo (Tab. 2). Ad esclusione dello STAR_ICMi, per il quale è presentata anche la curva relativa all'interpolazione sui punti non raggruppati, nei grafici riportati nel seguito (Fig. 19-24) si farà riferimento a tali funzioni.

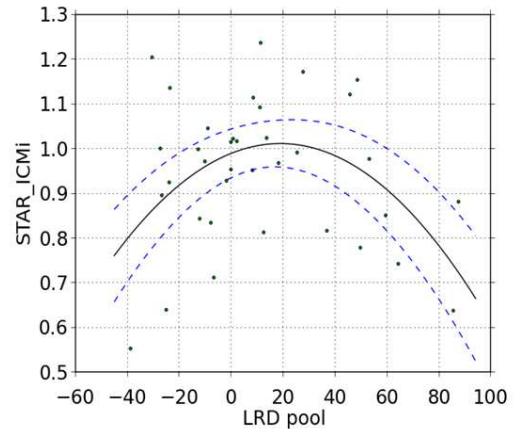


Fig. 18. Regressione tra STAR_ICMi e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool).

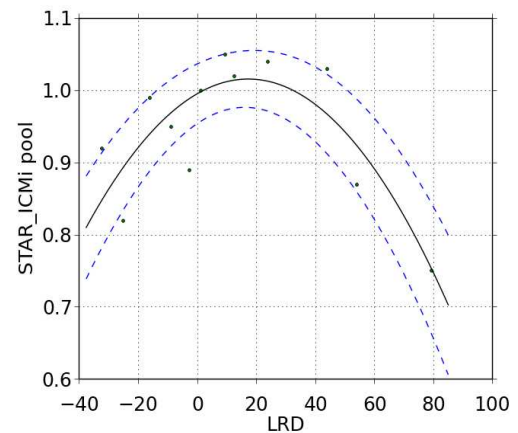


Fig. 19. Regressione tra STAR_ICMi e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=12).

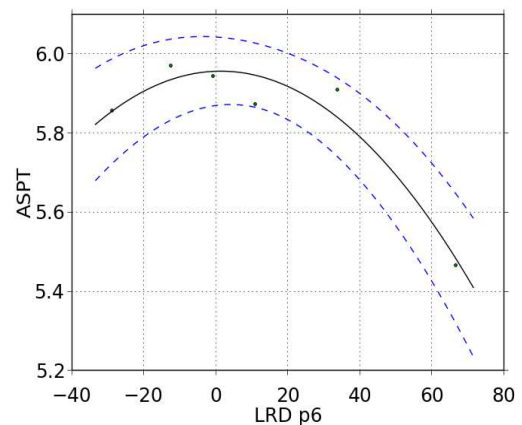


Fig. 20. Regressione tra ASPT e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=6).

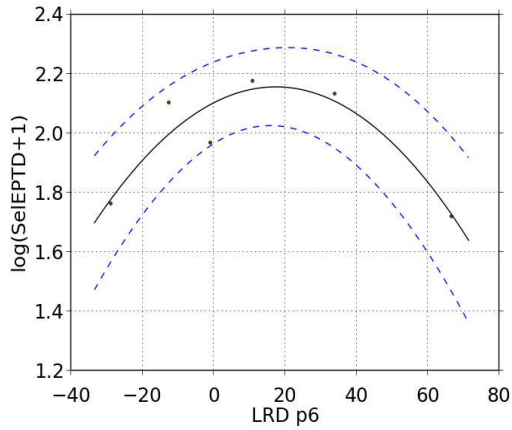


Fig. 21. Regressione tra log (seIPTD+1) e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=6).

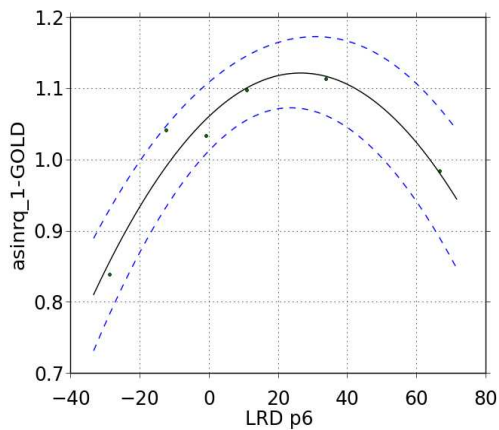


Fig. 22. Regressione tra arcoseno di 1-GOLD e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=6).

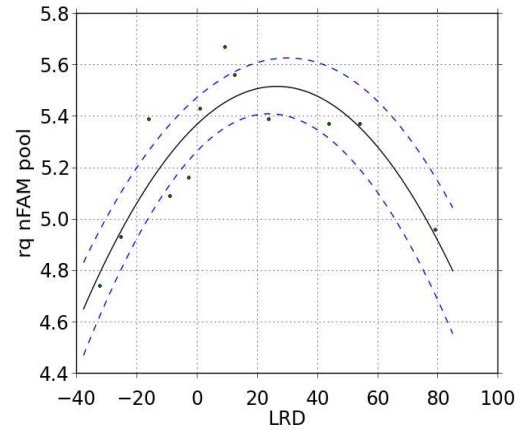


Fig. 23. Regressione tra radice quadrata del numero totale di famiglie e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=12).

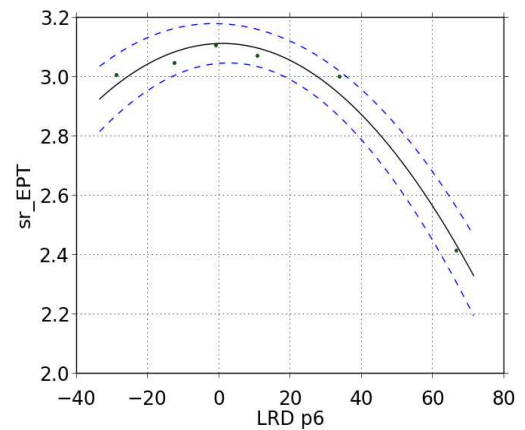


Fig. 24. Regressione tra radice quadrata del numero di famiglie di EPT e LRD per i campioni *High-Good* della Sardegna (mesohabitat di pool) raggruppati (n=6).

Tabella 2. Risultati della regressione polinomiale per i campioni di pool tra metriche biologiche e velocità di corrente (media da 10 unità di campionamento) e descrittore LRD (fiumi della Sardegna). I modelli sono stati calcolati sia considerando i campioni singoli (n=36), sia raggruppandoli in gruppi con n=3/6. In grassetto sono evidenziati i modelli migliori, per i quali vengono rappresentate le curve (Fig. 19-24) nel testo.

Grouping sites (g)	Response variable	V_mean (mesohabitat, 50 m)					LRD ¹ (Reach scale, 500 m)				
		Rsq ^a	AIC	ANOVA ^o			Rsq ^a	AIC	ANOVA ^o		
				F	P	Sl			F	p	Sl
All Samples (36 sites) (n=1) df=33	STAR_ICMi	0.19	-0.9	5.16	0.01	*	0.15	-0.9	4.1	0.025	*
	ASPT	0.14		3.95	0.02	*	0.06	36.09	2.2	0.1	(*)
	n_FAM ²	0.12		3.44	0.04	*	0.26	36.87	7.3	0.002	***
	n_EPT ²	0.16		4.38	0.02	*	0.16	43.82	4.4	0.01	*
	1-GOLD ³	0.05		0.15	0.86	NS	0.01	0.88	1.2	0.3	NS
	Shannon	0.002		0.956	0.39	NS	0.08	35.01	1.6	0.21	NS
	log(SelEPTD+1)	0.06		1.6	0.21	NS	0.01	75.44	1.2	0.29	NS
Grouping 12 (g=12) (n=3) df=9	STAR_ICMi	0.57	-2.5	8.3	0.009	**	0.61	-2.6	9.8	0.006	**
	ASPT	0.35	-0.2	4.0	0.058	(*)	0.33	-0.1	3.7	0.066	(*)
	n_FAM ²	0.12	0.5	1.7	0.232	NS	0.71	-0.7	14.3	0.002	***
	n_EPT ²	0.30	0.3	3.4	0.081	(*)	0.61	-0.3	9.8	0.006	**
	1-GOLD ³	0.04	-1.2	1.2	0.336	NS	0.12	-1.3	1.8	0.223	NS
	Shannon	0.25	0.5	2.8	0.113	NS	0.05	-0.4	1.3	0.319	NS
	log(SelEPTD+1)	0.15	1.2	2.0	0.193	NS	0.12	-0.1	1.8	0.222	NS
Grouping 6 (g=6) (n=6) df=3	STAR_ICMi	0.58	-2.9	4.478	0.126	NS	0.78	-3.2	9.9	0.048	*
	ASPT	0.32	-0.7	2.2	0.259	NS	0.89	-2.4	20.9	0.017	*
	n_FAM ²	-0.28	-0.1	0.4	0.675	NS	0.79	-1.1	10.3	0.045	*
	n_EPT ²	0.19	0.4	1.6	0.342	NS	0.97	-2.9	71.6	0.003	***
	1-GOLD ³	-0.42	-1.2	0.3	0.790	NS	0.88	-3.6	19.1	0.020	*
	Shannon	0.53	-1.7	3.8	0.151	NS	0.18	-1.1	1.6	0.342	NS
	log(SelEPTD+1)	-0.38	0.7	0.3	0.757	NS	0.74	-1.5	8.3	0.060	(*)

¹ da applicazione CARAVAGGIO; sl: NS: p≥0.1; (*): p<0.1; *: p<0.05; **: p<0.01; ***: p<0.005; ² Square root, ³ Arcsin_square root; ^a Adjusted R².

Tabella 3. Coefficienti delle regressioni polinomiali ($y = a + bx + cx^2$) selezionate per rappresentare la relazione tra le metriche biologiche (pool) e il descrittore LRD per i fiumi della Sardegna.

	n_g	Polynomial function		
		a	b	c
STAR_ICMi	3	0.9967	0.0023	-0.0001
ASPT	6	5.9571	0.0003	-0.0001
sr_FAM	3	5.3715	0.0111	-0.0002
sr_EPT	6	3.1130	0.0003	-0.0002
arcsinsr_1-GOLD	6	1.0622	0.0046	-0.0001
Shannon	Nessuna correzione			
log(SelEPTD+1)	6	2.1035	0.0061	-0.0002

3.2.1 Accuratezza della classificazione e 'effetto habitat'

Riprendendo la rappresentazione grafica che mostra la relazione tra valori di STAR_ICMi e LRD in corpi idrici non significativamente alterati è possibile rappresentare, al fine di agevolare l'interpretazione dei risultati, i valori dei limiti di classe tra lo stato elevato e buono (0.970) e tra buono e moderato (0.730) (DM 260/2010). Si noterà quindi che, in presenza di valori di LRD $< \sim -10$ e $> \sim +40$, tratti fluviali che non presentano significative alterazioni antropiche sarebbero con elevata probabilità erroneamente attribuiti allo stato ecologico buono i.e. non elevato, come atteso in assenza di alterazioni. Addirittura, in presenza di valori di LRD superiori a $\sim +60$, tratti fluviali inalterati potrebbero essere erroneamente classificati come in stato moderato.

Il dataset utilizzato per l'analisi, come detto, comprende solo siti di riferimento e corpi idrici dai quali siano assenti importanti alterazioni morfologiche, di uso del territorio o inquinamento dell'acqua. Appare perciò ovvio che, per evitare di incorrere in classificazioni dello stato ecologico potenzialmente molto penalizzanti (e ingiustificate), occorre conoscere in quali condizioni lenticoloatiche (LRD) il campione biologico sia stato raccolto; per fini di classificazione, la pianificazione della raccolta in condizioni ideali per le biocenosi sarebbe ottimale, ma è difficilmente realizzabile. È quindi necessario, in assenza di prelievi idrici significativi e in presenza di valori molto lotici o molto lentici di LRD, prevedere la possibilità di stimarne l'effetto sulle condizioni di riferimento realmente raggiungibili dalla comunità in quelle condizioni. Sulla base delle relazioni qui brevemente presentate e del valore osservato (o stimato) di LRD, si potranno cioè derivare valori di riferimento sito-specifici per le singole metriche e/o per lo STAR_ICMi, adattati al calcolo degli EQR in quelle specifiche condizioni lenticoloatiche.

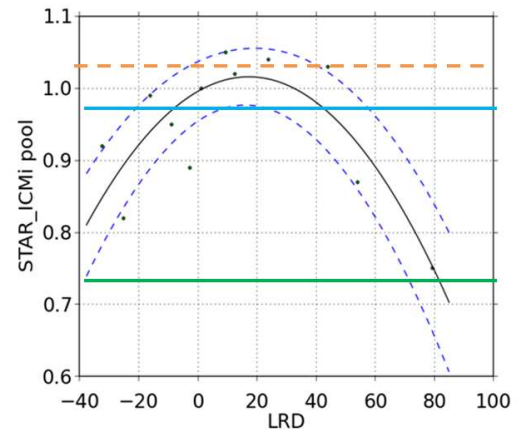


Fig. 25. Variabilità dell'indice STAR_ICMi in funzione dell'LRD e limiti di classe Elevato/Buono e Buono/Moderato dello stato ecologico (invertebrati) – Sardegna.

Le curve presentate possono cioè essere intese come vere e proprie curve di correzione, utili a ridurre gli effetti di un "errore sistematico" nella stima dei valori attesi delle metriche biologiche legato al carattere lenticoloatico. Come visto, nei fiumi della Sardegna tale errore si manifesterà in modo importante, aumentando verso valori estremi, in un ambito di valori di LRD – all'atto del campionamento - compresi tra ~ -10 e $\sim +40$: fuori da questo *range*, sarà necessario incrementare l'accuratezza del sistema di classificazione attraverso la correzione sito-specifica suggerita.

Come usare i modelli LRD - metriche biologiche (benthos)

Anche quando i tipi fluviali siano riconosciuti e validati dal punto di vista biologico, si può presumere che il modello di risposta dei taxa bentonici alle caratteristiche dell'habitat, come il carattere lenticoloatico, non differisca significativamente tra tipi fluviali comparabili in una data idro-ecoregione. Ove possibile, il modello di risposta biologica al carattere lenticoloatico potrebbe però essere adattato ai diversi tipi e alla stagione, in quanto ci si aspetta che, ad esempio, i valori massimi ottenibili delle metriche biologiche (e quindi

dalle relative curve) possano variare in funzione di altri fattori ambientali. A questo proposito, i fattori tipologici, la stagionalità e il regime idrologico possono svolgere un ruolo importante. In particolare, sarebbe opportuno verificare che le curve utilizzate per stimare i valori delle metriche biologiche a partire dall'LRD determinino – nelle condizioni ottimali per la comunità – il raggiungimento dei valori tabellari per le condizioni di riferimento. Potranno cioè esistere differenze legate e.g. alla stagione, al bacino fluviale, etc. Per un'ulteriore taratura di fine del sistema su questi aspetti, sarà necessario disporre di un dataset di applicazioni del metodo CARAVAGGIO sufficientemente ampio e, se possibile, di attribuzioni tipologiche ben definite e validate. L'uso di questi eventuali fattori correttivi supporterà lo slittamento delle curve utile ad ottenere i valori attesi nelle condizioni specificate per e.g. tipo / stagione.

In termini generali, le curve ottenute devono quindi essere viste come funzioni in grado di aumentare l'accuratezza del sistema, fornendo una migliore stima del valore atteso delle condizioni di riferimento, quando non siano operati prelievi idrici significativi nel corpo idrico o nei tratti a monte. Le stesse curve, in corpi idrici alterati (ma dove il flusso non sia significativamente ridotto), possono consentire di svelare l'eventuale effetto di "mascheramento" del carattere lenticolo-tico, nella rilevazione degli impatti dovuti a varie pressioni e sulla valutazione finale dello stato ecologico. Infine, in corpi idrici dove la portata superficiale risulti significativamente ridotta a causa di prelievi a monte, la distanza tra lo STAR_ICMi previsto con LRD 'atteso naturale' e quello osservato fornirà una stima dell'effetto dei prelievi sulla comunità bentonica, anche in presenza di altre pressioni.

In sostanza, inizialmente dovremmo sempre verificare la possibilità di utilizzare questa correzione di accuratezza. Al fine di definire se essa sia o meno applicabile, servono ulteriori

informazioni sul corpo idrico, di solito disponibili presso le autorità competenti, che possono essere integrate con i risultati del monitoraggio. L'informazione necessaria si riferisce al livello di eventuali prelievi idrici a monte:

- il corpo idrico è affetto da alterazioni idrologiche (in termini di prelievi idrici significativi)?

- Se la riduzione del flusso è importante, la correzione di accuratezza non viene eseguita.
- Se la riduzione del flusso è moderata (lieve), si può utilizzare una correzione 'parziale' (ad esempio, pari a 0.5 la correzione completa)).
- Nessuna riduzione del flusso: correzione sito-specifica della stima delle condizioni di riferimento applicata in modo completo.

Nella pratica, come possiamo utilizzare le informazioni fornite dalla risposta biologica (ad esempio singoli metriche e STAR_ICMi) al carattere lenticolo-tico (LRD)? Possiamo ipotizzare cinque principali casi che possono essere osservati, e che sono stati considerati durante lo sviluppo del sistema per calcolare ed applicare (qualora opportuno) la correzione sito-specifica sulla base del carattere lenticolo-tico. Questi sono di seguito sinteticamente illustrati.

Caso a). Siamo in presenza di un corpo idrico in condizioni di riferimento, o dove comunque il regime idrologico e il livello osservati non sono alterati significativamente: la correzione del valore atteso per le condizioni di riferimento delle metriche bentoniche dovrebbe essere eseguito, sulla base dell'LRD osservato (o stimato, in assenza di applicazione di CARAVAGGIO). Questo comporta una classificazione di qualità più accurata (anche dell'ordine di $\approx 30\%$ di variabilità dell'EQR). Il valore ottenuto di EQR o STAR_ICMi quantifica la deviazione da una condizione ideale teorica, ma sempre all'interno della gamma che caratterizza le possibili condizioni di riferimento. Senza questa correzione, potrebbe

succedere di ottenere giudizi di qualità irragionevolmente punitivi, ad esempio stato ecologico Buono o Moderato.

Caso b). Siamo in presenza di un corpo idrico in cui la portata è alterata in modo significativo e, contemporaneamente, non ci sono impatti significativi dovuti ad altre pressioni (per esempio inquinamento dell'acqua, uso del territorio alterato, alterazioni morfologiche): nessuna correzione viene applicata, ma la distanza tra STAR_ICMi osservato e atteso (REF) - dato l'LRD al momento del campionamento - è utilizzata per quantificare orientativamente l'impatto della riduzione di portata sulle biocenosi. Il valore ottenuto di STAR_ICMi comprende e quantifica quindi gli effetti della riduzione di flusso che agisce sul corpo idrico.

Caso c). Si è in presenza di un CI in cui il regime idrologico è alterato in modo significativo e, contemporaneamente, ci sono altri effetti significativi dovuti ad altre pressioni: nessuna correzione viene applicata, ma la distanza tra STAR_ICMi osservato e atteso (REF) - dato l'LRD al momento del campionamento - è utilizzata per quantificare orientativamente l'impatto della riduzione di portata sulle biocenosi. Il valore ottenuto di STAR_ICMi comprende e quantifica quindi gli effetti delle diverse pressioni (compresa la riduzione di flusso) che agiscono sul corpo idrico.

Caso d). Si è in corpi idrici in cui il regime idrologico non è alterato in modo significativo ma ci sono impatti significativi a causa di altre pressioni: la correzione del valore atteso per le condizioni di riferimento delle metriche bentoniche dovrebbe essere eseguito, sulla base dell'LRD osservato (o stimato, in assenza di applicazione di CARAVAGGIO). Il valore ottenuto di STAR_ICMi quantificherà in modo accurato gli effetti delle diverse pressioni agenti sul CI e questo si tradurrà in una classificazione di qualità molto più accurata.

Caso e). Si è in un corpo idrico con modesta riduzione della portata superficiale, ma vi sono impatti significativi a causa di altre pressioni: una correzione 'parziale' delle condizioni di

riferimento può essere effettuata, sulla base dell'LRD osservato (o stimato, in assenza di applicazione di CARAVAGGIO). Questa correzione viene impostata uguale alla metà della correzione completa, per lo stesso valore di LRD, adottata nei siti di riferimento o privi di prelievi idrici. Il valore ottenuto di STAR_ICMi quantificherà più accuratamente gli effetti delle diverse pressioni agenti sul CI e questo si tradurrà in una classificazione di qualità più accurata rispetto a quando non viene adottata alcuna correzione.

4. CONCLUSIONI

Le analisi effettuate nel contesto di INHABIT hanno consentito di individuare alcuni aspetti chiave, ai quali prestare particolare attenzione nella redazione dei PdG. Ad esempio, si conferma, per il Piemonte e, per l'elevato numero di HER e tipi qui presenti, per ampi tratti dell'Italia settentrionale, la generale validità sul piano biologico (comunità macrobentonica) dei raggruppamenti ottenuti mediante la tipizzazione di livello I; non si hanno al momento elementi sufficienti per confermare o confutare la validità della tipizzazione di livello II (e.g. al momento non sono state rilevate differenze in base alla taglia del settore fluviale, fattore comunque obbligatorio). In ogni caso, anche in Piemonte, dove il gradiente di perennità è di norma meno evidente rispetto alla Sardegna, sarebbe opportuna la quantificazione del carattere lenticolo-lotico (si veda il seguito).

In alcune realtà, come quelle dei corsi d'acqua della Sardegna, caratterizzati da spiccato regime mediterraneo, la definizione tipologica evidenzia problematiche complesse, soprattutto dal punto di vista della definizione del grado di perennità e del reale significato biologico dei tipi definiti secondo l'approccio nazionale di secondo livello. In tali realtà, sarebbero opportuni approfondimenti di terzo livello di tipizzazione, in particolare quantificando il carattere lenticolo-lotico, così come definito dal descrittore LRD. Esso, infatti,

riveste un ruolo primario nella caratterizzazione dell'ecosistema di acqua corrente, risultando il principale elemento discriminante per i raggruppamenti della comunità macrobentonica e i gradienti osservati, che rappresentano una sintesi degli effetti delle condizioni idrologiche/idrauliche sulle biocenosi.

Come anche evidenziato nel seguito, è quindi importante, in fase di valutazione dello stato ecologico, valutare gli elementi che concorrono a definire il carattere lenticolo-tico; ciò al fine di arricchire con approfondimenti sito-specifici un impianto tipologico che può mostrarsi non sempre sufficiente per un'efficace classificazione di qualità.

La variabilità temporale e spaziale degli ambienti mediterranei, insieme ad una scarsa prevedibilità, fanno sì che la messa a punto dei sistemi di valutazione dello stato ecologico possa risultare particolarmente problematica. Alcuni aspetti idrologici e le condizioni di habitat risultanti a scala di tratto, nei fiumi mediterranei e non solo, possono infatti avere una notevole influenza sulle metriche biologiche comunemente utilizzate per esprimere un giudizio di qualità. Le differenze legate alla disponibilità di habitat potrebbero quindi essere interpretate come variazioni dello stato ecologico, anche in assenza di fonti di alterazione antropica. In particolare, uno degli aspetti che rappresentano una sfida in ambito mediterraneo è la definizione di appropriate condizioni di riferimento. Un'appropriate definizione delle condizioni di riferimento deve tenere in debita considerazione la variabilità naturale che deve essere quantificata secondo opportune procedure che considerino anche i fattori di habitat.

In questo ambito, il progetto INHABIT ha fornito una chiave di lettura della variabilità naturale nei fiumi in termini di habitat e in particolare in termini di carattere lenticolo-tico (LRD), cioè la presenza relativa di aree lentiche e lotiche. Il metodo adottato da INHABIT come

strumento di caratterizzazione degli habitat fluviali è il CARAVAGGIO, che consente anche di derivare descrittori sintetici, che sono risultati essere fortemente correlati alla variabilità delle biocenosi acquatiche. Come visto, gli elementi così raccolti possono consentire una correzione dei sistemi di classificazione indirizzata all'incremento dell'accuratezza dei metodi in uso.

Più in particolare, per quanto concerne gli aspetti di habitat legati direttamente alla "disponibilità d'acqua" in un determinato tratto fluviale, fino a pochi anni fa, nel contesto europeo, si sono riscontrate notevoli difficoltà nel sintetizzarli in modo relativamente semplice. Per compensare tale lacuna, è stato messo a punto il descrittore LRD (Lentic-lotic River Descriptor), che consente di caratterizzare un tratto fluviale in termini di carattere lenticolo-tico, cioè della proporzione tra habitat lentici e habitat lotici in un determinato tratto fluviale, che è funzione della sua conformazione morfologica, del trasporto e deposito dei sedimenti fluviali e del livello dell'acqua. Tra le caratteristiche di habitat, tale proporzione è risultata essere una delle più importanti nel determinare la struttura delle comunità degli invertebrati acquatici in ambiente mediterraneo. Per il calcolo dell'LRD, vengono utilizzate informazioni relative alla presenza e alla varietà dei tipi di flusso, di substrato, di vegetazione presente in alveo, di barre, di strutture artificiali, etc. Il descrittore LRD, attraverso una sintesi delle condizioni idrauliche e di habitat del tratto fluviale in esame, fornisce una lettura globale del rapporto tra habitat acquatici lentici e lotici, di grande efficacia nel supportare l'interpretazione dei dati biologici. Il carattere lenticolo-tico è un aspetto fondamentale, ad esempio, per valutare la comparabilità fra diverse aree fluviali in termini di biocenosi attese e per verificare l'applicabilità e l'accuratezza di molti metodi biologici di classificazione in uso – come visto nel presente

contributo - e per quantificare l'impatto dei prelievi idrici.

In questo contributo è stato brevemente descritto un approccio, che costituisce uno dei risultati principali del progetto INHABIT, utile a stimare le condizioni di riferimento attese per i valori di STAR_ICMi, e delle sue metriche componenti, sulla base del carattere lenticolo-tico (LRD) di un dato tratto fluviale. Sono state anche illustrate le conseguenze che la sua applicazione può avere, in termini di migliore accuratezza, sulla classificazione dello stato ecologico. L'adozione di questo approccio, attraverso l'impiego di semplici funzioni polinomiali, è in grado di fornire una stima dell'influenza dell'LRD (cioè di un importante fattore di habitat) sulle metriche biologiche (benthos), sia in siti di riferimento che in corpi idrici alterati.

Per quanto riguarda la conformità agli standard italiani per la classificazione (DM 260/2010) e, quindi, ai risultati del processo europeo di intercalibrazione (EC, 2008; 2013), si ritiene che l'uso dell'approccio proposto non solo sia pienamente accettabile, ma rappresenti un passo avanti importante per ottenere classificazioni accurate (e quindi veramente utili) dello stato ecologico. In generale, il sistema è stato sviluppato e tarato in modo che i valori tabellari (DM 260/2010) di riferimento siano raggiunti, nell'ambito ottimale di carattere lenticolo-tico delle comunità bentoniche, armonizzandosi quindi con gli obblighi normativi e con i risultati ottenibili in assenza delle correzioni sito-specifiche qui presentate. Semplicemente, l'approccio proposto - quando opportuno - consente una miglior stima del valore che rappresenta le condizioni di riferimento per le metriche biologiche utilizzate. La procedura utilizzata per derivare, sulla base di dati sperimentali, le modalità di risposta biologica al carattere lenticolo-tico, descritta attraverso un semplice modello matematico che si basa su dati spaziali e vi si sovrappone, è prevista dalla WFD

(Allegato II). Infatti, secondo quest'ultima, "le condizioni biologiche di riferimento tipiche specifiche possono basarsi su criteri spaziali o fondarsi sulla modellizzazione ovvero discendere da una combinazione dei due metodi" (Allegato II, 1.3, iii). A valle dell'adozione dell'approccio proposto, le condizioni di riferimento risulteranno non affette da un errore di tipo sistematico, legato all'influenza del carattere lenticolo-tico sulle biocenosi, e consentiranno una classificazione più accurata; ciò soddisfa quanto richiesto esplicitamente dalla WFD, secondo la quale occorre garantire la "necessaria attendibilità e precisione nella classificazione degli elementi di qualità". Inoltre, la WFD richiede che siano "fornite stime del livello di attendibilità e precisione dei risultati garantito dai programmi di monitoraggio" (All. V, 1.3). Sulla base degli elementi conoscitivi forniti nel presente contributo, risulta chiaro come il "livello di attendibilità" delle classificazioni basate sui macroinvertebrati bentonici dovrà includere una specifica indicazione del carattere lenticolo-tico osservato al momento del prelievo. Ciò, almeno e irrinunciabilmente, in tutta l'area mediterranea, pena il rischio di molti falsi positivi nella classificazione, cioè casi nei quali lo stato ecologico risulterà non conforme agli obiettivi di qualità o inferiore allo stato buono, senza l'effettivo manifestarsi di pressioni significative. La compilazione di Piani di Tutela e Gestione e la predisposizione di misure in assenza di informazioni in merito rischierà di determinare un ingiustificato spreco di risorse. Poter disporre di informazioni di habitat - qui in particolare in merito al carattere lenticolo-tico -, consentirà anche, in aree fluviali soggette a prelievi, di quantificare l'effetto degli stessi, scorporandone l'effetto da quello di eventuali altre pressioni agenti sul corpo idrico. Osservando quanto esposto con diversa angolazione, risulterà anche chiaro che le stesse informazioni, modulate differentemente, potranno supportare la predisposizione di obiettivi di qualità (in termini di stato

ecologico) in funzione di aspetti quantitativi della risorsa idrica (e.g. DMV, *ecological* o *environmental flows*) a integrazione delle attuali normative.

Infine, può essere utile ricordare che la Commissione europea, operando l'analisi dei Piani dei Distretti italiani – da aggiornare entro il 2015 -, abbia evidenziato alcuni punti critici per raggiungere la piena conformità alla WFD. Oltre alla partecipazione attiva delle parti interessate, gli aspetti chiave individuati (Scanu et al., 2013) riguardano la classificazione, le pressioni, i programmi di misure e la valutazione dell'efficacia delle stesse; tutti questi aspetti, direttamente o indirettamente, possono ottenere importanti benefici dall'approccio qui presentato o, viceversa, risentire della sua mancata applicazione.

RINGRAZIAMENTI

Il contributo e le analisi sono state effettuate nell'ambito del progetto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT, in relazione alla stesura del Deliverable I3d1. Si ringraziano Elio Sesia, Paola Botta, Andrea Bottino, Fulvia Castino, Marinella Fenocchio, Mauro Ferrando, Antonietta Fiorenza, Lorenzo Giordano, Arianna Nicola, Mara Raviola, Claudia Vanzetti (ARPA Piemonte) e Mariano Pintus, Maria Gabriella Mulas, Martina Coni, Roberto Coni, Giuliana Erbi, Elisabetta Massidda, Michela Olivari, Simona Spanu (Regione Sardegna) per il supporto fornito nelle attività sperimentali, nella predisposizione dei dati e con una profonda discussione sugli argomenti in oggetto.

BIBLIOGRAFIA

BUFFAGNI A. & ERBA S., 2007. Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/EC (WFD): l'indice STAR_ICMi. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Marzo 2007(1): 94-100.

- BUFFAGNI A. & C. BELFIORE, 2013. MacrOper.ICM ver. 1.0.5 - Classificazione dei fiumi italiani per la WFD sulla base dei macroinvertebrati bentonici. CNR-IRSA & UniTuscia-DECOS, Roma, Italia, Giugno 2013.
- BUFFAGNI, A., ERBA, S. & CIAMPITIELLO, M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA 12, 32–46.
- BUFFAGNI A., MUNAFÒ M., TORNATORE F., BONAMINI I., DIDOMENICANTONIO A., MANCINI L., MARTINELLI A., SCANU G., SOLLAZZO C., 2006. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della Direttiva 2000/60/EC. Notiziario dei Metodi Analitici Ist. Ric. Acque, Dicembre 2006: 2-19.
- BUFFAGNI, A., ARMANINI, D. G., ERBA, S., 2009. Does the lentic–lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *Journal of Limnology* 68(1), 92–105.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & ARMANINI D.G., 2010a. The lentic-lotic character of rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72: 45-60.
- BUFFAGNI A., ERBA S., DEMARTINI D., 2010b. Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it
- BUFFAGNI A., DEMARTINI D. & TERRANOVA L., 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali, 288 pp.
- CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & A:BUFFAGNI, 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico – Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici

- fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT – LIFE ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it
- CHAKRAVARTI I.M, LAHA R.G., & J. ROY, 1967. Handbook of Methods of Applied Statistics, Volume I, John Wiley and Sons, pp. 392-394.
- CLARKE R. T., DAVY-BOWKER J, SANDIN L., FRIBERG N., JOHNSON R. K. & BIS B., 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using ‘national’ macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia* 566: 477-503.
- DALLAS, H.F., 2013. Ecological status assessment in Mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, 719:483–507
- DEMARTINI D., ERBA S., CAZZOLA M., FIORENZA A., BOTTA P., TENCHINI R., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable I1d3. Banca dati relativa alle informazioni idromorfologiche e di habitat. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 46 pp. www.life-inhabit.it
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67(3):345-366.
- EUROPEAN COMMISSION, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1–72.
- EUROPEAN COMMISSION, 2008. Commission Decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise. Notified under document number C (2008) 6016. Official Journal of the European Union L 332/20, 10.12.2008, 1-25.
- EUROPEAN COMMISSION, 2013. Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC. (notified under document C(2013) 5915) (2013/480/EU). Official Journal of the European Union L 266/1, 8.10.2013, 1-47.
- ERBA S., M. CAZZOLA, R. PAGNOTTA, A. BUFFAGNI, R. TENCHINI, T. FERRERO, E. SESIA, R. CASULA, G. ERBÌ, M. PINTUS & M. G. MULAS, 2012. Condizioni di riferimento e tipizzazione dei fiumi nel contesto della Direttiva Quadro Sulle Acque (EC 2000/60): approfondimenti basati sulla componente macrobentonica e sulle caratteristiche di habitat. *Atti dei seminari di ECOMONDO 2012*: 934-940.
- GALLART F, PRAT N, GARCA-ROGER EM, LATRON J, RIERADEVALL M, LLORENS P, BARBERA GG, BRITO D, DE GIROLAMO AM, LO PORTO A, BUFFAGNI A, ERBA S, NEVES R, NIKOLAIDIS NP, PERRIN JL, QUERNER EP, QUINONERO JM, TOURNOUD MG, TZORAKI O, SKOULIKIDIS N, GOMEZ R, SANCHEZ-MONTOYA MM, FROEBRICH J, 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and earth system sciences* 16: 1-18.
- LEGENDRE P. & M. TROUSSELLIER, 1988. Aquatic heterotrophic bacteria: modelling in the presence of spatial autocorrelation. *Limnology and Oceanography* 33(5): 1055–1067.
- LEGENDRE P. & L. LEGENDRE, 1998. *Numerical Ecology*. 2nd English Edition. Amsterdam: Elsevier. pp.870.
- MAKARENKO V. & P. LEGENDRE, 2002. Nonlinear redundancy analysis and canonical

- correspondence analysis based on polynomial regression Ecology, 83(4), 2002, pp. 1146–1161.
- MATTM, 2008. DECRETO 16 giugno 2008, n. 131: Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto. (Supplemento Ordinario n. 189 alla Gazzetta Ufficiale n. 187 del 11 agosto 2008).
- ODUM E.P., 1971. Fundamental of ecology. W. B. Saunders, Comp. Philadelphia – London – Toronto.
- PHILLIPS J.R., 2013. Online Curve Fitting and Surface Fitting Web Site. <http://zunzun.com/>, 2548 Vera Cruz Drive, Birmingham, AL 35235 USA.
- SCANU G., M. BARILE, C. VENDETTI. 2013. Il contesto nazionale di implementazione della WFD, il quadro normativo di riferimento e il progetto INHABIT. Deliverable D2d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it
- WAND M.P. & M.C. JONES, 1995. Kernel Smoothing, Chapman and Hall, London, Great Britain.

I3D1.3 - STIMA DELLA PORTATA FLUVIALE MEDIANTE L'UTILIZZO DEI PARAMETRI MORFOMETRICI RACCOLTI CON IL METODO CARAVAGGIO E RELAZIONE LRD/PORTATA

Buffagni A., G. Viviano, F. Salerno & S. Erba

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via del Mulino 19, 20861 Brugherio (MB)

1. INTRODUZIONE

Le caratteristiche idrologiche, morfologiche e idrauliche, insieme alla temperatura e alla disponibilità di risorse trofiche, sono i principali fattori abiotici che determinano la struttura e la funzionalità degli ecosistemi fluviali. Più in particolare, la diversificazione delle condizioni idrauliche e morfologiche a scala di tratto fluviale sono decisivi nel determinare la presenza di diversi habitat nel fiume e nelle zone ad esso adiacenti. Cambiamenti nella struttura e nella distribuzione di questi habitat si riflettono sull'intera biocenosi degli ambienti lotici (Brookes, 1994). In generale, l'importanza che le caratteristiche di flusso e la quantità d'acqua (i.e. portata superficiale o livello) - soprattutto in termini di habitat disponibile - hanno sulle biocenosi è ampiamente riconosciuta. La profondità dell'acqua (Brooks et al., 2005), la velocità di corrente (Gore et al., 2001), la turbolenza e lo stress da attrito (Hynes, 1970; Mérigoux & Doledec 2004; Brooks et al., 2005), i tipi di flusso (e.g. Urbanic et al., 2005), sono tra i parametri idraulici che maggiormente influiscono, ad esempio, sugli invertebrati fluviali (Statzner & Higler, 1986). Inoltre, i forti gradienti idromorfologici legati a fattori idraulici (e.g. condizioni di stress determinate da elevate velocità di corrente e turbolenza o da condizioni eccessivamente lentiche), a processi geomorfologici (e.g. erosione, trasporto) e idrologici (e.g. piene, periodi di asciutta), ai quali è talora associata

una scarsa prevedibilità, rendono ancor più complessa una "lettura" delle caratteristiche di habitat che sia in grado di fornire un quadro di sintesi delle possibili conseguenze sulle biocenosi.

Sebbene questi aspetti, opportunamente "decodificati" in chiave habitat, siano quindi riconosciuti di grande rilievo per interpretare le caratteristiche delle biocenosi presenti, solo raramente la loro lettura è svolta in affiancamento a quella degli elementi biologici (o viceversa). È pertanto importante incrementare il potenziale informativo dei dati raccolti mediante diversi approcci e procedure nella direzione di garantire una maggiore trasferibilità tra ambiti di applicazione differenti. Il presente contributo si propone di fornire elementi utili a collegare tra loro elementi di dettaglio o di sintesi degli habitat – come rilevati mediante metodo CARAVAGGIO o da esso derivati – con la portata superficiale osservata in una data sezione fluviale.

Spesso, le attività di monitoraggio finalizzate alla descrizione e alla valutazione delle componenti biologiche non prevedono una caratterizzazione di dettaglio delle condizioni idrauliche locali e idrologiche, e le stazioni idrometriche presenti sul territorio sono in numero insufficiente o esiguo e la qualità delle misure risulta talvolta carente o deriva da valutazioni indirette. I dati a disposizione (e.g. portata superficiale) per l'interpretazione delle informazioni di carattere biologico sono spesso carenti, limitando molto la comprensione di una quota importante della variabilità biologica osservata e così la stessa utilità dei rilievi biologici. L'applicazione del citato metodo CARAVAGGIO, che consente il rilievo di numerose caratteristiche di habitat e la loro formulazione in forma sintetica, supporta l'interpretazione di molti aspetti importanti che caratterizzano le biocenosi fluviali. Ad esempio, come ampiamente presentato in altri contributi di INHABIT, il descrittore LRD – che quantifica il carattere lenco-lotico di un tratto fluviale, *in primis* funzione della portata superficiale – è

fondamentale per stimare correttamente le condizioni di riferimento biologiche in area mediterranea e per quantificare gli eventuali effetti sulle biocenosi dei prelievi idrici. Ad oggi, però, manca un ultimo passaggio, quello che consente di mettere in relazione il valore di LRD con la portata superficiale osservata in alveo.

La definizione di questa relazione potrà fornire elementi utili in due direzioni opposte: da un lato, stimare la portata superficiale a partire dalle applicazioni effettuate di CARAVAGGIO o dal valore di LRD osservato, derivando così dati puntuali quasi ovunque mancanti, e, dall'altro, ricostruire il valore atteso di LRD sulla base di dati esistenti di portata.

Ponendo quindi l'accento su alcuni aspetti di habitat, come ampiamente illustrato nel corso del progetto INHABIT, si può cioè pensare di produrre elementi che vadano nella direzione di:

- verificare le relazioni tra tipo di flusso e velocità di corrente, sul presupposto che stabilire visivamente e definire i tipi di flusso (*flow types*) è più rapido che rilevare direttamente la velocità di corrente. Peraltro, la relazione tipo di flusso/biocenosi può essere più significativa di quella velocità di corrente /biocenosi;
- verificare la relazione tra portate osservate e stimate a partire da modelli *ad hoc* basati sui dati disponibili di habitat;
- mettere in relazione diretta il descrittore LRD (Lentic-lotic River Descriptor) con la portata superficiale.

In sintesi, i principali obiettivi di questo lavoro sono stati quelli di:

- a) Sviluppare un modello stocastico in grado di predire la portata fluviale sulla base di parametri morfometrici del corso d'acqua raccolti mediante l'utilizzo del metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2005, 2013);

- b) Esplorare la possibile relazione tra il Lentic-lotic River Descriptor (LRD) e la portata fluviale, in Sardegna, al fine di sviluppare un modello stocastico in grado di ricostruire i valori di LRD attesi per un determinato tratto fluviale sulla base e.g. delle serie storiche di dati di flusso.

2. DATI UTILIZZATI

La Figura 1 illustra il percorso sviluppato al fine di perseguire gli obiettivi proposti, articolato in due macro sezioni:

1. Sviluppo di un modello stocastico per la stima della portata, a partire dai dati raccolti con il metodo CARAVAGGIO (Parte A del presente contributo).
 - 1.1. Relazione Portata / parametri morfometrici.
 - 1.2. Relazione Velocità / parametri morfometrici.
 - 1.3. Sviluppo del modello stocastico per la stima della portata.
2. Sviluppo di un modello stocastico LRD/portata (Parte B del presente contributo).

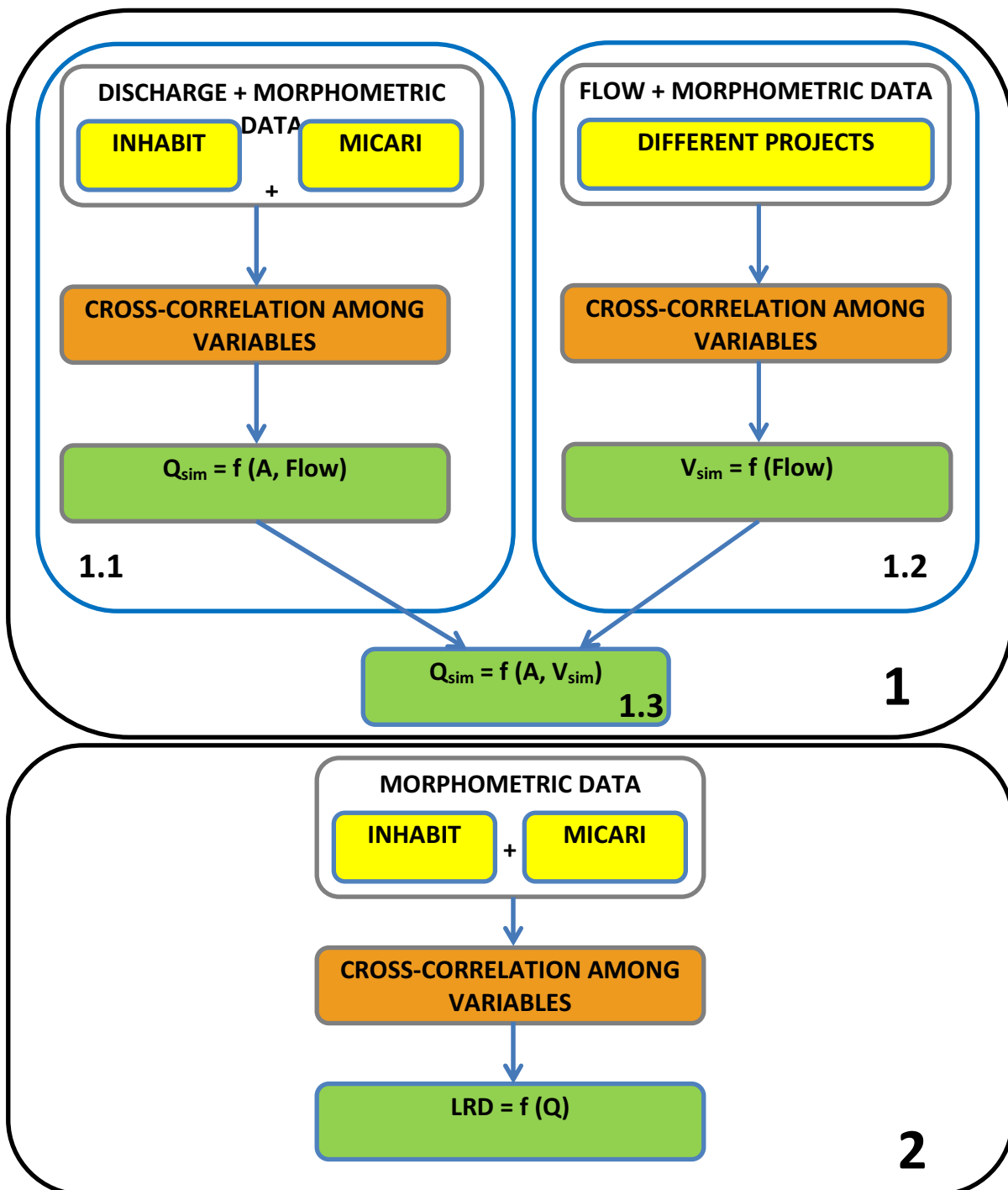


Figura 1.1 (Parte A del presente contributo): sviluppo del modello stocastico per la stima della portata a partire dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO; 1.2 (Parte B del presente contributo): sviluppo della relazione tra LRD e portata superficiale. INHABIT: dati raccolti durante l'omonimo progetto; MICARI: dati raccolti durante l'omonimo progetto; per "Different projects": si veda il testo.

2.1 Sviluppo di un modello stocastico per la stima della portata superficiale a partire dai dati raccolti con il metodo CARAVAGGIO

L'analisi ha avuto inizio con l'acquisizione e l'omogeneizzazione dei database riguardanti differenti campagne di rilievo in campo condotte in Sardegna, in diversi corpi idrici, e riguardanti i progetti INHABIT (21 tratti fluviali, anno 2011) e MICARI (17 tratti, anni 2004), per un totale di 38 tratti fluviali investigati (database 1). Nell'ambito di tali progetti, in diversi tratti e in diverse sezioni fluviali, sono stati acquisiti alcuni parametri morfometrici con il metodo CARAVAGGIO (Buffagni & Kemp 2002; Buffagni et al., 2005; 2013), unitamente ad alcune informazioni aggiuntive. I parametri selezionati al fine di raggiungere gli obiettivi indicati sono stati:

- Portata superficiale del fiume (Q , m^3*s^{-1});

e, derivati dall'applicazione del CARAVAGGIO:

- Area bagnata della sezione (A , m^2);
- Pendenza dell'alveo (i , %);
- Tipo di flusso (principale e secondario) (Flow1, Flow2, *flow types* CARAVAGGIO/RHS);
- Substrato (Sub);
- Tipo di vegetazione in alveo (Veg);
- LRD (Lentic-lotic River Descriptor).

Una dettagliata descrizione delle variabili relative al metodo CARAVAGGIO si può trovare in Buffagni & Kemp (2002), Buffagni et al. (2005, 2013).

La stima della portata superficiale, che rappresenta il volume d'acqua che transita per una sezione trasversale nell'unità di tempo, è stata effettuata come prodotto della velocità dell'acqua per l'area della sezione trasversale (e.g. Buchanan & Somers, 1969) di uno o più transetti rappresentativi (in genere tre). L'area della sezione trasversale considerata è stata suddivisa in sottosezioni, all'interno delle quali si è derivata la velocità media della corrente, mediante mulinello idrometrico. Il valore di portata è quindi calcolato mediante la seguente formula:

$$Q = \sum (a * V_m)$$

dove: Q = portata (m^3*s^{-1}); a = area della sottosezione rettangolare/triangolare (ai lati) (m^2); V_m = velocità media della corrente ($m*s^{-1}$) nella sottosezione.

Come verrà descritto nel paragrafo 2.2, il database 1 è stato utilizzato al fine di valutare le possibili relazioni tra la portata del corso d'acqua e le variabili sopra elencate, per poter così interpretare le relazioni reciproche potenzialmente utilizzabili per lo sviluppo di un modello stocastico per la stima della portata fluviale. Risulta importante osservare che, per l'applicazione del metodo CARAVAGGIO, non è richiesta la misurazione della velocità di corrente lungo i vari transetti analizzati; dato che l'obiettivo dell'attività qui descritta è derivare una relazione utile a stimare la portata fluente di un tratto fluviale a partire dai dati raccolti con tale metodo, è stato costituito un secondo database (database 2). Esso contiene misure di velocità di corrente, registrata localmente, e altre informazioni, raccolte in differenti progetti: AQEM (Cilento e Emilia Romagna), EUROLIMPACS (Piemonte), INHABIT e MICARI (Sardegna), STAR (Toscana). Sono stati quindi selezionati 2170 record, per i quali sono risultati disponibili sia i valori misurati di velocità di corrente, sia i parametri aggiuntivi elencati nel seguito, al fine di esplorare le loro possibili relazioni, come descritto successivamente.

I parametri selezionati per questo scopo sono:

- Velocità di corrente (V , $m*s^{-1}$);
- Profondità dell'acqua (h , m);
- Tipo di flusso (*flow types* CARAVAGGIO/RHS);
- Substrato (Sub).

2.2 Stima dei valori di LRD a partire dai valori di portata superficiale e dalle caratteristiche morfometriche di un tratto fluviale

Sono state considerate le seguenti variabili ambientali, registrate durante rilievi in campo o calcolate successivamente:

- portata superficiale (Q , m^3*s^{-1});

- pendenza (%);
- diversificazione degli habitat presenti (score HQA);
- larghezza totale dell'alveo \approx larghezza di bankfull (TchWidth, m);
- larghezza bagnata dell'alveo (m);
- granulometria dominante (Substrato, Tab. 1);
- profondità dell'acqua (valore massimo lungo una data sezione, m);
- perimetro bagnato (m).

Per le ultime cinque variabili, è stato calcolato il valore medio per tratti fluviali di ~500 m, da 10 sezioni fluviali posizionate a circa 50 m l'una dall'altra. La granulometria dominante è stata codificata come indicato nella tabella riportata di seguito.

Tab. 1 - Conversione numerica utilizzata per i substrati dominanti nel tratto fluviale.

Tipo di substrato	Codice	Valore numerico
Roccia/bedrock	BE	8
Massi/boulder	BO	7
Pietre/cobble	CO	6
Pietre-ghiaia/ Gravel-pebble (pietre dominanti)	GPP	5.5
Pietre-ghiaia / Gravel-pebble	GP	5
Pietre-ghiaia / Gravel-pebble (ghiaia dominante)	GPG	4.5
Sabbia/Sand	SA	4
Limo/Silt	SI	3
Argilla/Clay	CL	2
Torba/Peat	PE	1
Substrato artificiale/Artificial	AR	0

Sono inoltre stati considerati nell'analisi svariati rapporti e combinazioni lineari e non di alcune delle variabili (qui non riportati).

Il dataset utilizzato per l'analisi comprende i tratti fluviali investigati in Sardegna per i progetti INHABIT (maggio 2011, Cazzola et al.,

2012) e MICARI (Cazzola et al., op.cit). Al fine di escludere il probabile disturbo dovuto alle alterazioni morfologiche eventualmente presenti (alveo e sponde), sono stati utilizzati solo tratti fluviali con HMS (Habitat Modification Score) $<$ 25; per l'interpretazione di tale descrittore e dell'HQA, si veda (Buffagni et al., 2010).

3. PARTE A. STIMA DELLA PORTATA FLUVIALE SULLA BASE DI PARAMETRI MORFOMETRICI E DI FLUSSO RACCOLTI CON IL METODO CARAVAGGIO

3.1 Relazione Portata/Parametri morfometrici

La relazione tra portata superficiale e parametri morfometrici può essere ricercata attraverso la formulazione di Chezy. In fluidodinamica questa formulazione descrive la velocità del flusso in condizioni differenti nei canali a pelo libero (Martin & McCutcheon, 1999):

$$Q = A \cdot V$$

$$V = \chi \sqrt{Ri}$$

$$\chi = f(k_s, R)$$

dove Q è la portata fluviale.

A è l'area bagnata della sezione fluviale,

V è la velocità della corrente [$m s^{-1}$],

χ è il coefficiente di Chezy [$s m^{-2}$],

R è il raggio idraulico [m],

i è la pendenza dell'alveo [m/m],

k_s è il coefficiente di scabrezza.

Il k_s è stato qui stimato mediante l'implementazione di tre differenti metodologie: Gauckler-Strickler (Gauckler, 1868), Bathurst (Bathurst, 1985), e Cowan (Cowan, 1956), di seguito nominate rispettivamente come $Ks_Strickler$, $Ks_Bathurst$ e Ks_Cowan .

Di norma, questi parametri non sono rilevati/stimati durante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO. Per questo motivo, essi dovranno essere derivati sulla base dei parametri che, invece, vengono rilevati.

Assumendo una sezione bagnata triangolare, sono stati stimati: l'area della sezione $A = h^*$

$TchWidth/2$ (dove h è il battente idraulico e $TchWidth$ è la larghezza totale dell'alveo) e il raggio idraulico $R = A/P$, dove P è il perimetro bagnato. Il coefficiente di scabrezza è stato stimato mediante l'utilizzo dei seguenti parametri: pendenza del fiume (i); tipo di flusso (primario e secondario) ($Flow1$; $Flow2$); Substrato (Sub); Tipo di vegetazione in alveo (Veg); Granulometria (g); Sinuosità (s), quest'ultima definita secondo Cowan 1956.

3.2 Relazione Velocità/Parametri morfometrici

Abbiamo già ricordato come nel database utilizzato per stimare la portata sulla base dei parametri morfometrici manchino informazioni in merito alla velocità della corrente. Per questo motivo, si è utilizzato qui il database 2, derivato da campagne sperimentali nelle quali sono state raccolte informazioni in merito alla velocità di corrente, ai tipi di flusso (*flow types*) e ad altre variabili potenzialmente utili allo scopo, al fine di valutare le relazioni tra la velocità e le stesse variabili. Come già visto, i tipi di flusso, nel metodo CARAVAGGIO, sono riferibili a 8 differenti "classi" (NP, SM, RP, CH, EW, BW, FF, CF).

Nell'analisi effettuata tra tipi di flusso e velocità di corrente, è stata valutata la presenza di possibili outliers ($> q_3 + 1.5 \cdot (q_3 - q_1)$; $< q_1 - 1.5 \cdot (q_3 - q_1)$) nella serie di dati di velocità analizzata, provvedendo ad eliminarli qualora presenti; si è quindi valutato se i valori di velocità osservati per i diversi tipi di flusso risultassero significativamente differenti da quelli della prima classe (NP), per definire l'intercetta del modello. Infine, è stato sviluppato un semplice modello stocastico per la stima della velocità di corrente a partire dal tipo di flusso (*flow type*) osservato.

Tale modello, di tipo "dummy", ha la seguente forma:

$$V = \beta + \alpha_{SM}SM + \alpha_{RP}RP + \alpha_{EW}EW + \alpha_{BW}BW + \alpha_{CH}CH + \alpha_{CF}CF + \alpha_{FF}FF,$$

dove:

- SM, RP, CH, EW, BW, FF, CF sono le variabili "dummy" le quali assumono valore "1" se

l'osservazione appartiene a quella specifica classe e "0" nel caso contrario;

- β è l'intercetta del modello ed è stimato sulla base della prima classe "NP";

- gli α rappresentano i valori che, differenti per ciascuna classe, sommati a β danno il valore della velocità media (o mediana, si veda il seguito).

3.3 Sviluppo del modello stocastico per la stima della portata - analisi

Una volta stabilita la relazione tra la portata fluviale e i parametri morfometrici raccolti e, separatamente, tra la velocità dell'acqua e i tipi di flusso (*flow types*) rilevati in campo, siamo stati in grado di sviluppare un modello stocastico del tipo $Q=A \cdot V$.

Nell'ambito dell'attività, sono state analizzate le relazioni reciproche tra la portata e i parametri morfometrici raccolti e tra misure di velocità e i tipi di flusso. Data la natura (qualitative e quantitative) differente di tali variabili, queste relazioni sono state testate attraverso l'utilizzo di diverse tecniche statistiche quali: modelli lineari tra le variabili quantitative; correlazioni poliseriali tra variabili qualitative e quantitative (Drasgow, 1986); correlazioni policoriche tra variabili qualitative (Drasgow, 1986).

In statistica, le correlazioni policoriche rappresentano una tecnica per la stima delle correlazioni tra due variabili inferenziali continue con distribuzione normale da due variabili ordinali osservate (Mainyu, 2012). Le correlazioni poliseriali, invece, rappresentano una tecnica di analisi tra due variabili continue con una distribuzione bivariata normale, dove una sola variabile sia osservata direttamente. Informazioni in merito alle variabili non osservate si ottengono mediante l'utilizzo di variabili ordinali osservate, derivate classificando i loro valori in un numero finito di valori discreti e ordinati. (Olsson et al., 1982). Il coefficiente di Spearman "rho" è l'indice di

correlazione utilizzato usualmente nel caso di relazioni tra variabili ordinali qualitative o tra una variabile qualitativa e una quantitativa. Esso rappresenta la capacità di una funzione monotona di descrizione della relazione tra due variabili. Se non ci sono valori ripetuti il coefficiente di Spearman varia tra +1 e -1 (Myers et al., 2003). Al fine di sviluppare correlazioni di tipo policorico e poliseriale, sono state utilizzate le funzioni contenute nel package "polycor" del software R e le relazioni ottenute sono state valutate mediante il valore di "rho". La significatività delle correlazioni è stata testata attraverso analisi inferenziale parametrica (coefficiente di correlazione, r), mediante un test di Student, per n-1 gradi di libertà (Venables & Ripley, 2002).

3.3.1 Relazione Portata / Parametri morfometrici

Nell'ambito dell'attività il cui scopo era la definizione della relazione tra portata osservata e parametri morfometrici dell'alveo fluviale, abbiamo sviluppato una matrice di correlazione diagonale tra i parametri elencati nel relativo paragrafo della metodologia. Poiché alcuni dati grezzi risultavano avere una distribuzione non normale, il dataset è stato normalizzato mediante trasformazione logaritmica ai dati grezzi.

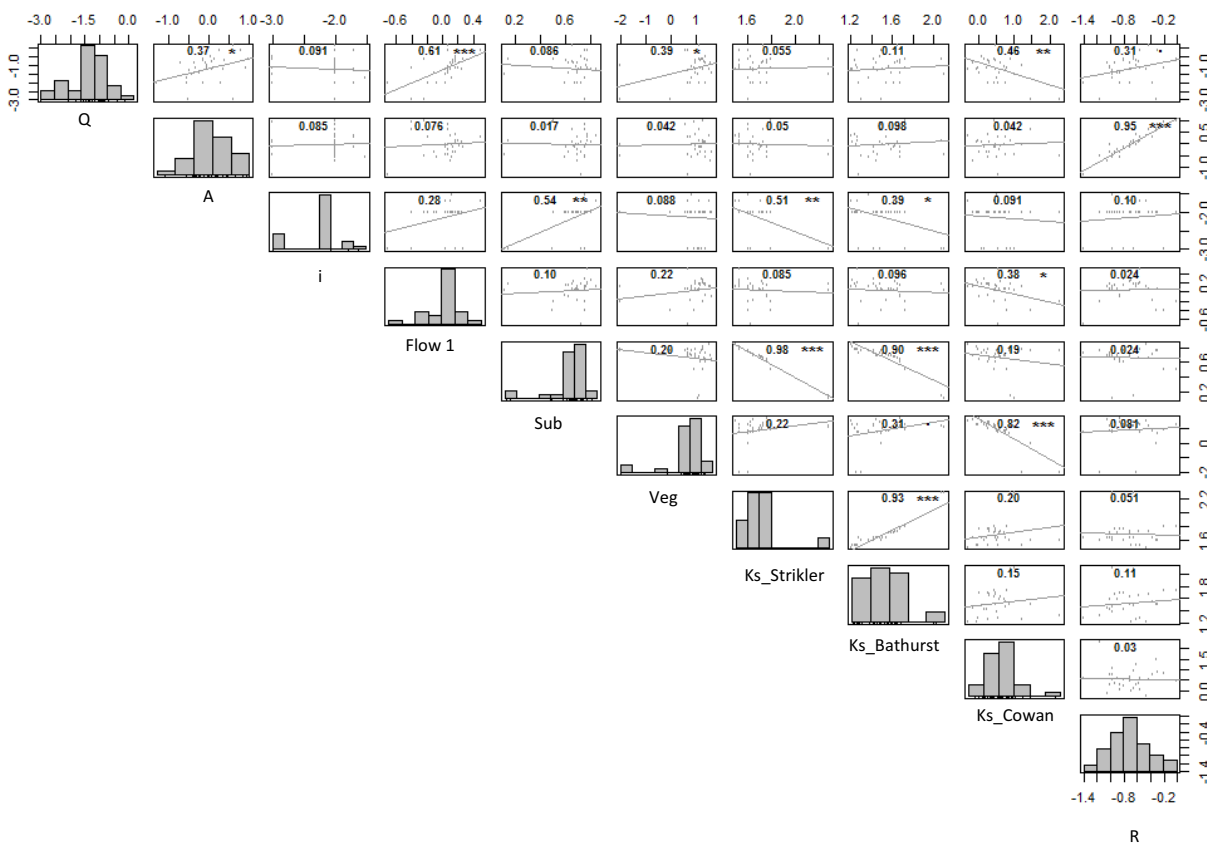


Fig. 2 - Matrice di correlazione diagonale del logaritmo delle principali variabili analizzate al fine di esplorare le relazioni tra la portata fluviale osservata e i parametri morfometrici.

Tab. 2 - Elenco dei modelli testati con relativo indice di correlazione (r) e livello di significatività ('***' p<0.001; '**' p<0.01; '*' p<0.05; '.' p<0.1; '' p≤1).

Linear Models	r	significance
Q = f (A)	0.37	*
Q = f (i)	0.091	
Q = f (Ks_Strikler)	0.055	
Q = f (Ks_Bathurst)	0.11	
Q = f (Ks_Cowan)	0.46	**
Q = f (R)	0.31	.

Polyserial Models	rho	significance
Q = f (Flow)	0.61	***
Q = f (Sub)	-0.086	
Q = f (Veg)	0.39	*

La distribuzione di frequenza delle variabili analizzate e le loro relazioni reciproche sono riportate in figura 2. La Tabella 2 mostra i risultati dei modelli stocastici sviluppati tra la portata e i parametri morfometrici analizzati. Come è possibile osservare, esistono delle buone relazioni tra portata e area bagnata, tipo di flusso, tipo di vegetazione in alveo e coefficiente di scabrezza stimato con la metodologia di Cowan. Il modello con il più alto valore di significatività è quello che lega la portata al tipo di flusso $Q = f(\text{Flow})$ ($\rho = 0.61$, $p < 0.001$). È inoltre possibile osservare che la portata è anche associata all'area bagnata. Questo è in accordo con quanto atteso in considerazione della legge di Chezy ($Q = f(A, V)$), a patto che il tipo di flusso sia strettamente relazionato con la velocità del flusso come è verosimile che sia. È possibile inoltre osservare l'esistenza di una relazione significativa tra portata e coefficiente di scabrezza di Cowan. Considerando, però, che tale coefficiente è funzione della vegetazione in alveo, anch'essa relazionata con la portata, del substrato e di altri parametri morfometrici, e considerando che il coefficiente di scabrezza risulta auto-correlato con il tipo di flusso, tale

parametro non è stato infine considerato nello sviluppo del modello.

3.3.2 Relazione Velocità / Parametri morfometrici

-Valutazione dei possibili outlier e loro esclusione

In figura 3, sono raffigurate le velocità osservate in funzione del tipo di flusso mediante l'utilizzo di boxplot che mettono in evidenza i valori mediani, 25° e 75° percentile, minimo, massimo e gli outlier riscontrati.

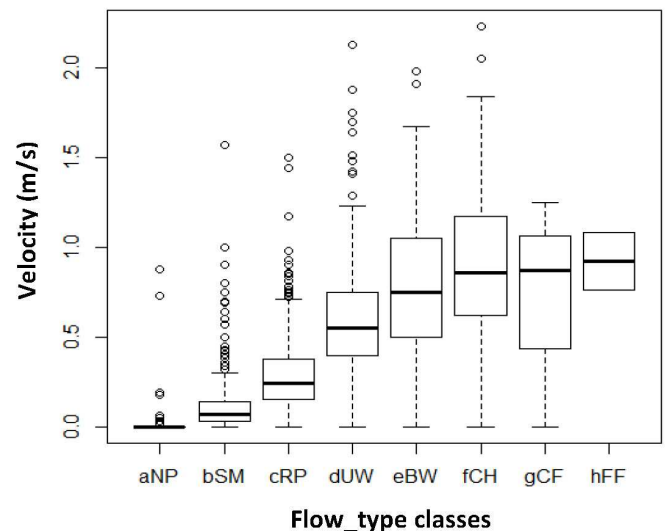


Fig. 3 - Boxplots della velocità di corrente in accordo al tipo di flusso (classi).

In Figura 4, analoga a Figura 3, sono stati esclusi gli outlier identificati.

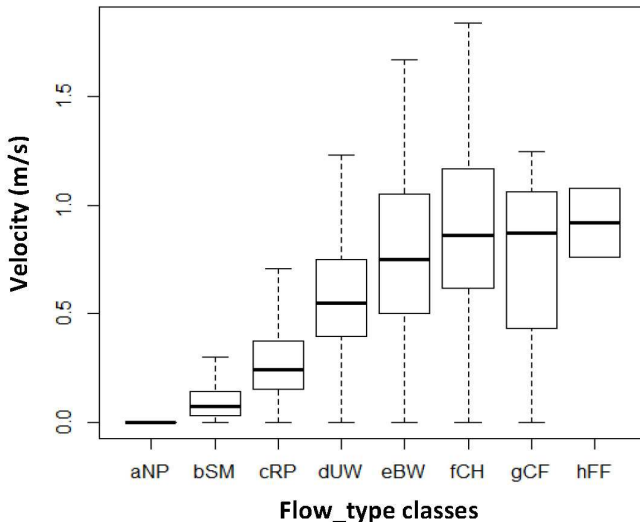


Fig. 4 - Boxplots della velocità di corrente in accordo al tipo di flusso, outlier esclusi.

-Stima della velocità a partire dal tipo di flusso

Il primo step nello sviluppo del modello è stato quello di ordinare le classi di *flow type* sulla base della media, in un caso, e della mediana, nell'altro, dei valori di velocità associati. Una volta ordinate le classi del tipo di flusso in relazione alle velocità del flusso idrico, il successivo step è stato quello di sviluppare un modello discreto tra la velocità e l'informazione qualitativa fornita dal tipo di flusso. Come visto al § 3.2, il modello lineare avrà un'intercetta e sette coefficienti angolari, uno per ciascun tipo di flusso. Di seguito riportiamo i risultati ottenuti dall'analisi (funzione 'summary', software R; in grassetto, la riga di comando). In primo luogo abbiamo testato se ogni gruppo fosse significativamente diverso dal primo, ovvero dal gruppo con la velocità associata più bassa, che nel nostro caso di studio risulta di norma nulla.

```
lm(formula = dati_vel$vel_m ~ flow.f)
```

Residuals:

```
Min 1Q Median 3Q Max
-0.87584 -0.05773 0.00000 0.03227 0.96416
```

Coefficients:

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 5.960e-17 6.741e-03 0.000 1
flow.fbSM 8.547e-02 1.012e-02 8.446 < 2e-16 ***
flow.fcRP 2.577e-01 1.035e-02 24.906 < 2e-16 ***
```

```
flow.fdUW 5.637e-01 1.246e-02 45.245 < 2e-16 ***
flow.feBW 7.855e-01 1.565e-02 50.178 < 2e-16 ***
flow.ffCH 8.758e-01 2.040e-02 42.937 < 2e-16 ***
flow.fgCF 7.067e-01 9.777e-02 7.228 6.87e-13 ***
flow.fhFF 9.200e-01 1.196e-01 7.689 2.27e-14 ***
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.1689 on 2069 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.7186, Adjusted R-squared: 0.7176

F-statistic: 754.6 on 7 and 2069 DF, p-value: < 2.2e-16

Tutte le classi (i.e. tipi di flusso) sono significativamente differenti dalla prima; i gruppi sono caratterizzati da un p value < 0.001 ('***'). Per questo motivo, il coefficiente del primo gruppo può essere considerato l'intercetta del modello lineare sviluppato ($5.9 * 10^{-17} = 0$).

Utilizzando il valore medio di velocità associate a ciascuna classe di tipo di flusso abbiamo ottenuto il modello: $y = 0 + 0.09 SM + 0.26 RP + 0.56 UW + 0.79 BW + 0.88 CH + 0.71 CF + 0.92 FF$. Utilizzando invece la mediana delle velocità associate a ciascuna classe di tipo di flusso abbiamo ottenuto il modello: $y = 0 + 0.06 SM + 0.23 RP + 0.53 UW + 0.73 BW + 0.86 CH + 0.87 CF + 0.92 FF$.

3.3.3 Stima della portata e selezione del modello

Seguendo la metodologia descritta in Figura 1, abbiamo quindi stimato la portata del fiume mediante la formula: $Q = A \times V$, dove l'Area (misurata) è moltiplicata per la velocità del flusso (stimato sulla base del tipo di flusso come descritto nel § 3.3.2).

Successivamente, le portate fluviali così stimate sono state comparate con quelle misurate al fine di valutare la bontà del modello sviluppato. La comparazione è stata effettuata utilizzando la portata stimata sia sulla base del modello che utilizza la velocità media rispetto al tipo di flusso, sia quello che utilizza il valore mediano. Questo modello è stato inoltre testato utilizzando diverse proporzioni tra tipo di flusso primario (FLOW1) e tipo di flusso secondario

(FLOW2), sempre registrati durante le applicazioni in campo del metodo CARAVAGGIO.

I livelli di correlazione (r) e di significatività sono simili per tutte le regressioni sviluppate. Inoltre, non sono state osservate differenze sostanziali nell'utilizzo della velocità media o mediana (si veda il § precedente) nei modelli e neanche differenze dovute all'utilizzo di diverse proporzioni tra tipo di flusso primario e secondario per la stima della velocità. Il miglior risultato è stato ottenuto utilizzando la velocità media per la stima della velocità sulla base del tipo di flusso e l'uso di una proporzione tra tipo di flusso secondario e primario pari a 0.1/0.9.

4. PARTE B. SVILUPPO DI UN MODELLO PER DERIVARE IL CARATTERE LENTICO LOTICO (LRD) DALLA PORTATA

Relazione carattere lentico-lotico / portata.

Disporre di strumenti per la stima del carattere lentico-lotico (LRD) a partire dai valori osservati di portata superficiale è di particolare utilità per poter porre in relazione diretta quest'ultima con lo stato ecologico. A partire dai dati di portata esistenti, sarà possibile derivare il corrispondente valore di LRD, a sua volta utilizzato per calcolare il valore di STAR_ICMi atteso per tali condizioni (si vedano i due contributi successivi). In questo paragrafo, sono brevemente illustrate la relazione tra portata e LRD e la procedura seguita per derivarla.

Per derivare il modello di stima dei valori di LRD da valori di portata si è partiti da due presupposti principali:

- 1) includere per quanto possibile le variabili in grado di esprimere, almeno teoricamente, i fattori considerati nella formulazione del descrittore LRD, come calcolato mediante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO;
- 2) possibilità di reperire facilmente le informazioni necessarie, senza o con

modestissimo impegno sperimentale in campo.

Il modello di regressione

In prima approssimazione, si è utilizzato un modello di regressione lineare (*forward stepwise*, variabile dipendente LRD, variabili indipendenti: § 2.2). Il modello ottenuto, altamente significativo, ha portato alla selezione delle seguenti variabili: LnQ, Substrato, HQA e TchWidth. Quest'ultima variabile è stata mantenuta nel modello, nonostante una scarsa significatività, in quanto ritenuta importante per eventuali calibrazioni sito-specifiche. La regressione, per la quale è riportata una sintesi di seguito, si caratterizza per: Adjusted $R^2=0.5907$, $F(4,34)=14.711$, $p<.00000$, Std.Error of estimate: 18.523, $N_{tot}=39$.

	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(34)	p-level
Intercept			97.04	20.21	4.80	0.00003
LnQ	-0.64	0.11	-7.94	1.40	-5.67	0.00000
Substrato	-0.45	0.11	-13.10	3.08	-4.26	0.00015
HQA	-0.24	0.11	-0.65	0.29	-2.23	0.03255
TchWidth	0.17	0.11	0.34	0.23	1.46	0.15319

La funzione definita è quindi: $LRD = 97 - 7.94 \cdot LnQ - 13.1 \cdot Substrato - 0.65 \cdot HQA + 0.34 \cdot TchWidth$. I valori medi e la deviazione standard delle variabili in esame sono:

	Means	Std.Dev.
LnQ	-3.3	2.3
substrato	5.2	1.0
HQA	48.8	10.6
TchWidth	13.9	14.1
LRD	28.3	29.0

I coefficienti di correlazione semplice tra le variabili sono i seguenti:

	LnQ	substrato	HQA	TchWidth	LRD tot
LnQ	1.00	-0.04	-0.05	0.39	-0.54
substrato	-0.04	1.00	0.21	-0.09	-0.49
HQA	-0.05	0.21	1.00	0.01	-0.30
TchWidth	0.39	-0.09	0.01	1.00	-0.05
LRD	-0.54	-0.49	-0.30	-0.05	1.00

Sulla base dell'applicazione del metodo CARAVAGGIO (e quindi del calcolo dell'LRD) effettuata in campo, nel caso di alcuni corpi idrici - per i quali si presenteranno esempi nei prossimi contributi - è stata operata una calibrazione sito specifica. Essa ha lo scopo di adattare la curva alle condizioni morfologiche e di habitat effettivamente riscontrate in campo, limitando lo scarto tra valore atteso e osservato (i.e. che si ritiene qui accettabile se inferiore a 10 unità di LRD, cioè ½ classe di carattere lenticolo-tico e ≈ 6% del range osservabile). A tal fine, si è intervenuti sul fattore positivo da inserire in argomento al Ln, per limitare lo scarto atteso/osservato garantendo anche che il valore di LRD ottenuto con $Q \approx 0$ si attesti intorno a 100. Infine, è stato inserito un fattore moltiplicativo, anch'esso sito-specifico e derivato empiricamente, al fine di ottenere una migliore corrispondenza di scala tra i valori osservati e quelli stimati (i.e. range massimo teorico di LRD tra ≈ -65 e +100). Tale fattore varia orientativamente tra 0.7 e 2.4 (spesso è pari a 1.7), in funzione delle caratteristiche dell'alveo.

A valle di tali tarature (CSS), in molti casi, è stato infine possibile derivare relazioni logaritmiche con stima dell'LRD in funzione della sola portata e.g. $LRDest_{CSS} = -16.12 \cdot \ln(Q) - 44.7$ (per la stazione Mortorinci REF, rilievo INHABIT del 14.3.2013).

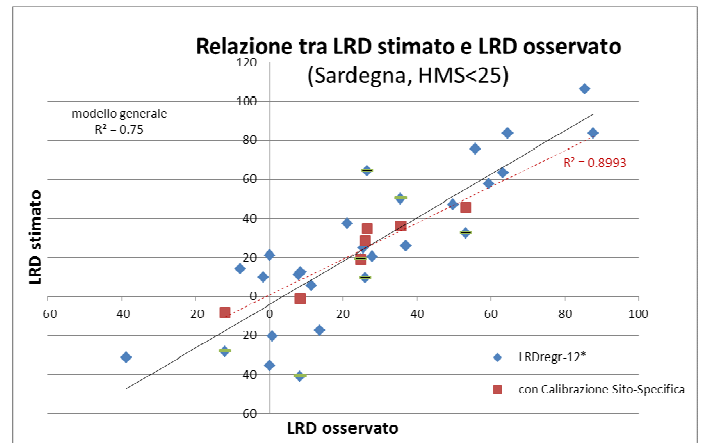


Figura 5 - Relazione tra i valori di LRD osservati, i.e. applicazione in campo del metodo CARAVAGGIO, e stimati mediante regressione multipla; fiumi della Sardegna (HMS<25).

In Figura 5 è riportata la relazione tra i valori di LRD osservati (applicazione in campo del metodo CARAVAGGIO) e stimati mediante la regressione multipla sopra descritta. I punti blu si riferiscono al modello generale (con fattore moltiplicativo pari a 1.7), mentre quelli rossi - relativi ad alcuni corpi idrici rappresentativi - rappresentano CI per i quali è stata effettuata la calibrazione sito-specifica (CSS) al modello, alcuni da un dataset indipendente i.e. campagna INHABIT del marzo 2013. In entrambi i casi, il valore di R^2 è > 0.70; per i modelli corretti sulla base del dato sperimentale di campo, l' R^2 si approssima a 0.9. Ciò testimonia buone prospettive nell'utilizzo dell'approccio e delle relazioni qui evidenziati e consente di attendersi una ragionevole verosimiglianza di quanto presentato nei successivi contributi.

5. CONCLUSIONI

È stato possibile derivare un modello utile a stimare la portata fluviale sulla base dei dati raccolti mediante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO. Questo modello si basa su una relazione, qui definita, tra velocità di corrente e tipo di flusso (*flow type*) osservato. Il modello potrà essere utilizzato per derivare un valore di portata puntuale per ciascuna applicazione di CARAVAGGIO.

Inoltre, è stata descritta, mediante regressione multipla, la relazione che lega il carattere lenticolo-tico (LRD) alla portata superficiale osservata in alveo, alla ricchezza e diversificazione degli habitat presenti, alla granulometria dominante e alla larghezza dell'alveo. La funzione generale ottenuta, che sarà ulteriormente testata e sviluppata, anche in aree geografiche diverse, può già oggi essere localmente affinata sulla base di dati rilevati in campo mediante il metodo CARAVAGGIO (anche 1 sola applicazione), migliorando la stima dell'LRD. Questa relazione consentirà di determinare il carattere lenticolo-tico nei fiumi sardi sulla base dei valori di portata disponibili; a sua volta, il carattere lenticolo-tico consentirà di stimare lo stato ecologico (almeno per gli invertebrati bentonici) ottenibile in quelle condizioni di portata (si vedano i due prossimi contributi). La relazione evidenziata possiede inoltre notevoli potenzialità nella valutazione simultanea di aspetti qualitativi e quantitativi nel definire potenziali effetti sulle biocenosi acquatiche.

BIBLIOGRAFIA

- BATHURST J.C., 1985. Flow Resistance Estimation in Mountain Rivers, *Journal of Hydraulic Engineering ASCE*, Vol 111, pp. 625-641.
- BROOKES A., 1994. River Channel change. In *The River Handbook*. Vol.2. Calow & Petts (Eds.). Cambridge. Pp 55-76.
- BUCHANAN, T.J., & SOMERS, W.P., 1969, Discharge measurements at gaging stations: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 3, chap A8, 65 p. (<http://pubs.usgs.gov/twri/twri3a8/>)
- BUFFAGNI A., KEMP J.L., 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European rivers. *J Limnol* 61(2):199–214.
- BUFFAGNI A., ERBA S., CIAMPITIELLO M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA* 12:32–46.
- BUFFAGNI A., ERBA S., DEMARTINI D., 2010. Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it
- BUFFAGNI A., D. DEMARTINI & L. TERRANOVA, 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. *Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R.*, Roma, 1/i, 262 pp.
- CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & A:BUFFAGNI, 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico – Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT – LIFE ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it
- COWAN W.L., 1956. Estimating hydraulic roughness coefficients: *Agricultural Engineering*, v. 37, no. 7, p. 473-475
- Martin & McCutcheon, 1999, *Hydrodynamics and Transport*, Lewis.
- DRASGOW F., 1986. Polychoric and Polyserial Correlations. *Encyclopedia of Statistical Sciences*, vol. 7, ed. S. Kotz and N. L. Johnson, New York: John Wiley & Sons, 68–74.
- GAUCKLER P. G., 1868. Du mouvement de l'eau dans les conduits. *Annales de Ponts et Chaussées* 15 (4), 229– 281.
- GORE J.A., LAYZER J.B. & Mead J., 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream and river

- restoration. *Regular Rivers Research Management*, 17, 527–542.
- HYNES, H. B. N., 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto. 555 pp.
- MAINYU E.A., 2012. *Polychoric Correlation*. Book. http://books.google.it/books?id=aiaUt_gAACAAJ. ISBN. 9786200718969.
- MARTIN & MCCUTCHEON, 1999, *Hydrodynamics and Transport*, Lewis.
- MÉRIGOUX S. & DOLÉDEC S., 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49, 600– 613.
- MYERS J. L., WELL, ARNOLD D., 2003. *Research Design and Statistical Analysis* (2nd ed.). Lawrence Erlbaum, p. 508, ISBN 0-8058-4037-0.
- OLSSON U., DRASGOW F., AND DORANS N. J., 1982. The Polyserial Correlation Coefficient. *Biometrika*, 47, 337–347.
- STAZNER B. & HIGLER B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- URBANIC G., TOMAN M.J. & KRUSNIK C., 2005. Microhabitat type selection of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in a shallow lowland stream. *Hydrobiologia* 541:1–12.
- VENABLES W. N. & B. D. RIPLEY, 2002. *Modern Applied Statistics with S*, 4th ed. Springer, New York: 495 pp.

I3D1.4 - INVERTEBRATI BENTONICI E VARIABILITÀ DI HABITAT NEI FIUMI: DEFINIZIONE DEI VALORI DI RIFERIMENTO IN AREA MEDITERRANEA IN FUNZIONE DEL CARATTERE LENTICO-LOTICO

Erba S.¹, M. Cazzola¹, A. De Girolamo², L. Marziali¹, G. Pace¹ e A. Buffagni¹

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via del Mulino 19, 20861 Brugherio (MB)

² CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via F. De Blasio, 5 70123 Bari

1. INTRODUZIONE

Uno dei concetti chiave per una corretta applicazione della WFD (EC/2000/60) è la definizione delle condizioni di riferimento. I giudizi di qualità per i singoli elementi biologici vengono infatti espressi come valori di EQR (*Ecological Quality Ratio*), cioè come rapporto tra condizioni osservate e condizioni attese nei siti di riferimento. La definizione delle condizioni di riferimento rappresenta un passaggio critico sia dal punto di vista abiotico che biotico. Allo stato attuale di conoscenza, sono disponibili molti lavori che indicano in quale modo sia possibile procedere per definire le condizioni di riferimento (e.g. Chaves et al., 2006; Erba et al., 2009; Fejo et al., 2013; Pardo et al., 2012; Sánchez-Montoya et al., 2009). Molti lavori sono derivati dalle attività svolte in contesto Europeo e, più in dettaglio, nell'ambito dei gruppi di lavoro che hanno affrontato l'intercalibrazione (i.e. confronto e taratura) dei risultati dei metodi di biologici in uso nei diversi Stati Membri per la classificazione dello stato ecologico (Erba et al., 2009; Fejo et al., 2013; Pardo et al., 2012). Dal punto di vista dei criteri abiotici da utilizzare per decidere quali tratti fluviali possano essere candidati a siti di riferimento, possiamo considerare il processo concluso. In Italia, è attualmente in uso una procedura che si basa su quanto descritto originariamente in

Buffagni et al. (2008), successivamente ripreso in Buffagni & Erba (2014). Una volta selezionato un tratto fluviale come 'sito di riferimento' è necessario procedere nella definizione dei valori biologici di riferimento. In questo ambito, e cioè in assenza di pressioni di origine antropica, è necessario tenere in considerazione che la maggior quota di variabilità delle metriche biologiche è legata agli aspetti di habitat e, in particolare, al carattere lenticico-lotico (LRD); a tale riguardo, soprattutto per l'area mediterranea, esiste ormai notevole evidenza (Buffagni 2004; Buffagni et al., 2004; 2009; 2010) e, per approfondimenti, si vedano i precedenti contributi di INHABIT. Parallelamente, durante il progetto INHABIT, oltre ad avere confermato l'importanza di tali fattori di habitat nella definizione dei giudizi di qualità per la componente macrobentonica, è stato proposto per i fiumi della Sardegna un modello in grado di stimare il carattere lenticico-lotico (LRD) a partire dai valori di portata osservati in un dato tratto fluviale (Buffagni et al., 2013a). L'importanza dei fattori di habitat, sebbene nota in letteratura, poco frequentemente è stata quantificata e considerata all'interno dei sistemi di valutazione dello stato ecologico. Al fine di colmare tale lacuna, in INHABIT è stato ideato e messo a punto un approccio che consente una miglior stima delle condizioni di riferimento biologiche, su base sito-specifica, al fine di aumentare l'accuratezza della classificazione (Buffagni et al., 2013b). Obiettivo del presente lavoro è quello di fornire alcuni esempi dei valori di riferimento effettivamente riscontrabili - in un'area test mediterranea (Sardegna) - in funzione di valori stimati di LRD sulla base delle portate attese in corpi idrici scelti a titolo di esempio. L'elemento biologico considerato è quello dei macroinvertebrati bentonici e lo sviluppo delle analisi riguarda quindi l'indice STAR_ICMi. I risultati proposti dovrebbero fornire elementi utili per future impostazioni di piani di campionamento e per la verifica

dell'appropriatezza delle condizioni di riferimento utilizzate per il calcolo degli EQR e per la classificazione.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Dataset portate e valori di LRD

I dati di portata utilizzati, forniti dalla Regione Autonoma della Sardegna (RAS, 1998), si riferiscono alle portate calcolate ai Bacini di Interesse per il Nuovo Studio dell'Idrologia Superficiale della Sardegna (Nuovo SISS). Le serie storiche rese disponibili vanno dal 1922 al 1992; in alcuni casi, i corpi idrici considerati nei progetti INHABIT e MICARI, sono in prossimità di alcune delle sezioni considerate nel SISS per la ricostruzione delle portate in bacini d'interesse, ed è stato quindi possibile utilizzare direttamente i dati ricostruiti dal SISS.

Sebbene ciò non sempre corrisponda al vero, ai fini delle elaborazioni del presente lavoro, i valori di portata utilizzati sono stati ritenuti rappresentativi di condizioni indisturbate dai punti di vista idrologico e idraulico; date le finalità del lavoro, prettamente dimostrative, non si è cioè ritenuto necessario operare esclusivamente su corpi idrici validati come siti di riferimento.

Sulla base dei dati di portata superficiale, sono stati ricavati i valori di LRD attesi utilizzando i modelli messi a punto nel contributo INHABIT I3d1.3 (Buffagni et al., 2013a). I valori medi mensili di LRD ricostruiti sono rappresentati in grafico con indicazione della deviazione standard, calcolata, come la media, sulla serie storica (1922-1992), per ciascun mese.

2.2 Metriche biologiche

Dai valori di LRD modellizzati, sono stati quindi ricavati i valori di STAR_ICMi attesi in funzione dei rispettivi valori di LRD, sulla base dell'approccio e delle funzioni descritti nel contributo INHABIT I3d2.3 (Buffagni et al., 2013b). I valori di STAR_ICMi ricostruiti a partire da valori medi di portata e LRD, per i quali, quindi, non sono attesi i picchi naturalmente osservabili, difficilmente possono

raggiungere i valori osservati in natura. Al fine di garantire che almeno una quota della variabilità naturale sia contemplata, è stato aggiunto uno scarto fisso ai valori di STAR_ICMi ottenuti dal modello, pari a 0.033. In questo modo, il valore massimo ottenibile mediante il modello (adattato al tipo) è pari al valore tabellare al quale viene aggiunta la distanza tra lo stesso e il limite elevato-buono.

I valori di STAR_ICMi ricostruiti sono rappresentati in grafico con la deviazione standard, calcolata sulla serie storica (1922-1992), per ciascun mese. Si è voluto in questo modo rappresentare la variabilità attesa per i valori di STAR_ICMi in funzione della naturale variabilità idrologica e non associare un fattore d'incertezza alla procedura di calcolo dello STAR_ICMi. Peraltro, nella discussione dei grafici presentati non sarà fatta alcuna considerazione su tale variabilità associata allo STAR_ICMi.

Al fine di ottenere un maggiore potenziale informativo e una stima più accurata delle condizioni di riferimento, la procedura qui applicata allo STAR_ICMi può essere applicata alle singole metriche componenti. Date le finalità descrittive del presente contributo, si è qui ritenuto sufficiente illustrare la procedura mediante il solo STAR_ICMi, utile infine per la classificazione dello stato ecologico.

2.3 Corpi idrici e anni considerati

Sebbene i modelli siano stati applicati a un numero elevato di corpi idrici sardi investigati nei progetti INHABIT e MICARI, vengono a titolo esemplificativo riportati i risultati di dettaglio per tre corpi idrici: Flumineddu (M.te Fumai, NU), Castagna (OT) e Foddeddu (OG). Il corpo idrico considerato sul Rio Flumineddu è ritenuto un sito di riferimento ai fini della WFD. La ricostruzione dei valori attesi di LRD e STAR_ICMi è stata effettuata per tutti gli anni disponibili (1922-1992); si è scelto però di rappresentare, a titolo di esempio, quanto ottenuto in quattro soli anni, considerati rappresentativi: 1922 (anno più vecchio), 1945

(periodo intermedio 1), 1975 (periodo intermedio 2: solo Flumineddu) e 1992 (anno più recente). Inoltre, verrà riportato l'andamento generale dei valori di LRD derivati per l'intera serie storica.

3. RISULTATI E ELEMENTI DI DISCUSSIONE

Vengono qui presentati i risultati che mettono in relazione le portate ricavate nel periodo 1922-1992 in Sardegna, i valori di LRD derivati da tali portate e i valori conseguentemente attesi di STAR_ICMi. I risultati consentiranno, ad esempio, di evidenziare quali siano i periodi in cui aspettarsi una maggiore criticità e in quali periodi sarebbe certamente opportuna una correzione sito-specifica dei valori attesi di STAR_ICMi. L'assunto di partenza, anche negli esempi di dettaglio, è che i diversi tratti fluviali considerati siano sostanzialmente esenti da pressioni antropiche (i.e. siti di riferimento o attesi in stato elevato). I modelli utilizzati dovrebbero quindi consentire la "ricostruzione" di valori di STAR_ICMi corrispondenti allo stato elevato.

Nel seguito, a titolo esemplificativo del tipo di previsioni possibili e delle conseguenti considerazioni, si farà riferimento ai tre casi studio sopra definiti.

3.1.1. Flumineddu M.te Fumai

Il primo *step* prevede la ricostruzione dei valori di LRD a partire dalle portate superficiali misurate/ricostruite del periodo 1922-1992. Si possono in primo luogo considerare le portate medie mensili registrate nei diversi anni e si ottiene quanto riportato in Figura 1. Essa riporta come istogrammi i valori di LRD, con la rispettiva deviazione standard, e come punti i valori di portata, derivati come medie di quel mese nei diversi anni. In altre parole, il valore di portata riportato per ciascun mese è derivato dalla media delle registrazioni di portata effettuate in quel mese, ma relative a diversi anni. Il grafico può dare indicazione generale dei periodi più critici nell'anno e, come lecito attendersi, nei mesi estivi si osservano le

portate medie più basse, corrispondenti quindi a valori più elevati di LRD (i.e. prevalenza di caratteristiche di habitat lentiche). Si segnala peraltro che i valori di LRD nei singoli mesi sono caratterizzati da elevata deviazione standard (barre ampie) a testimonianza di forti differenze tra anni differenti; ciò, in accordo con l'elevata variabilità idrologica attesa per i fiumi in area mediterranea, porta a ritenere opportuna una previsione di LRD in funzione della portata osservata nei singoli anni (Fig. 2). In questo modo, la previsione/valutazione di e.g. una potenziale criticità per il campionamento risulterebbe più adeguata, sebbene anche nel considerare i singoli anni l'LRD sarà posto in relazione alle portate medie mensili e non sarà quindi possibile evidenziare eventuali picchi corrispondenti a eventi di piena. Questo problema, ai fini del presente lavoro, è comunque poco rilevante, poiché quello che importa evidenziare in questo contesto sono i periodi di scarsità idrica, dove assai spesso vengono operate le raccolte biologiche ai fini della classificazione. Sarebbe comunque importante, per la corretta pianificazione dei campionamenti e per la valutazione dell'effettiva rappresentatività dei campioni biologici raccolti, poter considerare anche gli eventi di piena.

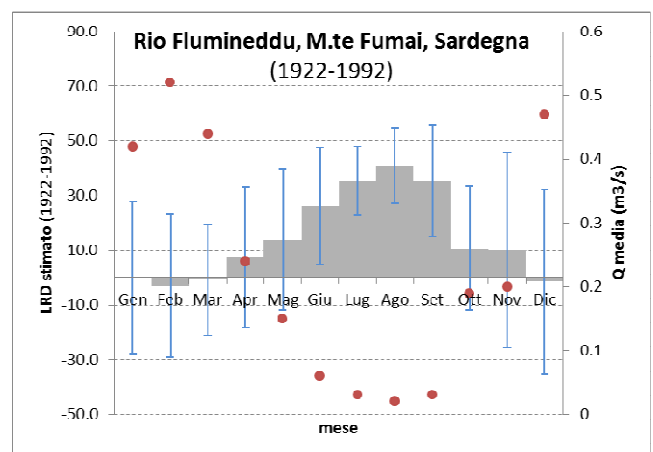


Fig. 1. Valori di LRD stimati sulla base delle serie storiche di portata nel Rio Flumineddu (M. te Fumai) in Sardegna.

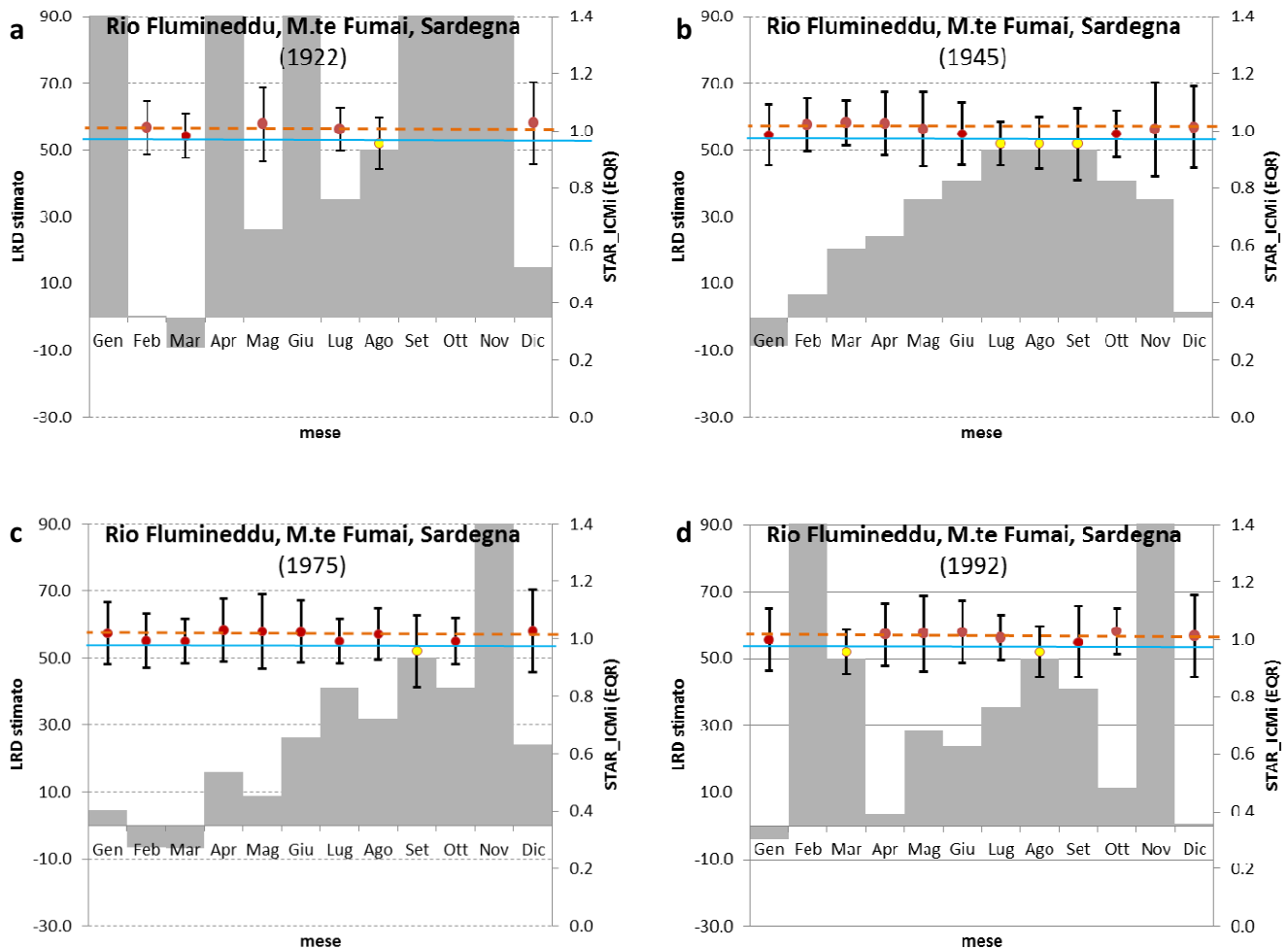


Fig. 2. (a-d). Valori di LRD stimati per il Rio Flumineddu (M. te Fumai) nel 1922, 1945, 1978 e 1992 sulla base della portata superficiale. Sono riportati anche i rispettivi valori attesi di STAR_ICMi, ricostruiti a partire dai valori di LRD. La linea azzurra rappresenta il limite di classe tra lo stato ecologico elevato e il buono. La linea tratteggiata corrisponde ai valori di riferimento tabellari (DM 260/2010) in termini di STAR_ICMi per il tipo fluviale (R-M5, in Sardegna).

In Figura 2 (a-d) si riporta l'andamento dei valori di LRD e dei rispettivi STAR_ICMi per gli anni 1922, 1945, 1975 e 1992 nel Rio Flumineddu a Monte Fumai. La linea azzurra riportata in grafico rappresenta il limite di classe tra lo stato elevato e il buono. I valori modellizzati di STAR_ICMi sulla base dei valori di LRD sono stati convertiti in EQR sulla base dei valori di riferimento attesi per quel tipo fluviale (1.019, linea tratteggiata in grafico).

Dal grafico (Fig. 2a) si evince che, se dovesse verificarsi un'annata idrologica come quella del 1922, per 6 mesi (Gennaio, Aprile, Giugno, Settembre, Ottobre, Novembre) sarebbe

opportuno non campionare (valori di portata fluente in alveo ≈ 0 e rispettivo STAR_ICMi molto basso). In quei mesi, anche se sia rinvenibile acqua in alveo, ci troviamo infatti in una condizione di flusso non 'eureica' (*sensu* Gallart et al., 2012). In generale, si ricorda che un corpo idrico in area mediterranea dovrebbe essere campionato nei periodi per i quali la portata sia abbastanza elevata da consentire la presenza di tutti gli habitat acquatici normalmente rinvenuti nel tratto fluviale, compresa la presenza abbondante di *riffles*, e da consentire la connettività idraulica ottimale tra i diversi habitat (Buffagni & Erba, 2014;

INHABIT I3d4, 2013). Per un mese (agosto: punti gialli di STAR_ICMi), qualora si raccogliesse il dato di benthos, sarebbe opportuna una correzione dei valori di STAR_ICMi (i.e. stima sito-specifica) per evitare di incorrere in una sottostima della qualità ecologica. Per i restanti 5 mesi, il valore di STAR_ICMi che si deriva può risultare effettivamente rappresentativo della qualità del tratto fluviale investigato e, comunque, non sarebbe influenzato da valori di LRD non ottimali. Nel 1945 (l'anno più piovoso tra i quattro rappresentati), non si osserva mai assenza di portata fluente (sui valori medi, almeno), ma per almeno 3 mesi i valori di STAR_ICMi previsti sulla base dell'LRD necessiterebbero di adeguate correzioni (Fig 2b). In particolare, valori critici di LRD corrispondenti a STAR_ICMi non rappresentativi dell'effettiva qualità del tratto fluviale si osservano nei mesi estivi. Anche gennaio può risultare critico, in questo caso per via del grado di loticità (LRD negativi). Nel 1975 (Fig. 2c), solo un mese si caratterizza per l'assenza di flusso. Si rileva però che tale mese è quello di Novembre, mentre in generale in estate i valori di LRD attesi non sono particolarmente critici, se non per settembre, dove i valori di STAR_ICMi attesi sono inferiori allo stato elevato per il tratto investigato. Infine, nell'anno 1992 (Fig. 2d), l'anno più recente per cui si dispone di dati utili per la stima dell'LRD, i mesi critici per assenza di flusso sono Novembre e Febbraio. Complessivamente, per 2 mesi la qualità del tratto fluviale verrebbe sottostimata di una classe e quindi sarebbe necessaria la correzione sito-specifica dei valori attesi di STAR_ICMi.

3.1.2. Rio Castagna

Come effettuato per il Flumineddu, anche per il rio Castagna (Fig. 3) è stata effettuata una stima dei valori di LRD (media mensile), sulla base delle portate medie registrate nei singoli mesi nel periodo 1922-1992. Anche per il

Castagna dal grafico che rappresenta la variabilità annuale dell'LRD si evince come il periodo che sembra più critico, in termini di scarsità d'acqua sia quello estivo (Luglio-Settembre).

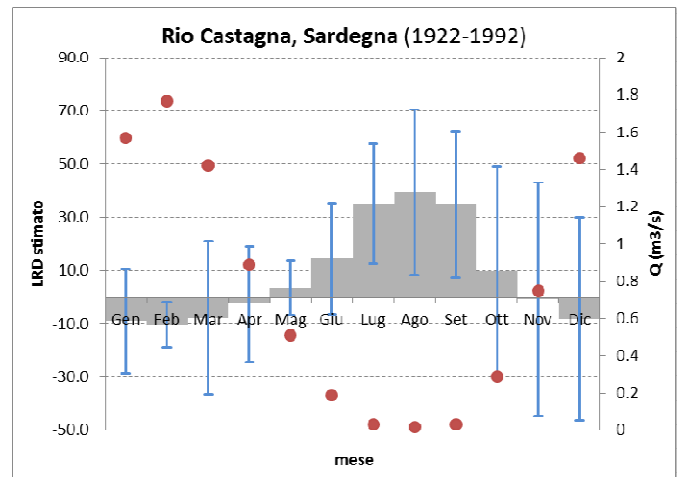


Fig. 3. Valori di LRD stimati sulla base delle serie storiche di portata superficiale nel Rio Castagna, in Sardegna.

Le proiezioni di LRD e relativi STAR_ICMi effettuate per i singoli anni (Figura 4 a-c) mostrano un quadro differente rispetto a quello mediato sui 70 anni (Fig. 3). Nel 1922 (Fig. 4a), ci sono almeno 4 mesi nei quali il flusso in alveo è 0, due sono mesi estivi, ma gli altri due sono Ottobre e Dicembre. Anche l'analisi del 1992 (Fig 4c) mostra un quadro molto diverso da quello generale (media serie storica), evidenziando che in nessun mese estivo la portata è nulla, ma individua ottobre e novembre come mesi in cui la portata è pari a 0. In generale, i valori di STAR_ICMi previsti su base modellistica a partire dall'LRD sembrano, nel caso del Castagna, risentire degli effetti dell'LRD soprattutto per quanto riguarda i valori lotici; sono quindi le condizioni lotiche che rendono necessarie nel Castagna le correzioni nei valori attesi di STAR_ICMi.

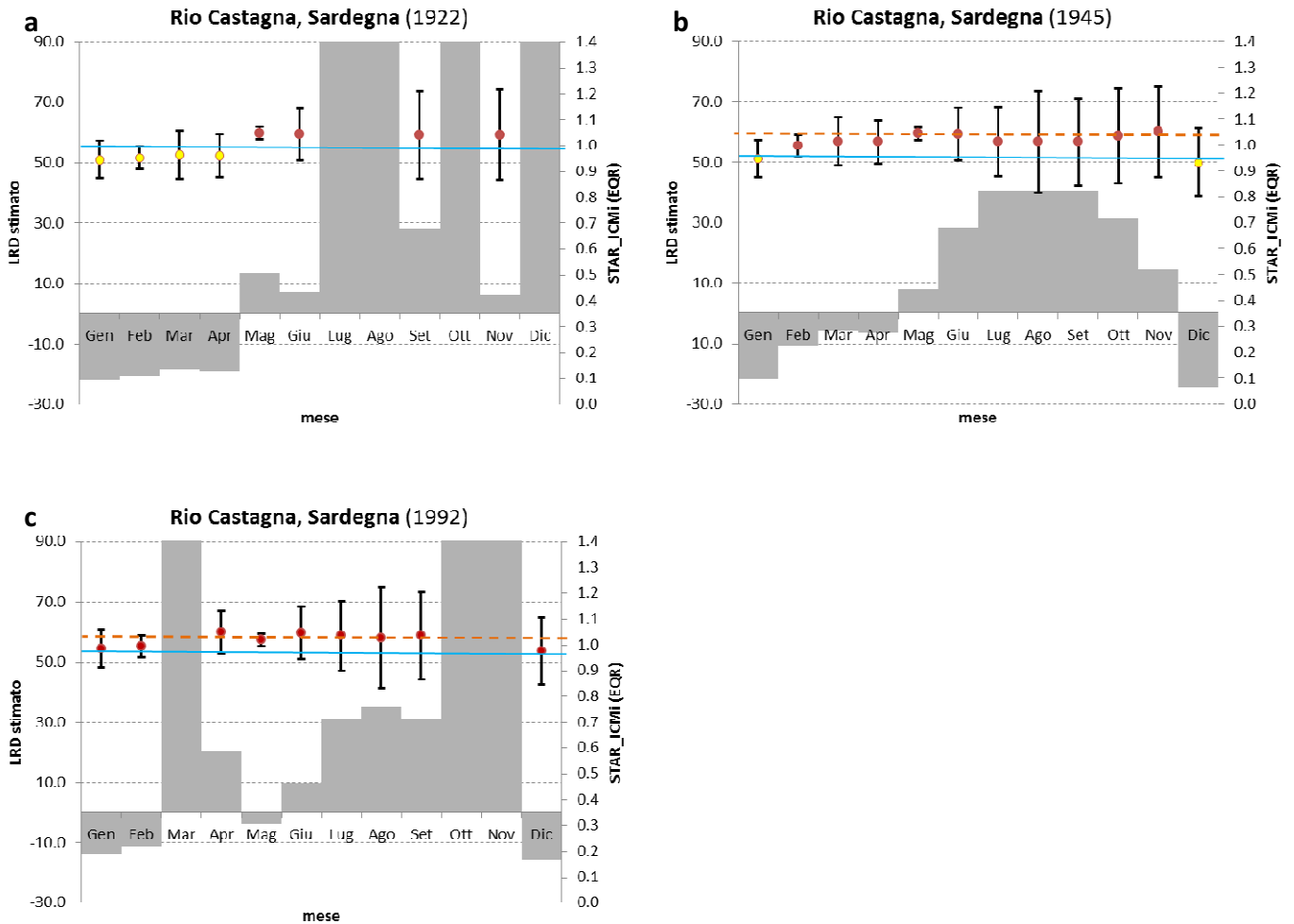


Fig. 4. (a-c). Valori di LRD stimati per il Rio Castagna nel 1922, 1945, e 1992 sulla base della portata superficiale. Sono riportati anche i rispettivi valori attesi di STAR_ICMi, ricostruiti a partire dai valori di LRD. La linea azzurra rappresenta il limite di classe tra lo stato ecologico elevato e il buono. La linea tratteggiata corrisponde ai valori di riferimento tabellari (DM 260/2010) in termini di STAR_ICMi per il tipo fluviale (R-M5, in Sardegna).

3.1.3. Foddeddu

La Figura 5, per il Rio Foddeddu, riporta i valori di LRD mensili stimati sulla base delle portate dell'intera serie storica (1922-1992) ed evidenzia ancora una volta come l'estate (da giugno ad agosto) possa essere un periodo critico per la classificazione dello stato ecologico.

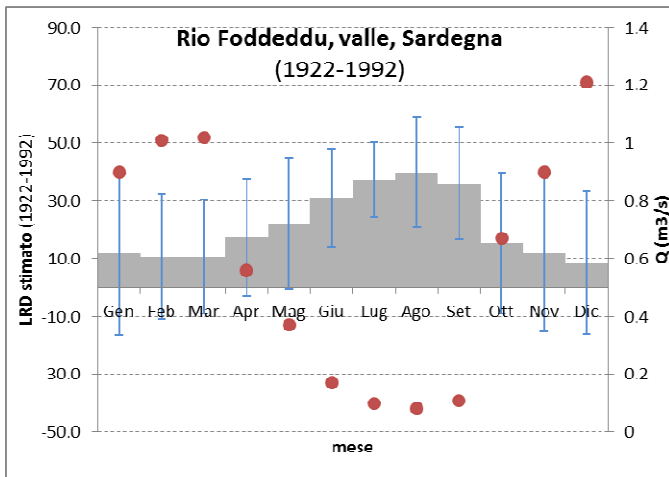


Fig. 5. Valori di LRD stimati sulla base delle serie storiche di portata superficiale nel Rio Foddeddu, in Sardegna.

Nel dettaglio dei diversi anni, per il 1922 (Fig. 6a), si osservano 4 mesi durante i quali la portata superficiale è nulla (e quindi i valori di LRD, qualora sia rinvenibile acqua in alveo, sono estremamente positivi). Questi quattro mesi sono agosto, settembre, novembre e dicembre, e quindi non sono i soli mesi estivi ad essere influenzati dall'assenza di flusso. Per il Foddeddu, solo in un mese del 1922 si osserva una previsione di STAR_ICMi che è sul limite dello stato elevato; in tutti gli altri mesi dell'anno i valori di STAR_ICM corrispondono sempre allo stato elevato. Tra i tre considerati,

l'anno 1945 (Fig. 6b) è risultato essere il più critico per il Foddeddu. Nel 1945, infatti, le previsioni rilevano 6 mesi per i quali i valori di LRD risultano estremamente lenticivi (portata fluente ≈ 0), e 2 mesi in cui si verificherebbe la sottostima di una classe nei valori di STAR_ICMi. Il 1992 (Fig. 6c) risulta essere invece l'anno meno critico, con soli due mesi in cui si rileva assenza di portata superficiale e un mese in cui si sottostimerebbe la qualità.

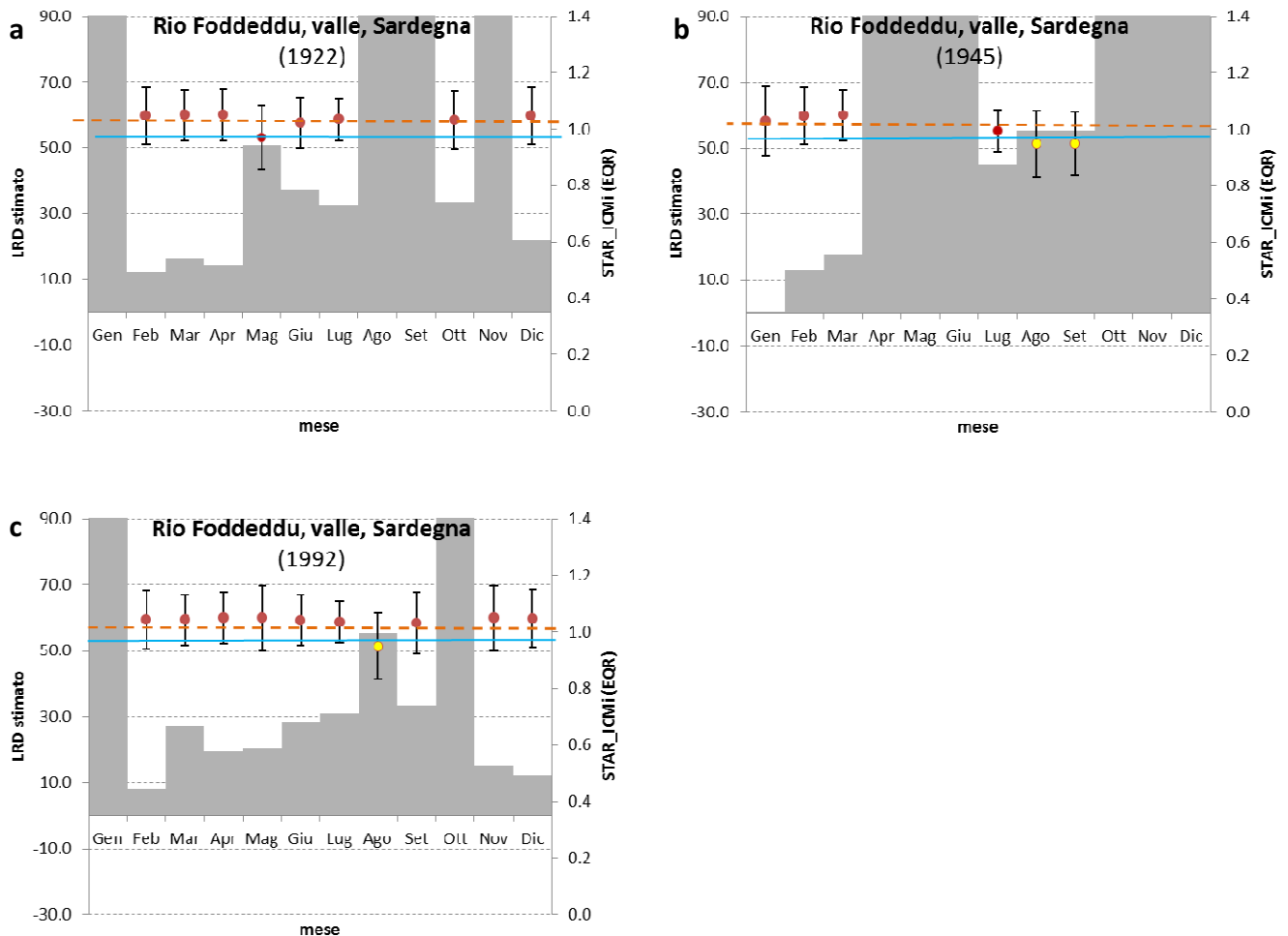


Fig. 6. (a-c). Valori di LRD stimati per il Foddeddu nel 1922, 1945, e 1992 sulla base della portata superficiale. Sono riportati anche i rispettivi valori attesi di STAR_ICMi, ricostruiti a partire dai valori di LRD. La linea azzurra rappresenta il limite di classe tra lo stato ecologico elevato e il buono. La linea tratteggiata corrisponde ai valori di riferimento tabellari (DM 260/2010) in termini di STAR_ICMi per il tipo fluviale (R-M5, in Sardegna).

4. CONSIDERAZIONI DI CARATTERE GENERALE

È emerso con chiarezza come in tutti i corpi idrici considerati e tutti gli anni si siano verificate condizioni di portata in grado di determinare valori di LRD non ottimali per le biocenosi bentoniche. In molti di questi casi, le condizioni previste avrebbero determinato una sottostima dello stato ecologico, dovuta ad un valore di riferimento atteso – per quelle condizioni di LRD - inferiore al valore tabellare (da DM 260/2010). In questi corpi idrici, supposti in stato elevato e/o in condizioni di riferimento, sarebbe quindi opportuno operare

la stima sito-specifica delle condizioni di riferimento, come fatto nel presente lavoro, al fine di poter calcolare EQR effettivamente rappresentativi dello stato ecologico. È anche opportuno ricordare che le stime presentate si basano su valori medi di portata e che, quindi, le situazioni più estreme – sicuramente verificatesi – non sono coperte dal quadro qui presentato. In altre parole, è probabile che i periodi per i quali sarebbe stata necessaria la correzione di accuratezza sulle condizioni di riferimento siano ben più numerosi di quelli verificati sulla base dei valori medi mensili.

Il confronto tra i diversi anni considerati conferma inoltre, per tutti i tratti fluviali portati a titolo esemplificativo, che il quadro di sintesi che può derivare dalla rappresentazione di una situazione media – anche relativa ad un arco temporale esteso - può essere poco rappresentativo delle criticità osservabili di anno in anno. Se l'obiettivo di un campionamento, per la WFD o per altre finalità, è ottenere una classificazione ecologica accurata, è cioè difficilmente accettabile che i piani di raccolta siano impostati sulla base dei dati storici di portata. Ciò, nella maggior parte dei casi, porterà – in almeno qualche periodo dell'anno – a raccogliere campioni da comunità non corrispondenti con quelle in grado di raggiungere i valori tabellari delle varie metriche biologiche usate per la classificazione. Peraltro, anche qualora si disponesse della possibilità di effettuare previsioni affidabili dei valori di portata superficiale, essa e la conseguente stima dei valori di LRD attesi dovrebbero essere resi disponibili quasi in tempo reale; per l'impostazione del periodo ideale di campionamento, cioè quello in cui il carattere lenticolo-tico osservato coincide con l'optimum per le comunità, si dovrebbe infatti poter disporre di informazioni sulla portata superficiale non oltre e.g. due settimane dopo rispetto alla sua stima/misura in campo. Dal momento però che spesso chi deve effettuare le raccolte di campioni in campo (e.g. ARPA e APPA) ha la necessità di pianificare le uscite con discreto anticipo (a volte di mesi), è quasi inevitabile che alcuni campioni siano raccolti in condizioni non ottimali, più spesso per scarsità d'acqua ma, talora, anche per eccesso di portata in alveo. In ogni caso, sarebbe quindi opportuno ottenere informazioni relative al carattere lenticolo-tico presente al momento del campionamento, in modo che sia comunque possibile utilizzare il dato biologico per la classificazione; se tali informazioni – in presenza delle circostanze sopra ricordate - risulteranno mancanti, il campione biologico dovrebbe, in molti casi, non essere considerato

idoneo alla classificazione. Ciò renderà necessarie nuove uscite in campo per la raccolta di nuovi campioni – con costi e problemi organizzativi conseguenti -, senza comunque la garanzia che essi stessi non risulteranno in una classificazione inaccurata. Di fatto, l'unica garanzia per poter comunque utilizzare le informazioni raccolte, anche se in condizioni non ottimali per le comunità, è disporre per i tratti fluviali oggetto di indagine del dato di LRD e applicare la stima sito-specifica delle condizioni di riferimento, con la conseguente classificazione accurata dello stato ecologico.

RINGRAZIAMENTI

Il contributo e le analisi sono state effettuate nell'ambito del progetto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT, in relazione alla stesura del deliverable I3d1. Si ringraziano Elio Sesia, Paola Botta, Andrea Bottino, Fulvia Castino, Marinella Fenocchio, Mauro Ferrando, Antonietta Fiorenza, Lorenzo Giordano, Arianna Nicola, Mara Raviola, Claudia Vanzetti (ARPA Piemonte) e Mariano Pintus, Maria Gabriella Mulas, Martina Coni, Roberto Coni, Giuliana Erbi, Elisabetta Massidda, Michela Olivari, Simona Spanu (Regione Sardegna) per il supporto fornito nelle attività sperimentale e nella predisposizione dei dati.

BIBLIOGRAFIA

- BUFFAGNI A. (Ed), 2004. Classificazione ecologica e carattere lenticolo-tico in fiumi mediterranei. Quad. Ist. Ricerca Acque, Roma, 122: 178 pp.
- BUFFAGNI A., ERBA S., ARMANINI D., DEMARTINI D. & S. SOMARÉ 2004. Aspetti idromorfologici e carattere Lenticolo-tico dei fiumi mediterranei: River Habitat Survey e descrittore LRD. In: 'Classificazione ecologica e carattere lenticolo-tico in fiumi mediterranei'. Quad. Ist. Ricerca Acque, Roma, 122: 41-63.

- BUFFAGNI A., ERBA S. & R. PAGNOTTA, 2004. Carattere lentic-lotico dei fiumi mediterranei e classificazione biologica di qualità. *Quad. Ist. Ric. Acque*, Roma, 122: 157-178.
- BUFFAGNI A., ERBA S., ASTE F., MIGNUOLI C., SCANU G., SOLLAZZO C. & PAGNOTTA R., 2008. Criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la direttiva 2000/60/CE. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici*, Numero Speciale 2008: 2-24.
- BUFFAGNI A., D.G. ARMANINI & S. ERBA, 2009. Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *J. Limnol.* 68 (1): 92-105.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & D.G. ARMANINI, 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72: 45-60.
- BUFFAGNI A., G. VIVIANO, F. SALERNO & S. ERBA, 2013a. Stima della portata fluviale mediante l'utilizzo dei parametri morfometrici raccolti con il metodo CARAVAGGIO e relazione LRD/portata. INHABIT Deliverable I3D1.3.
- BUFFAGNI A., S. ERBA, M. CAZZOLA, G. PACE, A. DE GIROLAMO, R. CASULA, R. TENCHINI & C. BELFIORE, 2013b. Invertebrati bentonici e variabilità di habitat nei fiumi: incertezza nella classificazione, 'effetto habitat' o valutazione dello stato ecologico? INHABIT Deliverable I3D1.2.
- BUFFAGNI A., & S. ERBA, 2014. Linee guida per la valutazione della componente macrobentonica fluviale ai sensi del DM 260/2010. ISPRA, Manuali e Linee Guida 107/2014, 99 pp.
- CHAVES M.L., J.L. COSTA, P. CHAINHO, M.J. COSTA & N. PRAT, 2006. Selection and validation of reference sites in small river basins. *Hydrobiologia* 573: 133-154.
- ERBA S., M.T. FURSE, R. BALESTRINI, A. CHRISTODOULIDES, T. OFENBÖCK, W. VAN DE BUND, J.-G. WASSON & A. BUFFAGNI, 2009. The validation of common European class boundaries for river benthic macroinvertebrates to facilitate the intercalibration process of the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 633: 17-31.
- FEIO M.J., F.C. AGUIAR, S.F.P. ALMEIDA, J. FERREIRA, M.T. FERREIRA, C. ELIAS, S.R.Q. SERRA, A. BUFFAGNI, J. CAMBRA, C. CHAUVIN, F. DELMAS, G. DÖRFLINGER, S. ERBA, N. FLOR, M. FERRÉOL, M. GERM, L. MANCINI, P. MANOLAKI, S. MARCHEGGIANI, M.R. MINCIARDI, A. MUNNÉ, E. PAPASTERGIADOU, N. PRAT, C. PUCCINELLI, J. ROSEBERY, S. SABATER, S. CIADAMIDARO, E. TORNÉS, I. TZIORTZIS, G. URBANIČ, C. VIEIRA, 2013. Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.056>.
- INHABIT I3d4, 2013. Deliverable I3d4 - Indicazioni sulle modalità di implementazione delle nuove misure per favorire il raggiungimento dello stato ecologico buono nel 2015 - Guidelines on where and how the new set of measures should be adopted to aid the achievement of good ecological status by 2015 Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it
- PARDO I, GÓMEZ-RODRÍGUEZ C, WASSON J, OWEN R, VAN DE BUND W, KELLY M, BENNETT C, BIRK S, BUFFAGNI A, ERBA S, MENGIN N, MURRAY-BLIGH J, OFENBÖCK G (2012). The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment*, vol. 420, p. 33-42.
- RAS - REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA, 1998. Nuovo Studio dell'Idrologia Superficiale della Sardegna (Nuovo SISS). Assessorato della Programmazione, Bilancio ed Assetto del Territorio - Centro Regionale di Programmazione, Ente Autonomo del

Flumendosa. Versione Preliminare
07/11/1998
(<http://pcserver.unica.it/web/sechi/Corsi/Didattica/DatiSISS/>).

SÁNCHEZ-MONTOYA M. M., M. R. VIDAL-
ABARCA, T. PUNTÍ, J. M. POQUET, N. PRAT,
M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, C.
ZAMORA-MUÑOZ, M. TORO , S. ROBLES, M.

ÁLVAREZ & M. L. SUÁREZ, 2009. Defining
criteria to select reference sites in
Mediterranean streams. *Hydrobiologia* 619:
39–54.

I3D1.5 - CARATTERE LENTICO-LOTICO, EFFETTI DEI PRELIEVI IDRICI SULLE BIOCENOSI ACQUATICHE, DMV E OBIETTIVI DI QUALITÀ

Buffagni A.¹, S. Erba¹, M. Cazzola¹, A. De Girolamo² & R. Pagnotta¹,

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via del Mulino 19, 20861 Brugherio (MB)

² CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, via F. De Blasio, 5 70123 Bari

1. INTRODUZIONE

A livello europeo, appare ormai con una certa evidenza che i sistemi di classificazione biologica attuali non sono in grado di rilevare in modo completo le alterazioni di carattere idromorfologico. L'origine di questa inadeguatezza può essere attribuita ad alcuni fattori principali e, tra questi, è possibile ricordare:

- la necessità di raggiungere uno 'Stato Ecologico Buono', che sia comparabile a livello europeo, ha fatto sì che la maggior parte dei metodi biologici di classificazione fossero orientati a fornire un quadro di sintesi di tutte le principali alterazioni riscontrabili in un determinato corpo idrico;
- da ciò, più o meno direttamente, deriva il fatto che, dato che i diversi tipi di alterazione – ad un teorico, analogo livello - agiscono con diversa intensità sulle biocenosi, i sistemi di valutazione complessiva dell'ambiente risultino in grado di rilevare con maggiore evidenza alcune forme di alterazione rispetto ad altre;
- non tutti gli Elementi di Qualità Biologica rispondono in modo comparabile ai vari tipi di alterazione;
- in molti paesi, esiste un notevole ritardo nello sviluppo di metodi stressor-specifici e, quindi, anche in quelli dedicati alle alterazioni idromorfologiche;
- la grande varietà delle alterazioni sia a carattere idrologico sia morfologico e di habitat

rende assai complessa la formalizzazione di sistemi di classificazione in grado di fornire una valutazione integrata di questi aspetti; tra essi, inoltre, spesso esistono relazioni dirette o indirette di causa-effetto, il che rende particolarmente complicato lo studio degli impatti da loro determinati sulle biocenosi;

- dove i sistemi di analisi e quantificazione di alcuni tipi di alterazione idromorfologica sono stati sviluppati, si è spesso fatto ricorso ad informazioni biologiche dettagliate (e.g. identificazione alla specie per alcuni taxa bentonici), il che, insieme all'eventuale specificità dell'alterazione o della combinazione di alterazioni studiate, li rende difficilmente esportabili;
- sebbene la WFD (CE, 2000) abbia introdotto una serie di elementi biologici da valutare, non sempre si tiene sufficientemente in considerazione il fatto che le scale spaziale e temporale alle quali agiscono alcuni tipi di alterazione idromorfologica sono spesso diverse da quelle alle quali principalmente rispondono gli elementi biologici. Ad esempio, lo studio delle alterazioni a carico dei processi fluviali – cruciale per una corretta pianificazione a scala di bacino – potrà essere verosimilmente correlata alle risposte biologiche (di alcuni BQE) solo in tempi medio-lunghi;
- in diversi paesi europei, l'introduzione dei nuovi sistemi di classificazione conformi alle richieste della WFD ha determinato il delinearsi di uno scenario qualitativo generale molto peggiorato rispetto al passato; talora, infatti, si è rilevato uno spostamento da Buono o superiore a inferiore a Buono di oltre il 50% dei corpi idrici. Questa situazione generale porta sì a necessari affinamenti nei metodi di valutazione, al fine di limitare gli errori di classificazione, ma, nel contempo, non stimola lo sviluppo di sistemi più raffinati in grado di evidenziare alterazioni al momento non rilevabili.

Tra i principali argomenti oggi all'attenzione in campo europeo su temi idromorfologici, ai fini

di una possibile armonizzazione di approcci e metodi, sono di estrema attualità la tematica della diminuzione di portata dovuta ai prelievi idrici e il concetto di *environmental flow*. Lo scenario in accordo al quale definire 'flussi ecologici' e gestire di conseguenza la distribuzione della risorsa idrica, è complicato dal fatto che non esiste una definizione univoca di 'flusso ecologico' (Sánchez-Navarro & Schmidt, 2012). Negli anni, si è passati dalla ormai storica e superata definizione di 'deflusso minimo vitale - DMV', basato sul concetto che la 'salute' di un fiume può essere mantenuta semplicemente evitando che le portate scendano al di sotto di un determinato livello, a definizioni più complesse che considerano come non sia solamente necessario mantenere un livello minimo di portata (Acreman & Dunbar, 2004), ma sono anche importanti le dinamiche idrologiche (e.g. piene, secche, frequenza e durata degli eventi di piena e secca). In tempi abbastanza recenti, si è peraltro costituito a livello europeo un gruppo di lavoro dedicato, nell'ambito della Common Implementation Strategy, ad affrontare la tematica degli *environmental flows* anche con la specifica finalità di produrre una linea guida europea su questa tematica. La definizione degli *environmental flows* è senz'altro una tematica complessa che ha a che vedere, nel senso più ampio del termine, con il mantenimento della funzionalità degli ecosistemi e dell'integrità ecologica includendo la conservazione della biodiversità (Acreman & Dunbar, 2004).

Una trattazione esaustiva della definizione degli *environmental flows* richiederebbe peraltro l'interazione tra diverse discipline (Meitzen et al., 2013) ed è quasi scontato che i metodi da utilizzare per definirli possano variare in funzione degli obiettivi principali che si intende raggiungere e dal caso in esame. I metodi utilizzabili possono essere di tipo idrologico (e.g. Tharme, 2003), idraulico (e.g. Jowett, 1989), basati sulla simulazione di habitat (e.g.

Bovee et al, 1998) o, più raramente, olistici (King et al. 2008). In genere, i metodi sviluppati si riferiscono a specifiche componenti dell'ecosistema (e.g. specie target, habitat target). Inoltre, ogni metodo potrà essere caratterizzato da diversi livelli di approfondimento, competenza necessaria, modalità di applicazione e necessità di dati di base. Spesso, quando i metodi applicati cercano di legare direttamente portata e condizioni di habitat, essi si riferiscono alle richieste ecologiche di specie target e non consentono una visione più generale e integrata delle diverse componenti dell'ecosistema. Inoltre, l'adozione di singoli metodi può non essere sufficiente per offrire risposte globalmente soddisfacenti per i contesti sociale, economico, idrologico ed ecologico.

Un primo passo, per limitare il campo d'azione e definire obiettivi realistici, può quindi prevedere di legare la definizione di *environmental flows* a specifici obiettivi. Da qui l'esigenza di scorporare il concetto di *environmental flow* da quello di *ecological flow*, dove con *ecological flow* si potrà intendere – orientativamente - il regime idrologico necessario al mantenimento o al raggiungimento degli obiettivi previsti per il soddisfacimento della Direttiva 2000/60/EC. È infatti evidente che le pressioni idromorfologiche giocheranno un ruolo importante e decisivo nel raggiungimento del buono stato ecologico (Sánchez-Navarro & Schmidt, 2012). Inoltre, le valutazioni del regime idrologico dovrebbero supportare l'interpretazione dei dati biologici e quindi consentire una pianificazione più efficace delle misure di ripristino della qualità ecologica. Infine, la possibilità di utilizzare più di un indicatore per stimare lo stato ecologico atteso potrà prevenire il rischio di ottenere giudizi di qualità inaccurati o troppo legati a un singolo aspetto di eccessivo dettaglio.

1.1 Deflussi a tutela di aspetti ecologici: il caso della Sardegna

In Sardegna, “la definizione del bilancio idrico, non può prescindere dalla determinazione del Deflusso Minimo Vitale (DMV) inteso come la portata minima necessaria in ogni tratto omogeneo di corso d’acqua per garantire la salvaguardia delle caratteristiche del corpo idrico e delle acque, nonché per mantenere le biocenosi tipiche delle condizioni naturali locali” (RAS, 2010). In generale, per quanto riguarda la definizione del DMV, in accordo con le normative vigenti, in Sardegna è previsto il rilascio di almeno il 10 % dei deflussi in ingresso in una data sezione fluviale, per il mantenimento delle condizioni ambientali del corso d’acqua a valle delle opere di presa (RAS, 2006). In situazioni di emergenza idrica, è possibile ridurre i rilasci fino al 5% e, se in crisi legata all’indisponibilità d’acqua per uso potabile, i rilasci possono essere portati a zero, per quegli invasi che non dispongono di risorse alternative.

La Sardegna possiede oltre cinquanta opere di sbarramento, inclusi più di 30 invasi principali, (<http://www.enas.sardegna.it/il-sistema-idrico-multisetoriale/mappa-degli-impianti.html>), che hanno la funzione di raccogliere acqua successivamente destinata ai diversi usi previsti a seconda delle esigenze del periodo e dell’area di riferimento. Gli enti gestori degli invasi, di norma, sono in grado di stimare con relativa precisione i deflussi in ingresso agli invasi; ne consegue quindi che tali valori, opportunamente corretti per ulteriori prelievi eventualmente effettuati a monte, potrebbero in prima approssimazione essere utilizzati per stimare i valori di deflusso previsti dalla normativa per i tratti fluviali a valle degli invasi stessi. In molti casi, però, tali invasi sono di progettazione precedente alla formulazione della normativa sul DMV e ciò rende impraticabile il rilascio di quote di deflusso a valle, se non per sfioramento superficiale. Infatti, scarichi di fondo o di altra natura non risultano di norma praticabili, sia per difficoltà

di carattere gestionale sia per le negative conseguenze ecologiche che potrebbero determinare sul corpo idrico a valle.

In tale contesto, che riguarda oltre il 90% dei volumi idrici gestiti a livello regionale (per svariati miliardi di m³/anno), la quota prevista (10%) di deflusso risulta dover essere garantita dagli afflussi che si originano nella porzione di bacino a valle dell’invaso. Il tratto a portata residuale immediatamente a valle dell’invaso beneficerà delle sole perdite per infiltrazione dell’invaso stesso. In tale sistema, risulta quindi prioritario quantificare gli apporti a valle e orientare l’uso dell’acqua nei sottobacini laterali con immissione a valle dell’invaso al fine di garantire la tutela della qualità ecologica dei corpi idrici. Un ulteriore aspetto da valutare è la modulazione dei rilasci al fine di tener conto della naturale variabilità idrologica, con le difficoltà operative e gli eventuali conflitti nell’uso della risorsa che potrebbero derivarne.

Una volta contemplati tali aspetti, permane comunque la necessità di valutarne gli effetti complessivamente risultanti sulle biocenosi acquatiche, almeno in termini di stato ecologico. Infatti, al momento, in Sardegna si è in una situazione per la quale: “in attesa dell’individuazione di un ecotipo di riferimento, e di un’attività di indagine che quantifichi il deflusso minimo vitale correlandolo al mantenimento nel tempo delle comunità caratteristiche dell’area di riferimento, in questa fase si adotterà un deflusso minimo vitale basato unicamente su considerazioni di tipo idrologico” (RAS, 2006); inoltre, è specificato che l’adozione di un DMV pari al 10% del deflusso naturale è da applicarsi “in attesa di una più puntuale definizione del DMV per singolo corso d’acqua [...]”. Nel corso del progetto INHABIT, si è voluto raccogliere elementi utili a superare alcune delle lacune conoscitive delineate nel Piano di Tutela delle Acque della Regione Sardegna, anche al fine di supportare la predisposizione del Piano di Gestione per la WFD di prossima

predisposizione. Le analisi condotte e i risultati ottenuti appaiono in grado di sostenere, per alcuni corpi idrici della Sardegna, un utilizzo diretto dell'approccio adottato.

1.2 Efficacia dei rilasci per il DMV

L'imprevedibilità idrologica di molti corsi d'acqua e l'indisponibilità di metodi relativamente semplici per la stima dei benefici ambientali dei rilasci operati fanno sì che il DMV¹, almeno in area mediterranea, risulti ai margini di pratiche gestionali effettivamente volte al conseguimento di obiettivi di qualità riconosciuti e concretamente quantificati. In altri termini, gli aspetti qui brevemente ricordati concorrono a rendere difficilmente valutabili gli eventuali effetti positivi dei rilasci sulle biocenosi e sullo stato ecologico, rendendo spesso l'applicazione delle normative sul DMV – ove messe in pratica – un mero esercizio formale. Questa situazione è manifesta in molte aree, mediterranee e non, in Italia e altrove. In tutti i casi, permane ad oggi la difficoltà di inserire il fattore quantitativo (i.e. almeno il DMV) nella definizione degli obiettivi di qualità per un dato corpo idrico, se si escludono gli storici e discutibili approcci di "diluizione", peraltro improbabili in area mediterranea, e alcuni virtuosi esempi a tutela della componente ittica. Tra le altre cause di scollamento delle politiche sul DMV dall'implementazione generale della WFD (escluse le considerazioni di carattere socio-economico e lobbistico), ricordiamo qui almeno le due seguenti:

- 1) non esistono ad oggi, per quanto noto agli autori, studi che abbiano dimostrato in modo chiaro l'efficacia, o l'inefficacia, dei rilasci operati (e.g. al 10% degli afflussi o su base idrologica con correttivi per morfologia alveo, qualità, etc.); ciò rende poco convincente la

stessa prescrizione e ogni eventuale richiesta di quote di rilascio maggiori.

- 2) Il punto 1) è, almeno in parte, legato all'indisponibilità di approcci e metodi applicabili su larga scala che consentano di porre in relazione l'entità dei rilasci con lo stato ecologico risultante di un corpo idrico.

In questo contesto, i risultati conseguiti dal progetto INHABIT possono senz'altro fornire utili spunti per affrontare la tematica della valutazione degli impatti legati ai prelievi idrici; approcciando il tema da un'altra angolazione, essi possono quindi supportare la definizione di portate ecologicamente accettabili, almeno con l'obiettivo di contribuire al raggiungimento dello stato ecologico atteso. La formulazione di *ecological flows*, in Italia, trova raramente legami efficaci con la modulazione di misure a garanzia del raggiungimento dello stato ecologico buono o elevato, spesso per l'indisponibilità di approcci e metodi utili a valutare l'efficacia dei rilasci e quantificarne gli effetti sulle biocenosi. La normativa prevede però in modo esplicito che aspetti quantitativi e qualitativi siano simultaneamente considerati nella gestione delle risorse idriche. Infatti, essa recita (D.Lgs. 152/06, Art. 95 "pianificazione del bilancio idrico"): "La tutela quantitativa della risorsa concorre al raggiungimento degli obiettivi di qualità attraverso una pianificazione delle utilizzazioni delle acque volta ad evitare ripercussioni sulla qualità delle stesse [...]" e "sono adottate le misure [...] tenendo conto dei fabbisogni, delle disponibilità, del minimo deflusso vitale, della capacità di ravvenamento della falda e delle destinazioni d'uso della risorsa compatibili con le relative caratteristiche qualitative e quantitative".

In altre parole, è possibile affermare che metodi semplici e facilmente interpretabili in grado di porre in relazione diretta aspetti quantitativi (e.g. la portata e l'effettiva disponibilità di habitat) e qualitativi (e.g. lo stato ecologico o una componente biologica

¹ Nel seguito, per l'uso comune che ha trovato in territorio italiano, si userà l'acronimo DMV indicando, in modo più ampio, il concetto di *ecological flows*.

richiesta per determinarlo) dovrebbero facilitare una gestione efficace della risorsa idrica.

1.3 Lettura della risposta biologica alla riduzione di portata

Le modalità di risposta delle diverse metriche biologiche al carattere lenticoloitico presente in un determinato tratto di corpo idrico, definite in un precedente contributo, si prestano ad essere utilizzate nella definizione numerica di obiettivi di qualità per l'implementazione della WFD. Infatti, accanto ad una miglior stima delle condizioni di riferimento attese in un dato corpo idrico, in assenza di prelievi idrici, tali relazioni possono essere utilizzate per definire alcuni aspetti del deflusso minimo vitale, in termini di obiettivi di qualità. Come visto, lo STAR_ICMi e alcune delle sue metriche componenti rispondono in modo evidente a variazioni del carattere lenticoloitico, il quale a sua volta dipende principalmente dalla portata fluente in alveo e da alcune caratteristiche morfologiche e di habitat del tratto fluviale considerato. Dal momento che lo STAR_ICMi è ufficialmente utilizzato per la classificazione dello stato ecologico (componente macroinvertebrati), sarà quindi possibile porre in relazione – a parità di altre condizioni - la portata osservata con lo stato ecologico. Al fine di ridurre l'impegno in campo per la determinazione del carattere lenticoloitico e di rendere così applicabile in tempi rapidi l'approccio proposto, è però auspicabile essere in condizione di stimare il carattere lenticoloitico atteso, e quindi lo stato ecologico, in presenza di un determinato valore di portata.

In premessa all'argomento, è fondamentale ricordare che uno dei principi ispiratori della WFD per operare la classificazione dello stato ecologico su base biologica (Allegato V, 1.2.1) è di quantificare lo scostamento dalle condizioni "inalterate", attese per il tipo in esame.

Sebbene, per lo stato moderato, venga citata l'assenza dei gruppi tassonomici principali, e non l'eventuale comparsa di taxa differenti, in generale si parla di "composizione", "abbondanza", "rapporti" e "diversità", per i quali si verifica il grado di allontanamento dai "livelli tipici specifici". Il principio ispiratore è l'allontanamento, che non necessariamente si traduce in una "diminuzione" dei valori delle metriche biologiche, abbondanze, rapporti o diversità. È opportuno infatti ricordare almeno alcuni aspetti importanti:

- 1) non sempre un aumento del numero di taxa presenti in un dato ambiente si traduce in un aumento della biodiversità complessiva; a volte esso coincide solo con una maggiore uniformità generale;
- 2) la classificazione dello stato ecologico e la misura dello scostamento dalle condizioni attese si effettuano attraverso metriche biologiche selezionate allo scopo; esse sono cioè strumenti convenzionali e, come è noto, alcune mostrano valori crescenti al migliorare della qualità e altre valori decrescenti. È come vengono combinate le diverse metriche che porta a poter derivare un "giudizio" complessivo.

In alcuni casi, è cioè lecito e del tutto normale attendersi che alcune metriche (i.e. risposte biologiche) varino in risposta a un determinato fattore di perturbazione mostrando valori in aumento, mentre altre lo facciano diminuendo. È come leggeremo l'informazione che il dato biologico ci offre che fa sì che esso assuma un significato comprensibile.

Allegato V, 1.2.1 – Fiumi, Macroinvertebrati bentonici

Per lo stato elevato:
Composizione e abbondanza tassonomica che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate.

Rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti che non presenta variazioni rispetto ai livelli inalterati.

Livello di diversità dei taxa invertebrati che non presenta variazioni rispetto ai livelli inalterati.

Per lo stato buono:

Lievi variazioni nella composizione e abbondanza dei taxa invertebrati rispetto alle comunità tipiche specifiche.

Rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti che presenta lievi variazioni rispetto a livelli tipici specifici.

Livello di diversità dei taxa invertebrati che presenta lievi variazioni rispetto ai livelli tipici specifici.

Per lo stato moderato:

- Composizione e abbondanza dei taxa invertebrati che si discosta moderatamente dalle comunità tipiche specifiche.

Assenti i gruppi tassonomici principali della comunità tipica specifica.

Rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti e livello di diversità che sono sostanzialmente inferiori al livello tipico specifico e significativamente inferiori allo stato buono.

Inoltre, dobbiamo considerare anche alcuni ulteriori aspetti, in merito a come selezionare e combinare le metriche al fine di comprendere la risposta biologica alle variazioni ambientali.

1) Non necessariamente le metriche funzioneranno ugualmente bene in tutti i casi nei quali vengono utilizzate. In particolare, metriche e sistemi di classificazione selezionati e tarati per derivare una classificazione complessiva di qualità, a larga scala e per vari tipi di pressioni e impatti simultaneamente osservati, difficilmente potranno fornire una lettura adeguata di aspetti di estremo dettaglio. Lo stesso “verso” di risposta della metrica potrà essere opposto in presenza di diversi fattori d’impatto.

2) Per tipi d’impatto particolari, come quello legato a una diminuzione della portata in

alveo, sarà necessario selezionare metriche dedicate, stressor-specifiche, o adeguare in modo esplicito la lettura dell’informazione offerta da metriche già in uso.

3) Nel caso di perturbazioni a carico dell’ambiente che riconducono a effetti che sono ugualmente osservabili quando la stessa situazione si manifesta per ragioni naturali (e.g. riduzione di portata), ci si scontra con la necessità, per i sistemi di classificazione generica, di selezionare indicatori il più possibile “indifferenti” a quel fattore naturale.

Infine, è utile riportare l’attenzione su un aspetto spesso trascurato, sebbene in tempi recenti esso stia emergendo con sempre maggiore insistenza. La maggior parte dei sistemi di classificazione in uso considera il fattore abbondanza in termini di densità (ind./m²); questa interpretazione è funzionale, ad esempio, alla valutazione della qualità dell’acqua. La WFD fa però esplicito riferimento a variazioni nell’abbondanza dei taxa rinvenuti che, al di là di quanto gli organismi risultano raggruppati tra loro, dovrebbe esprimere la “quantità” dei singoli taxa. È perciò ovvio che, per valutare lo stato ecologico in presenza di impatti che determinano la riduzione degli habitat disponibili e non necessariamente o non solo della loro qualità – come la diminuzione di portata in alveo - l’associata diminuzione di abbondanza complessiva dovrebbe essere considerata. In altre parole, non sarà sufficiente valutare la rarefazione dei taxa (mediante la valutazione della densità) ma occorrerà ponderare il giudizio biologico di qualità attraverso un fattore quantitativo (e.g. abbondanza osservata rispetto all’attesa).

1.4 Obiettivi

Obiettivo del presente contributo è quello di fornire alcuni elementi utili a comprendere come le informazioni di habitat, soprattutto in termini di carattere lenticoloitico, possono essere utilizzati per:

- a) stimare gli effetti dei prelievi idrici (i.e. riduzione di portata) sulle comunità di invertebrati macrobentonici;
- b) quantificare la quota di DMV legata agli obiettivi di qualità di un determinato corpo idrico.

Si farà in particolare riferimento alla metrica STAR_ICMi, tralasciando per il momento l'approfondimento su base modellistica per le singole metriche che lo compongono e altre metriche dedicate alla valutazione dei soli effetti di variazioni nel carattere lenticolo-tico e non di *stressor* di diversa natura.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Dataset portate e valori di LRD

I dati di portata utilizzati, forniti dalla Regione Autonoma della Sardegna (RAS, 1998), si riferiscono alle portate calcolate ai Bacini di Interesse per il Nuovo Studio dell'Idrologia Superficiale della Sardegna (Nuovo SISS). Le serie storiche rese disponibili vanno dal 1922 al 1992 (si veda anche il precedente contributo). Sulla base dei dati di portata superficiale, sono stati ricavati i valori di LRD attesi utilizzando i modelli messi a punto nel contributo INHABIT I3d1.3 (Buffagni et al., 2013a).

2.2 Metriche biologiche

Dai valori di LRD modellizzati, sono stati ricavati i valori di STAR_ICMi attesi in funzione dei rispettivi valori di LRD, sulla base dell'approccio e delle funzioni descritti nel contributo INHABIT I3d2 (Buffagni et al., 2013b). I valori di STAR_ICMi ricostruiti a partire da valori medi di portata e LRD, per i quali, quindi, non sono attesi i picchi naturalmente osservabili, difficilmente possono raggiungere i valori osservati in natura. Al fine di garantire che almeno una quota della variabilità naturale sia contemplata, è stato aggiunto uno scarto fisso ai valori di STAR_ICMi ottenuti dal modello, pari a 0.033. In questo modo, il valore massimo ottenibile mediante il modello (adattato al tipo) è pari al valore tabellare (MATTM, 2010) al

quale viene aggiunta la distanza tra lo stesso e il limite elevato-buono.

Nella previsione dei valori di STAR_ICMi è stata considerata un'incertezza (si veda il contributo dedicato) quantificata in ± 0.0119 , derivata per le componenti "RefCond Uncertainty" e "Sampling SD" (Sardegna, Pool, IN7-8) combinate secondo la funzione ($Y = A + B$), con $u_c(y) = \sqrt{u_A^2 + u_B^2}$.

Nei casi in cui si è supposto di disporre di valori di portata attesa in condizioni naturali (si veda § 2.4), i valori di STAR_ICMi sono stati corretti sulla base dei valori attesi in condizioni di riferimento i.e. non è stato usato il valore di STAR_ICMi tabellare da DM 260/2010, ma quello derivato su base sito-specifica. Viene però anche riportato un esempio per il quale si è ipotizzato che i valori di portata di cui si dispone fossero semplicemente gli afflussi a monte (e non quelli attesi in condizioni naturali); in questo caso, il valore di riferimento utilizzato per ottenere l'EQR dello STAR_ICMi è stato quello tabellare (1.019).

2.3 Corpi idrici e anni d'indagine

I risultati si riferiscono a tre corpi idrici: Rio Flumineddu (Confluenza Cedrino, NU), Rio Castagna (OT) e Rio Foddeddu a Corongiu (OG) e agli effetti attesi in conseguenza di una riduzione di portata in quattro diversi anni (1922, 1945, 1992 e 1937), tre dei quali sono visualizzati in forma grafica.

2.4 Ipotesi di rilascio e valutazione degli effetti

Sono stati stimati i valori ottenuti di STAR_ICMi secondo quattro diverse ipotesi di portata in alveo, per ciascun anno. Le ipotesi sono: a) l'atteso naturale; b) l'atteso conseguente a un rilascio modulato in funzione degli obiettivi di qualità; c) e d) l'atteso conseguente a un rilascio modulato in funzione degli obiettivi di qualità che includa anche aspetti quantitativi, secondo due diverse opzioni. La risultante finale che considera gli aspetti quantitativi, porta anche alla conservazione delle condizioni

di habitat per sé (i.e. limita lo scostamento tra le condizioni di habitat in condizioni non alterate e quelle osservate in condizioni di riduzione di portata). In particolare, e a titolo di esempio, si considera che l'obiettivo di qualità da raggiungere per il Flumineddu sia lo stato 'elevato' (HES), mentre per Castagna e Foddeddu sia il 'buono' (GES).

Per quanto concerne le opzioni che prevedono di considerare anche la 'quantità', una opzione ("scarto LRD", nelle figure) si basa sull'assunzione che, a prescindere dal raggiungimento dell'obiettivo di qualità, lo scostamento tra LRD atteso e osservato in seguito alla riduzione di portata debba essere < 20 per il buono stato (GES) e < 10 per lo stato elevato (HES). Questo scostamento corrisponde a differenze rispettivamente di 0.5 e 1 classe di LRD (Buffagni et al., 2010); si ritiene che il mantenimento dello scarto di LRD sotto le soglie indicate possa garantire un habitat comparabile all'atteso (ai due diversi livelli) per le biocenosi, in termini quali-quantitativi. La seconda opzione per considerare anche gli aspetti quantitativi è stata messa a punto definendo un indicatore che consente di combinare l'informazione di habitat (quantità di habitat disponibile) a quella biologica. Più nel dettaglio, è stato definito un coefficiente di ponderazione ('Habitat') calcolato mediante la seguente formula: $a + (0.5 * (b-a))$, dove a è l'ampiezza di alveo bagnato (posta ≈ perimetro bagnato) osservata in seguito alla riduzione e b è l'alveo bagnato atteso in condizioni naturali o comunque con la portata osservata in ingresso. Questo coefficiente viene moltiplicato per il valore di STAR_ICMi ottenuto, ottenendo quindi una ponderazione al ribasso qualora la quantità di habitat diminuisca. Il coefficiente varia infatti tra 1 (quando a=b) e 0.5 (quando a ≈ 0). Negli esempi presentati, data la valenza squisitamente dimostrativa dei risultati, la larghezza bagnata (ww) dell'alveo è stata stimata, in funzione della portata (Q), come $ww = \sqrt{VQ}$.

Per verificare che la modulazione di rilascio effettuata consenta l'ottenimento del GES, si è operato affinché il limite inferiore della barra di errore si collocasse in corrispondenza del limite di classe tra buono e moderato. Cioè, le portate sono modulate al fine di raggiungere un valore di STAR_ICMi di 0.85. Per il raggiungimento dello HES, si considera di arrivare a valori di STAR_ICMi pari a 0.97 (i.e. limite tra elevato e buono).

I risultati presentati per i tre corpi idrici e la conseguente discussione sono incentrati sul presupposto che non vi siano altre pressioni antropiche, diverse dalla riduzione di portata.

3. RISULTATI

3.1 Quantificazione degli effetti dei prelievi in alcuni casi studio in Sardegna

3.1.1 Rio Flumineddu alla confluenza con il Cedrino

Per il Flumineddu alla confluenza con il Cedrino si verifica che il 1922 (Fig. 1), come portate attese naturali, è l'anno che presenta il maggior numero di mesi critici, con portata in alveo pari a 0 in 5 mesi su 12 (Fig. 1a); per questi mesi non è riportato un corrispondente valore di STAR_ICMi. Non si potrà quindi effettuare una riduzione di portata nei mesi in cui non c'è flusso in alveo. Senza dubbio, almeno in marzo e settembre sarebbe opportuno calibrare su base sito-specifica le condizioni di riferimento. Per i mesi con $Q > 0$, si osserva come un'eventuale modulazione mensile della portata, finalizzata al solo raggiungimento dello stato elevato (Fig. 1b), indichi che nella maggior parte dei mesi il rilascio pari al 10% (quota presunta attuale di DMV) sembra sufficiente al raggiungimento dello stato elevato. Infine, se si considera non solo il raggiungimento dello HES ma anche il fatto che la tutela dell'ambiente in senso più ampio implica che il regime idrologico debba garantire che le condizioni di habitat 'naturali' siano preservate, diventano

necessarie delle quote di rilascio più significative (Fig. 1c e Fig. 1d). In particolare, per mantenere lo scarto di LRD non superiore a 10, le % di rilascio corrispondono all'80% per 4 mesi e, per 3 mesi, a 50%, 90% e 100% rispettivamente. Questa ipotesi consente di raggiungere lo stato elevato e di mantenere verosimilmente inalterate le condizioni di habitat, anche in termini di proporzione tra aree lentiche e lotiche, così come atteso in condizioni naturali. Nel caso in cui si consideri il coefficiente 'Habitat' (cioè il fattore "quantità

di habitat"), in accordo al quale ponderare i valori di STAR_ICMi (fattore di giudizio "qualitativo") derivati dal modello (Fig. 1d), le % di rilascio sono leggermente inferiori (ma comunque confrontabili, rispetto a quello che si ottiene considerando lo scarto di LRD).

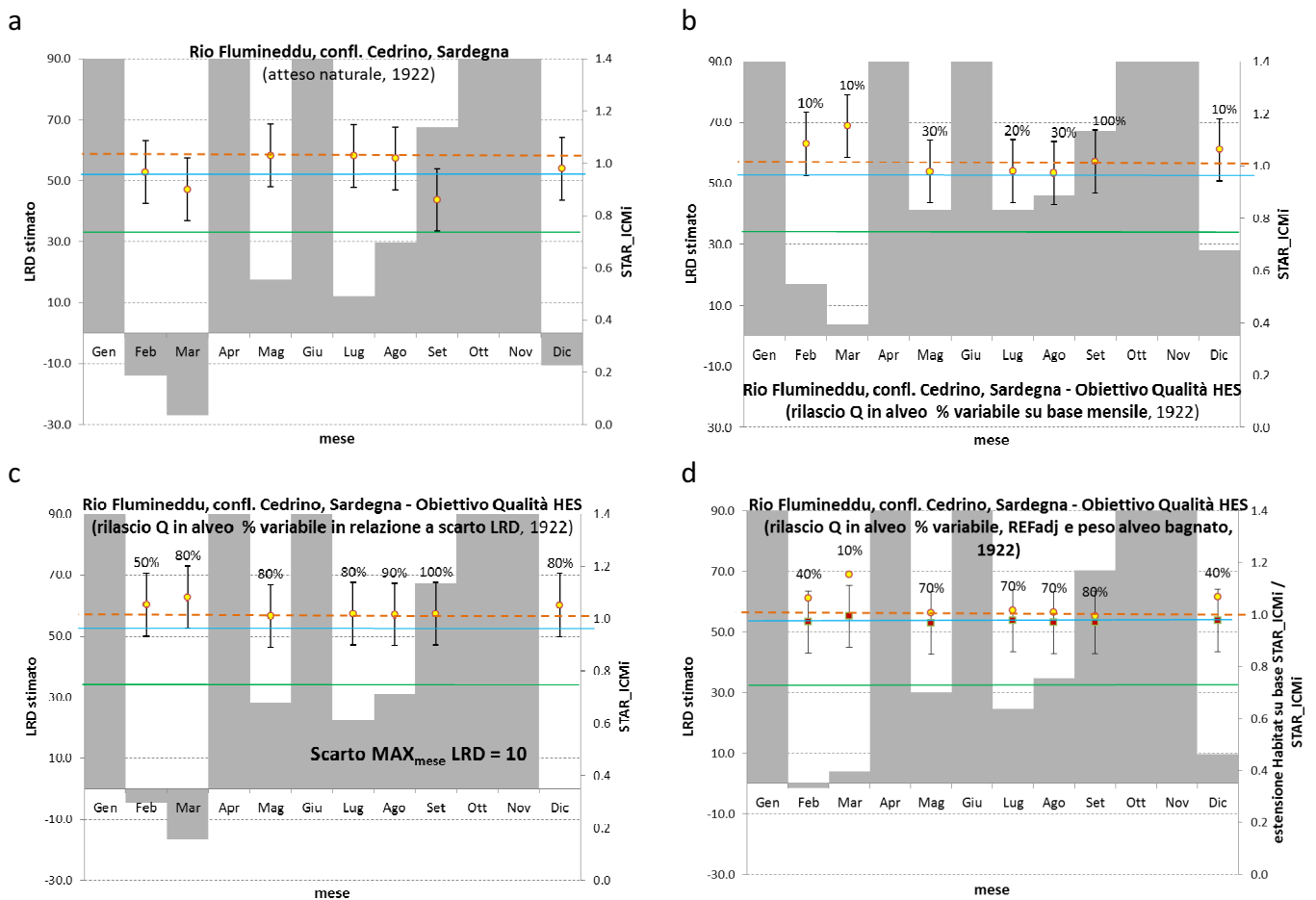


Fig 1 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Flumineddu nel 1922 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere HES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Nel caso del 1992 (Fig. 2a), la situazione attesa naturale, con flusso in alveo pari a 0, è critica in

solli 2 mesi (Febbraio e Novembre). Nella maggior parte dei mesi dell'anno le condizioni

di LRD sono ottimali e consentono il raggiungimento dello stato elevato, con l'esclusione di Marzo (mese eccessivamente lentico) e Aprile-Dicembre (mesi molto lotici), mesi per i quali sarebbe opportuno calibrare su base sito-specifica le condizioni di riferimento. Un rilascio modulato su base mensile evidenzia come la quota attualmente prevista per il DMV (10% di rilascio) soddisfi le condizioni di HES nel 50% dei casi (6/12 mesi), nel 17% è necessario un rilascio del 20% e infine in un caso serve un rilascio del 70% e in altro del 30%. Se si abbina al concetto di HES anche la tutela quali-quantitativa degli habitat, si

ottiene, nel caso dello scarto di LRD (Fig. 2c), una situazione in accordo alla quale il rilascio deve corrispondere nella maggior parte dei casi all'80% delle portate naturali attese. Nel caso invece del coefficiente di ponderazione Habitat (Fig. 2d) i rilasci sono compresi tra il 10% (in due mesi) e il 70%.

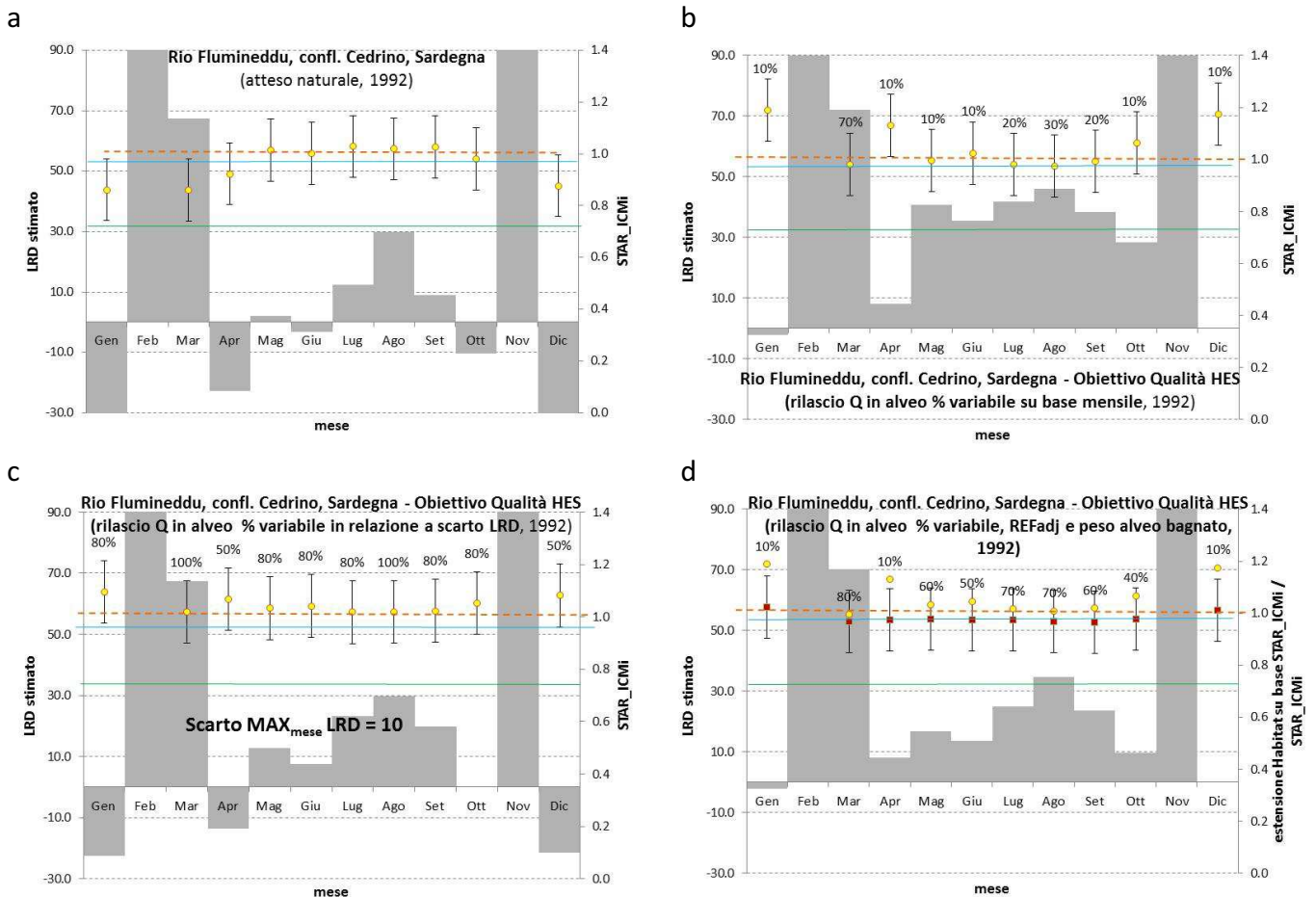


Fig 2 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Flumineddu nel 1992 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere HES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Nel 1937, i volumi attesi (Fig. 3a), sebbene più scarsi che in tutti gli altri anni, sembrano essere più costanti, con il raggiungimento di HES nella maggior parte dei mesi. La modulazione di portata su base mensile (Fig. 3b) evidenzia come la quota di DMV del 10% sia sufficiente al raggiungimento dell'HES in 5/12 mesi; nei restanti mesi la quota di rilascio varia tra il 20 e il 40%. Se si introduce nella valutazione la componente di habitat quali-quantitativa, i rilasci devono salire fino al 80% (in 5/12 mesi) e, in generale, non scendere al di sotto del 50%

nel caso dello scarto di LRD e 80% in un mese e 70% in 6 mesi su 12 nel caso del coefficiente di ponderazione Habitat.

Nelle Tabelle 1-2, sono riportate le % di rilascio e i relativi valori di portata ipotizzati su base mensile con le diverse opzioni, per i quattro anni considerati.

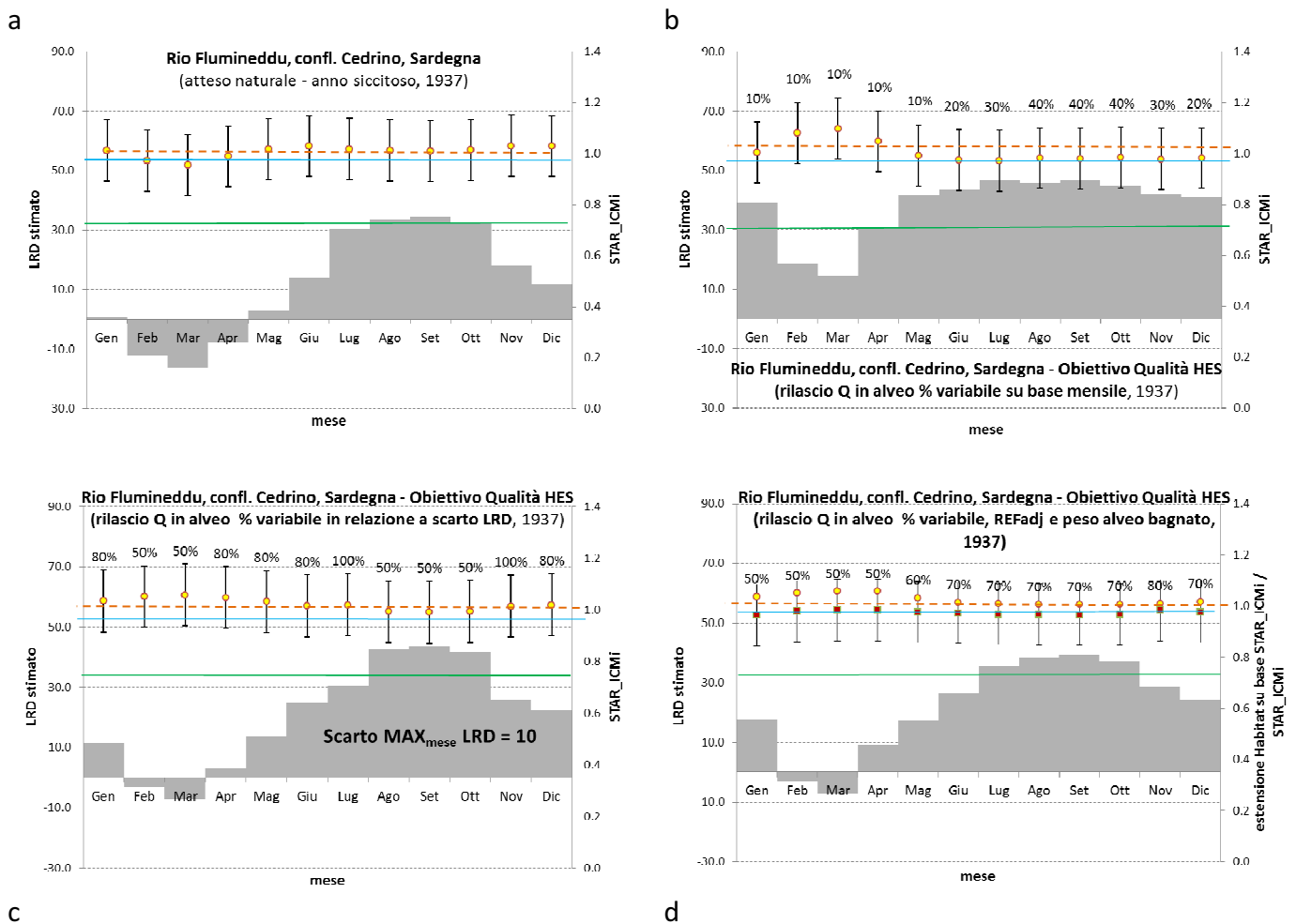


Fig. 3 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMI nel Flumineddu nel 1937 (anno siccitoso) in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere HES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere HES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Tab. 1a Percentuali di rilascio previste in 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico per il rio Flumineddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di HES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 1c, 2c e 3c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	100%	50%	80%	100%	80%	100%	80%	90%	100%	100%	100%	80%
1945	50%	40%	70%	70%	70%	70%	90%	100%	100%	80%	80%	80%
1992	80%	100%	100%	50%	80%	80%	80%	100%	80%	80%	100%	50%
1937	80%	50%	50%	80%	80%	80%	100%	50%	50%	50%	100%	80%

Tab. 1b Portate di rilascio (m^3*s^{-1}) previste in 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Flumineddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di HES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 1c, 2c e 3c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0	1.225	5.216	0	0.192	0	0.288	0.153	0.01	0	0	1.528
1945	4.255	1.18	0.84	0.707	0.434	0.259	0.153	0.15	0.15	0.24	0.328	0.48
1992	8.152	0	0.01	2.39	0.6	0.896	0.28	0.17	0.36	1.52	0	4.29
1937	0.672	1.1	1.485	1.248	0.568	0.248	0.16	0.065	0.06	0.07	0.23	0.296

Tab. 2a Percentuali di rilascio previste i 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico per il rio Flumineddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di HES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 1d, 2d e 3d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	100%	40%	10%	100%	70%	100%	70%	70%	80%	100%	100%	40%
1945	10%	40%	50%	50%	60%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	60%
1992	10%	100%	80%	10%	60%	50%	70%	70%	60%	40%	100%	10%
1937	50%	50%	50%	50%	60%	70%	70%	70%	70%	70%	80%	70%

Tab. 2b Portate di rilascio (m^3*s^{-1}) previste i 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico per il rio Flumineddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di HES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 1d, 2d e 3d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0	0.98	0.652	0	0.168	0	0.252	0.119	0.008	0	0	0.764
1945	0.851	1.18	0.6	0.505	0.372	0.259	0.119	0.105	0.105	0.21	0.287	0.36
1992	1.019	0	0.008	0.478	0.45	0.56	0.245	0.119	0.27	0.76	0	0.858
1937	0.42	1.1	1.485	0.78	0.426	0.217	0.112	0.091	0.084	0.098	0.184	0.259

3.1.2 Rio Castagna

La situazione del rio Castagna nel 1922, per il quale si ipotizza a titolo di esempio il

raggiungimento del buono stato ecologico (GES), e non dell'elevato come per il Flumineddu, non mostra particolari criticità né

per l'atteso naturale né per la quota minima di DMV, che sembra essere sufficiente al raggiungimento del GES. Ciononostante, per i mesi tra gennaio e aprile, risulterebbe opportuno calibrare su base sito-specifica le condizioni di riferimento (in assenza di prelievi). Se si introduce anche la valutazione diretta degli aspetti quali-quantitativi dell'habitat, i valori di rilascio salgono al 20% (Fig. 4c) con l'ipotesi dello scarto di LRD, rimanendo invece tendenzialmente pari al 10% se si considera il coefficiente di ponderazione Habitat (Fig. 4d).

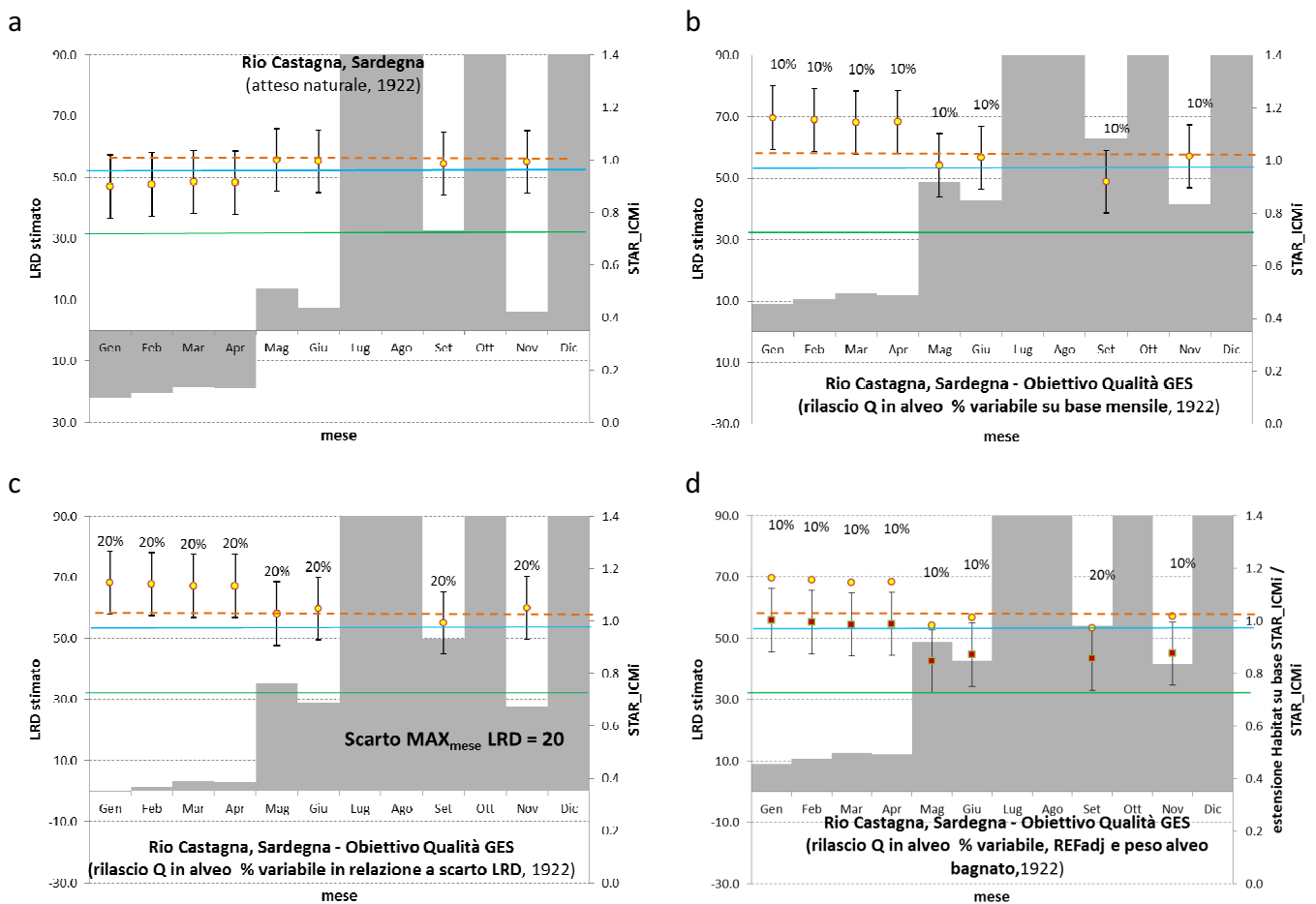


Fig 4 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Castagna nel 1922 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Un'analogia situazione, simile a quella del 1922, si riscontra nel 1992 (Fig 5 a-d) e nel 1937 (Fig 6 a-d). Nelle Tabelle 3 e 4, sono riportate le % di

rilascio e i relativi valori di portata ipotizzati su base mensile con le diverse opzioni, per i quattro anni considerati.

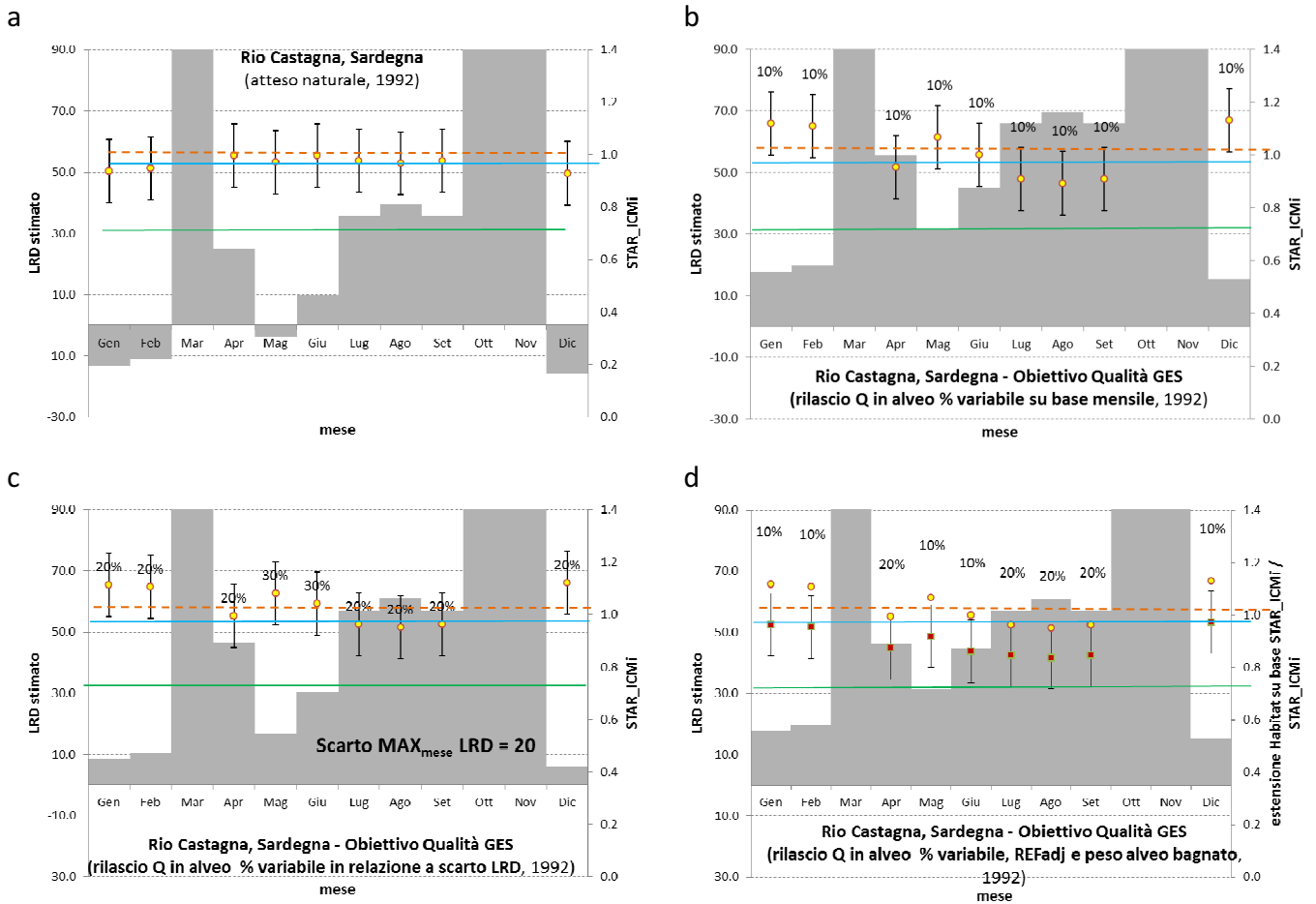
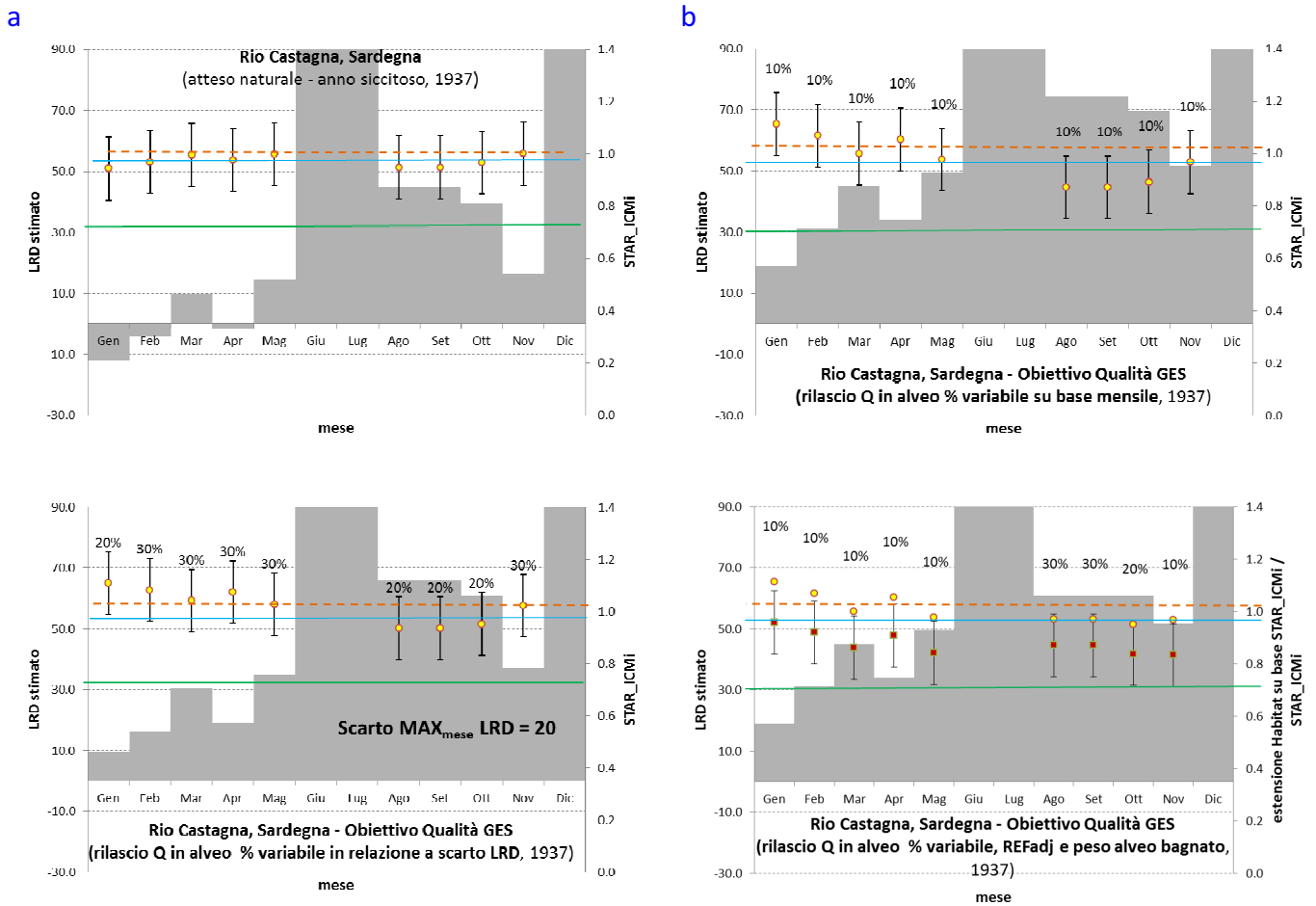


Fig 5 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMI nel Castagna nel 1992 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.



c **d**
Fig. 6 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Castagna nel 1937 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Tab. 3a Percentuali di rilascio previste in 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Castagna, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 4c, 5c e 6c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	20%	20%	20%	20%	20%	20%	100%	100%	20%	100%	20%	100%
1945	20%	30%	20%	30%	30%	20%	20%	20%	20%	20%	30%	20%
1992	20%	20%	100%	20%	30%	30%	20%	20%	20%	100%	100%	20%
1937	20%	30%	30%	30%	30%	100%	100%	20%	20%	20%	30%	100%

Tab. 3b Portate di rilascio (m^3*s^{-1}) previste in 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Castagna, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 4c, 5c e 6c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0.418	0.372	0.322	0.334	0.03	0.048	0	0	0.01	0	0.052	0
1945	0.412	0.273	0.126	0.201	0.069	0.01	0.004	0.004	0.004	0.008	0.042	0.508
1992	0.222	0.188	0	0.018	0.165	0.06	0.008	0.006	0.008	0	0	0.262
1937	0.2	0.168	0.06	0.138	0.042	0	0	0.004	0.004	0.006	0.036	0

Tab. 4a Percentuali di rilascio previste i 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Castagna, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 4d, 5d e 6d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	10%	10%	10%	10%	10%	10%	100%	100%	20%	100%	10%	100%
1945	10%	10%	10%	10%	10%	10%	30%	30%	30%	20%	10%	10%
1992	10%	10%	100%	20%	10%	10%	20%	20%	20%	100%	100%	10%
1937	10%	10%	10%	10%	10%	100%	100%	30%	30%	20%	10%	100%

Tab. 4b - Portate di rilascio (m^3*s^{-1}) previste i 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Castagna, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 4d, 5d e 6d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0.209	0.186	0.161	0.167	0.015	0.024	0	0	0.01	0	0.026	0
1945	0.206	0.091	0.063	0.067	0.023	0.005	0.006	0.006	0.006	0.008	0.014	0.254
1992	0.111	0.094	0	0.018	0.055	0.02	0.008	0.006	0.008	0	0	0.131
1937	0.1	0.056	0.02	0.046	0.014	0	0	0.006	0.006	0.006	0.012	0

3.1.3 Rio Foddeddu

La situazione del Foddeddu, per il quale si ipotizza il raggiungimento del buono stato

ecologico (GES), non mostra particolari criticità per l'atteso naturale nei tre anni portati ad esempio. In condizioni di portata naturali e in

assenza di altre pressioni (Figg. 7a, 8a e 9a), il corpo idrico sembra poter raggiungere infatti l'obiettivo GES, senza richiedere calibrazioni sito-specifiche delle condizioni di riferimento, ad esclusione del mese di maggio (e probabilmente ottobre). Se si considerano diverse condizioni di rilascio, si osserva che nel 1922 (Fig. 7b), la quota minima di DMV (i.e. rilascio pari al 10%) sembra essere sufficiente al raggiungimento del GES. Se si introduce anche la valutazione quali-quantitativa dell'habitat, i valori di rilascio salgono al 20% con l'ipotesi dello scarto di LRD (Fig. 7c) e a quote variabili dal 10% al 30% se si considera il coefficiente di

ponderazione Habitat (Fig. 7d). Un'analoga situazione, simile a quella del 1922, si riscontra nel 1992 (Fig 8 b-d). Nel 1937 (Fig 9 b-d), i rilasci più significativi sono quelli che corrispondono al raggiungimento del GES con ponderazione sulla quantità di habitat disponibile, in accordo al quale le percentuali di rilascio devono generalmente superare il 30%. Nelle Tabelle 5 e 6, sono riportate le % di rilascio e i relativi valori di portata ipotizzati su base mensile con le diverse opzioni, per i quattro anni considerati.

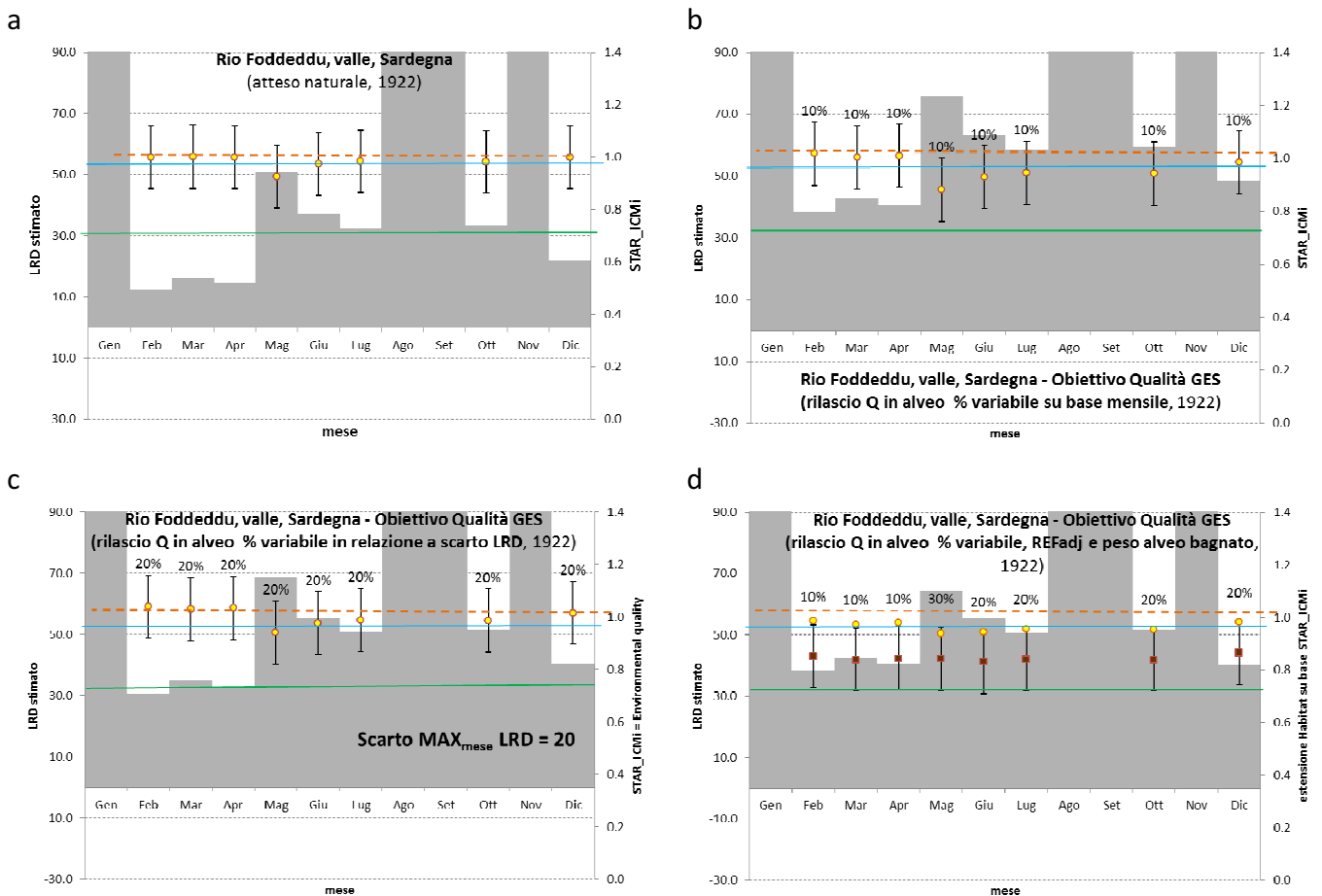


Fig. 7 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1922 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

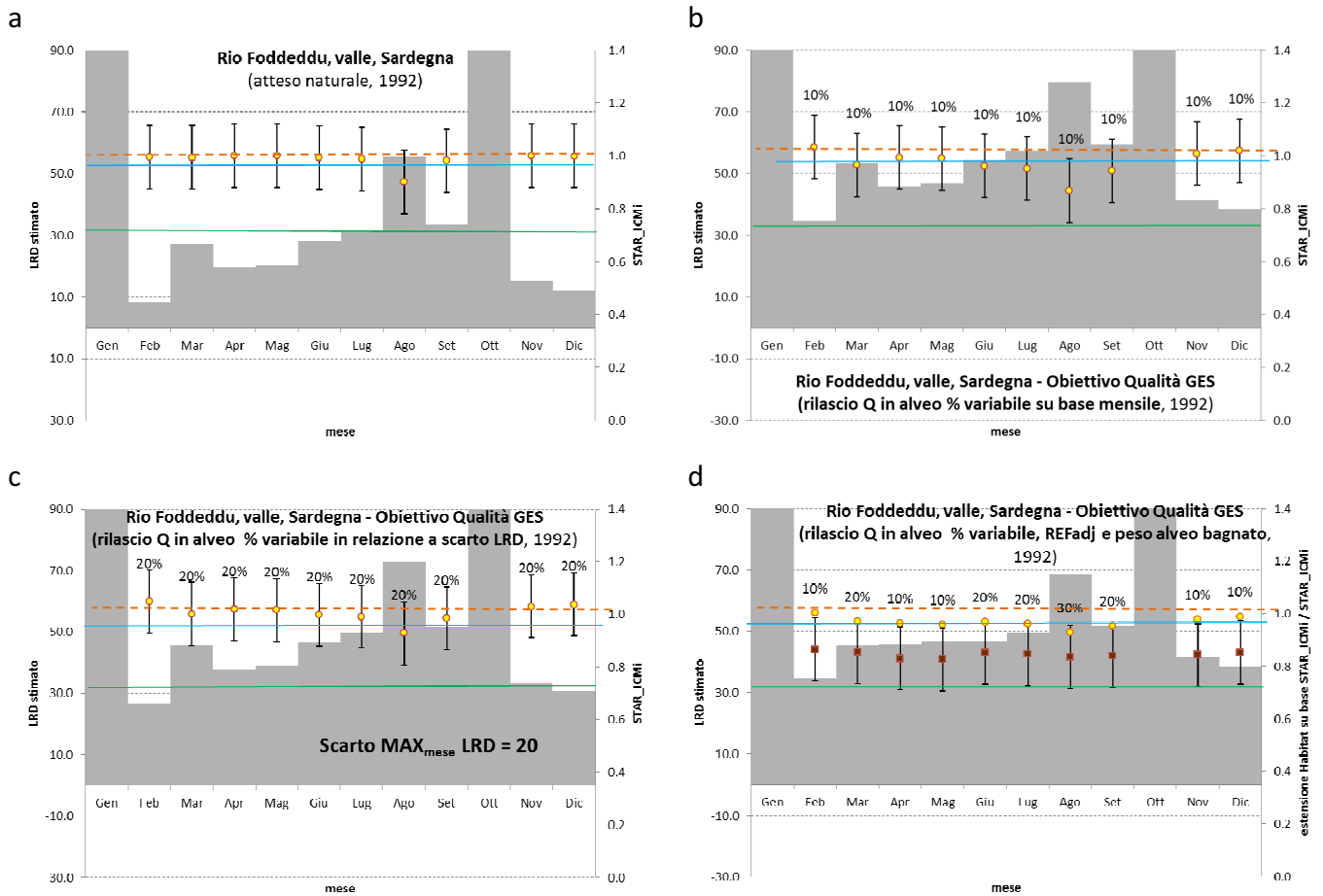


Fig. 8 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1992 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

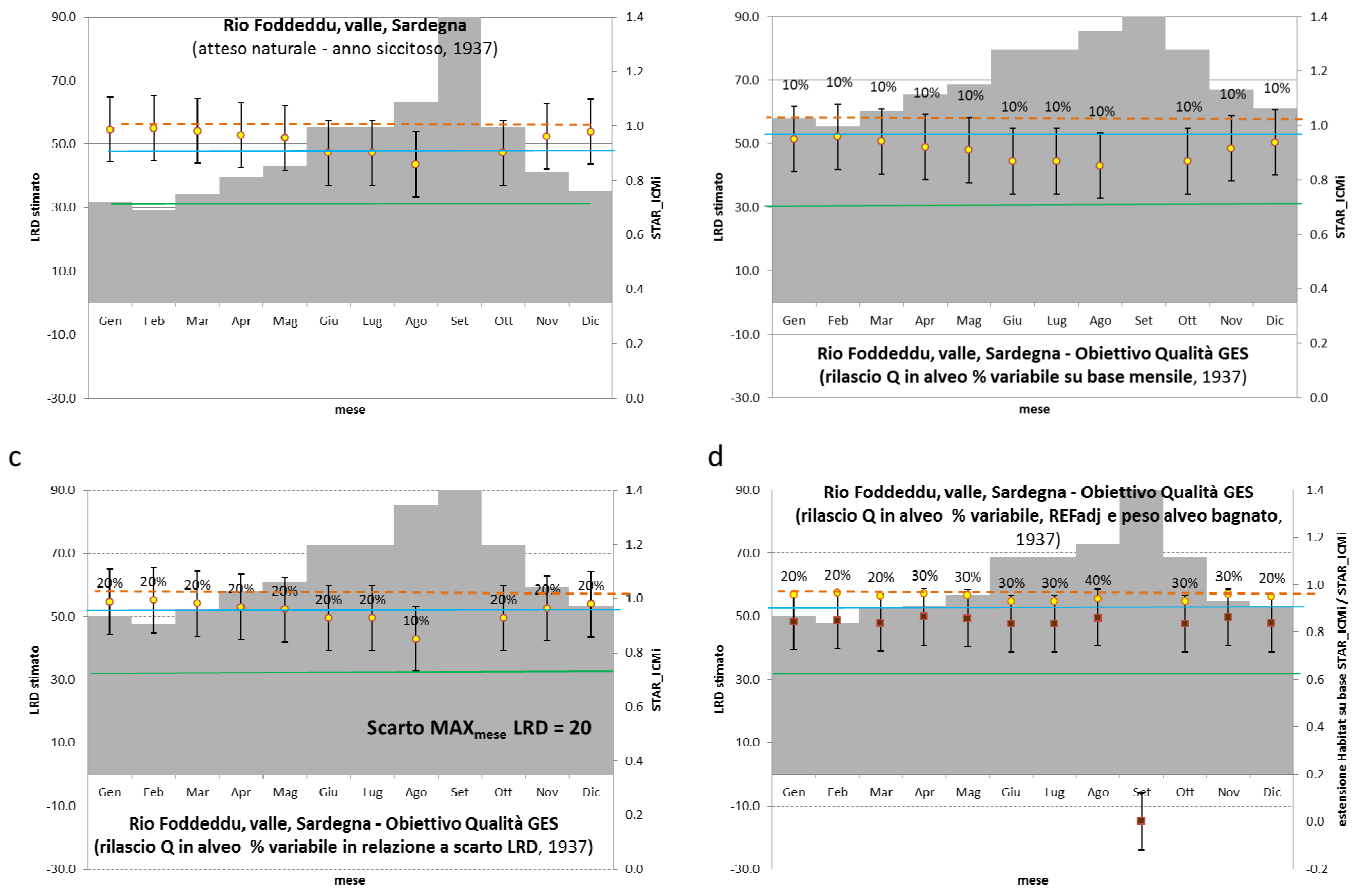


Fig. 9 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1937 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'.

Tab. 5a - Percentuali di rilascio previste in quattro diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Foddeddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 7c, 8c e 9c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	100%	20%	20%	20%	20%	20%	20%	100%	100%	20%	100%	20%
1945	20%	20%	20%	100%	100%	100%	20%	20%	20%	100%	100%	100%
1992	100%	20%	20%	20%	20%	20%	20%	20%	20%	100%	20%	20%
1937	20%	20%	20%	20%	20%	20%	20%	10%	100%	20%	20%	20%

Tab. 5b - Portate di rilascio ($m^3 \cdot s^{-1}$) previste in quattro diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Foddeddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e lo scarto di LRD (corrispondenti alle Fig 7c, 8c e 9c).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0	0.178	0.124	0.146	0.006	0.02	0.03	0	0	0.028	0	0.076
1945	0.508	0.166	0.112	0	0	0	0.01	0.004	0.004	0	0	0
1992	0	0.25	0.048	0.094	0.086	0.044	0.034	0.004	0.028	0	0.138	0.178
1937	0.032	0.04	0.026	0.016	0.012	0.004	0.004	0.001	0	0.004	0.014	0.024

Tab. 6a - Percentuali di rilascio previste in quattro diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Foddeddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 7d, 8d e 9d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	100%	10%	10%	10%	30%	20%	20%	100%	100%	20%	100%	20%
1945	10%	10%	10%	100%	100%	100%	30%	30%	30%	100%	100%	100%
1992	100%	10%	20%	10%	10%	20%	20%	30%	20%	100%	10%	10%
1937	20%	20%	20%	30%	30%	30%	30%	40%	100%	30%	30%	20%

Tab. 6b - Portate di rilascio ($m^3 \cdot s^{-1}$) previste i 4 diversi anni (per tre anni le stesse percentuali sono riportate anche in grafico) per il rio Foddeddu, nell'ipotesi in cui si consideri il raggiungimento di GES e i coefficienti di combinazione Habitat&biota (corrispondenti alle Fig 7d, 8d e 9d).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1922	0	0.089	0.062	0.073	0.009	0.02	0.03	0	0	0.028	0	0.076
1945	0.254	0.083	0.056	0	0	0	0.015	0.006	0.006	0	0	0
1992	0	0.125	0.048	0.047	0.043	0.044	0.034	0.006	0.028	0	0.069	0.089
1937	0.032	0.04	0.026	0.024	0.018	0.006	0.006	0.004	0	0.006	0.021	0.024

3.1.3 Rio Foddeddu, afflussi attesi non naturali

I casi finora esposti si basano sul presupposto, che la qualità dei corpi idrici sia influenzata esclusivamente dalla pressione 'riduzione di portata' e che le portate ricostruite siano le portate attese naturali. Per questa ragione, i valori di STAR_ICMI ottenibili dal modello sono stati corretti facendo riferimento ai valori attesi di STAR_ICMI per quelle condizioni di portata naturale. Qualora si disponga invece solo del dato delle portate effettive in ingresso, e non di quelle attese naturali, i valori di STAR_ICMI che si ottengono dal modello, dovranno essere

riferiti al valore di STAR_ICMI tabellare, secondo il DM 260/2010, per i fiumi temporanei (i.e. nel nostro caso, 1.019).

A titolo esemplificativo, per il Rio Foddeddu, si riporta la modellizzazione considerando che le portate disponibili siano semplicemente gli afflussi di monte e non le portate attese naturali. Si osserva quindi, come lecito attendersi, un generale aumento delle quote di rilascio necessarie al raggiungimento del GES, dato che il valore atteso tabellare dello STAR_ICMI risulta spesso più elevato dei valori effettivamente osservabili per un dato

carattere lenticolo-tico nel tratto fluviale. Ad esempio, questa situazione è enfatizzata nel caso del 1937, per il quale il deflusso minimo del 10% (Fig. 12b) è sufficiente per soli 7 mesi a garantire il raggiungimento del GES, mentre a giugno, luglio, agosto e ottobre sono rispettivamente necessarie delle quote di rilascio pari a 30%, 30%, 50% e 30%, quando invece, ipotizzando di poter disporre delle portate attese naturali (di pari entità), il 10% di rilascio era risultato sempre sufficiente al

raggiungimento del GES. In modo analogo, l'obiettivo di qualità che consideri non semplicemente il raggiungimento del buono stato per gli invertebrati, ma che includa la componente quali-quantitativa dell'habitat, porta a quote di rilascio, in assenza di stime delle portate naturali, che arrivano all'80% (Fig. 12d).

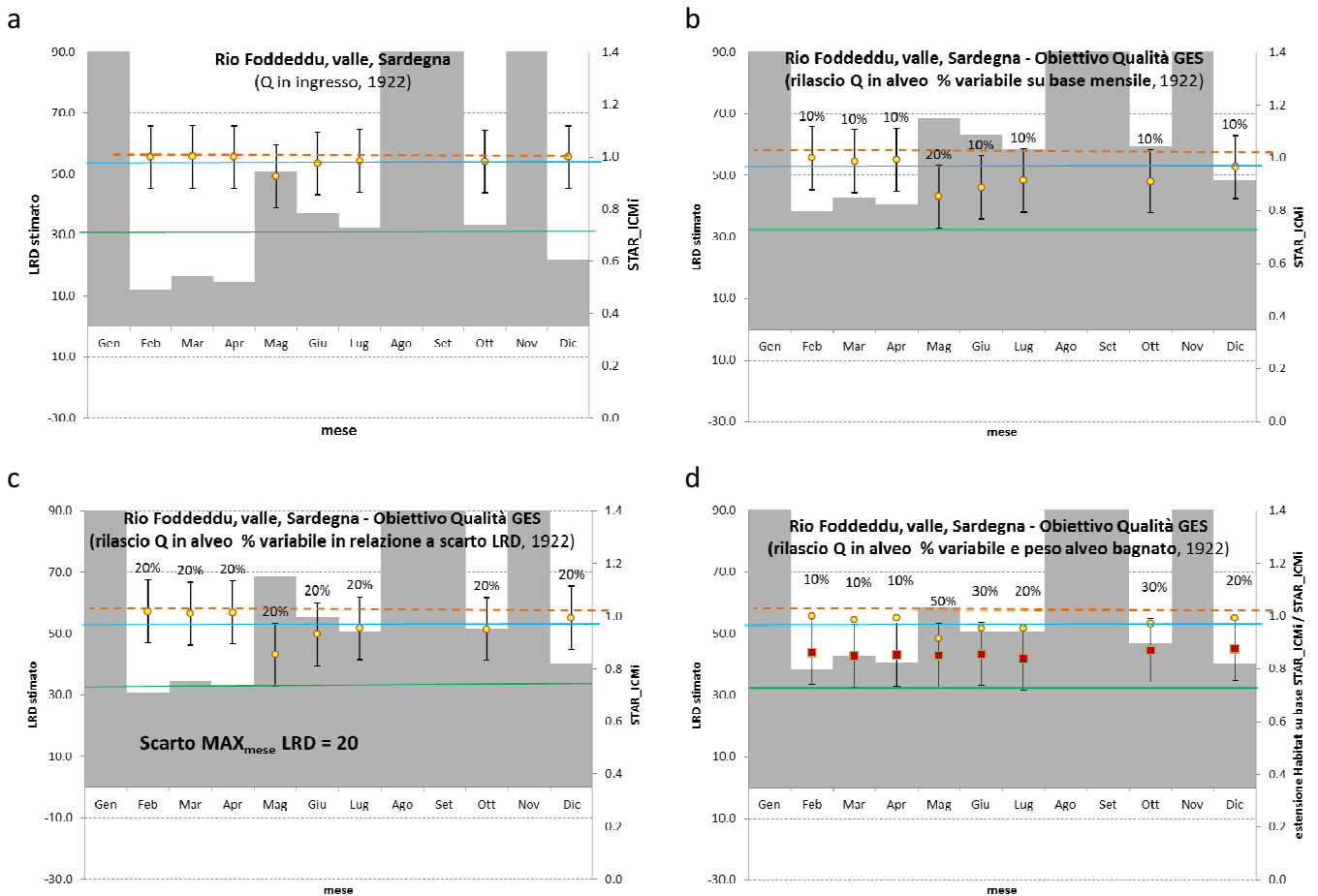


Fig. 10 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1922 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat' (incertezza per il solo STAR_ICMi non raffigurata).

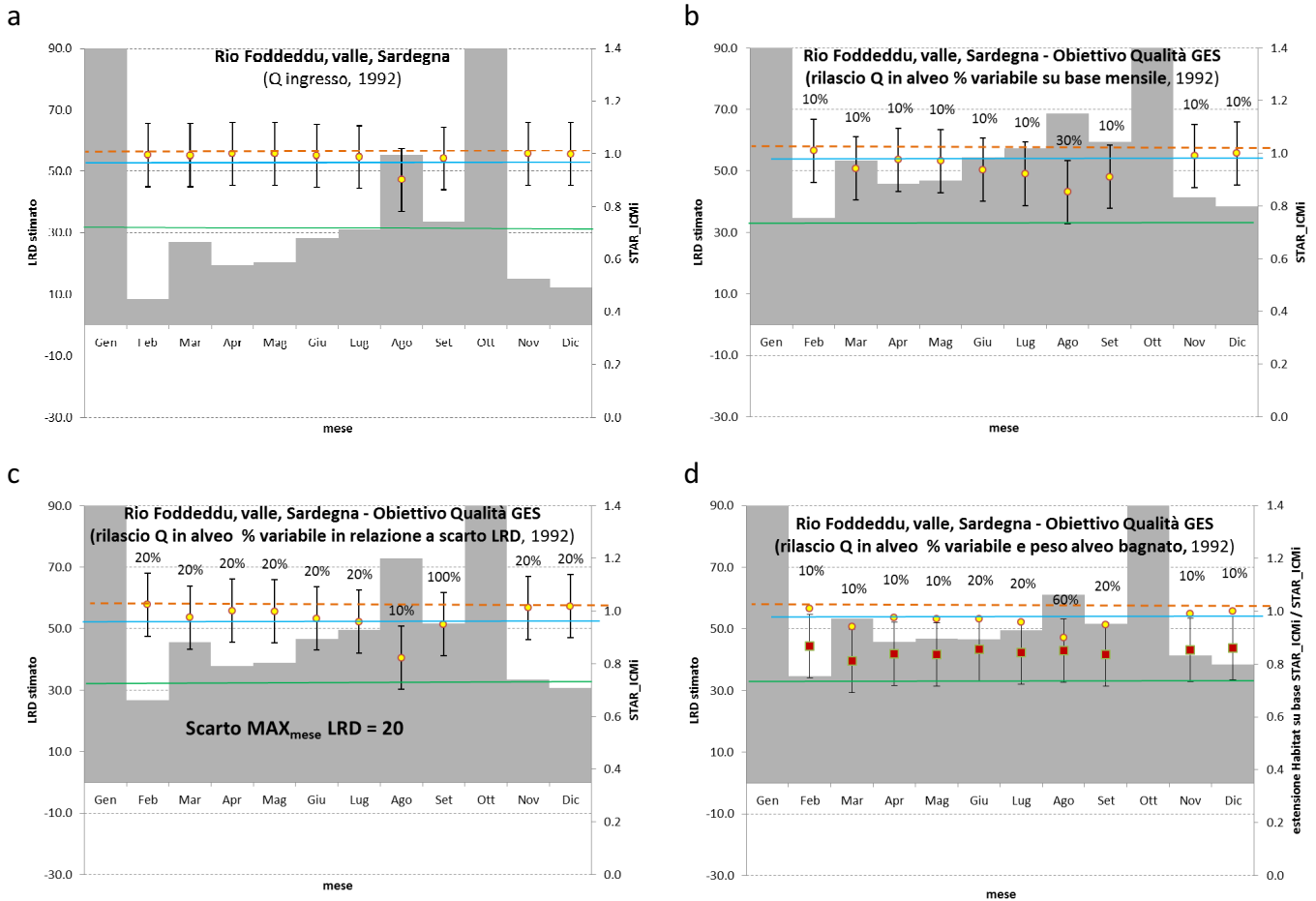


Fig. 11 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1992 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat'(incertezza per il solo STAR_ICMi non raffigurata).

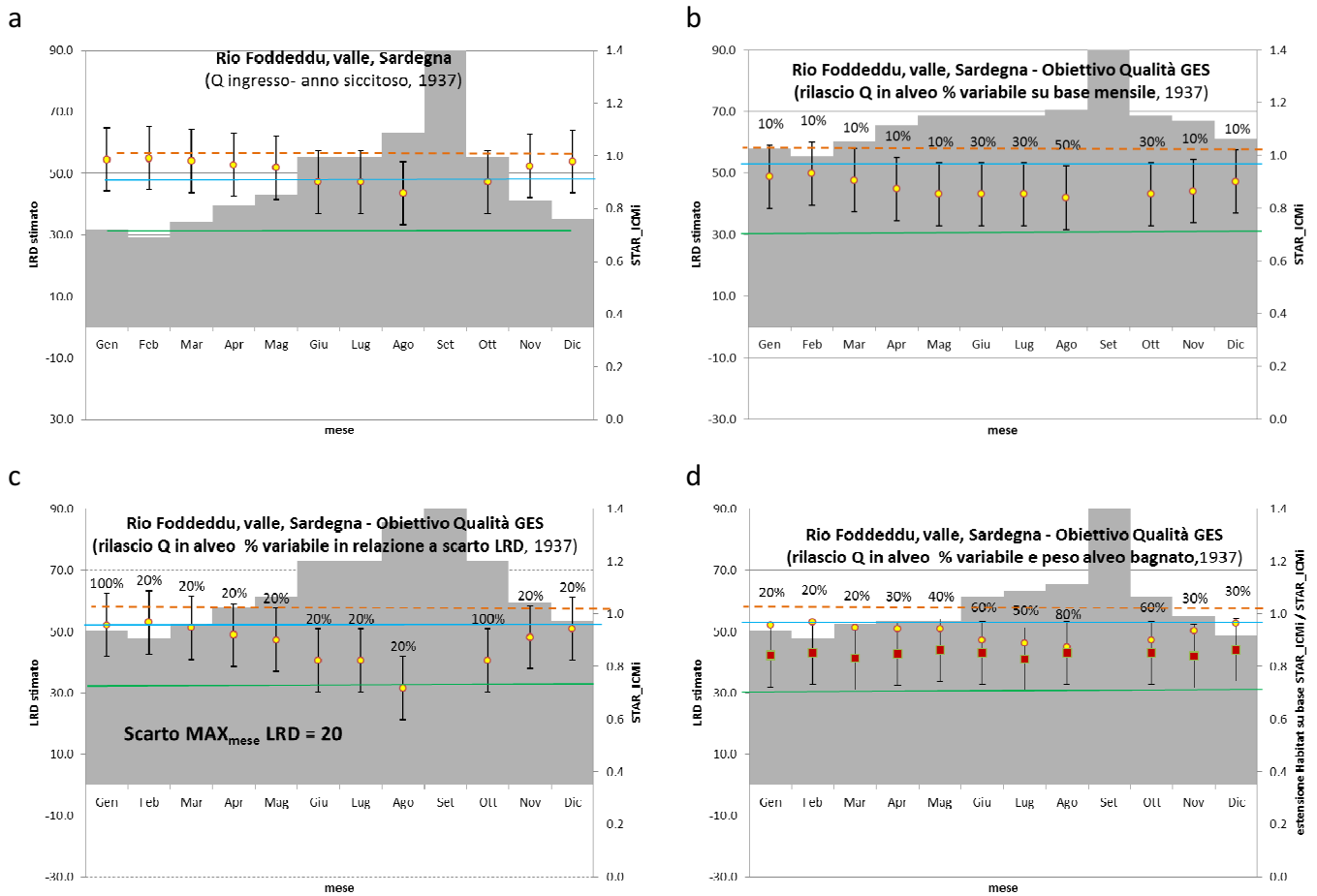


Fig. 12 (a-d) - Modellizzazione dei valori attesi di LRD e dei rispettivi valori di STAR_ICMi nel Rio Foddeddu nel 1937 in diverse condizioni di portata/rilascio: a) atteso naturale; b) atteso con rilascio modulato su base mensile al fine di raggiungere GES; c) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e per limitare lo scarto LRD naturale vs modellizzato a ± 10 ; d) atteso con rilascio modulato su base mensile per raggiungere GES e considerando la componente 'quantità' di habitat disponibile (quadrati in rosso scuro) sulla base del coefficiente di ponderazione 'Habitat' (incertezza per il solo STAR_ICMi non raffigurata).

4. CONCLUSIONI

4.1 Aspetti generali

I risultati esposti in questo contributo consentono di tracciare, per punti, le considerazioni elencate nel seguito.

- Quanto esposto a titolo di esempio in questo contributo è una modalità secondo la quale è possibile quantificare gli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi acquatiche.

- Gli esempi proposti sono articolati in termini di ipotesi alternative di rilascio in alveo e consentono di approssicare la valutazione di portate ecologicamente accettabili (*ecological flows*).
- Alcune delle considerazioni effettuate (quelle legate a possibili obiettivi di qualità) si basano sul presupposto che i corpi idrici portati ad esempio siano affetti esclusivamente da riduzione di portata e non da altre pressioni antropiche.

- È necessario rilevare che, in presenza di altre pressioni, sarebbe opportuno valutare come e quanto esse influenzino il giudizio di qualità. Inoltre, dal punto di vista della messa in opera di misure dedicate all'attenuazione degli effetti di tali pressioni, sarà necessario definire delle priorità di intervento.
- Nel considerare gli effetti sulle biocenosi dell'eventuale modulazione dei rilasci o delle concessioni di prelievo, è possibile porsi diversi obiettivi. In accordo con quanto richiesto dalla WFD, sarà necessario predisporre rilasci (o comunque garantire portata fluente in alveo) che consentano il raggiungimento dello stato elevato (HES) o buono (GES), in relazione al corpo idrico investigato.
- Il raggiungimento degli obiettivi dovrebbe non solo considerare gli aspetti qualitativi ma anche quelli quantitativi, per biocenosi e habitat. Le eventuali riduzioni di portata osservate rispetto all'atteso naturale dovrebbero consentire la salvaguardia degli habitat, sia in termini di qualità che di quantità; inoltre, esse non dovrebbero alterare in modo significativo la proporzione tra habitat lotici e lentici (i.e. il carattere lentico-lotico), attesi per un determinato corpo idrico in condizioni naturali.
- Le riduzioni quali-quantitative di habitat si ripercuotono sulle biocenosi, le cui abbondanze, come richiesto dall'allegato V della WFD, devono corrispondere a quelle delle condizioni inalterate per lo stato elevato e a lievi scostamenti dalle condizioni naturali per lo stato buono. Questo significa che gli habitat, qualitativamente e quantitativamente, devono essere tali da consentire un rapporto tra taxa reofili e limnofili che possa essere confrontabile o poco differente (a seconda dell'obiettivo di qualità) da quello osservato in condizioni naturali; in termini quantitativi, è cioè opportuno verificare che la riduzione dell'habitat non determini un'eccessiva riduzione delle abbondanze assolute di taxa ritenuti rappresentativi.
- Le considerazioni riportate in questo contributo rispetto agli *ecological flows* non sono modulate per tenere direttamente in considerazione gli aspetti più prettamente idrologici. È pertanto utile sottolineare che gli obiettivi di qualità, almeno in termini di *environmental flows*, dovrebbero integrare, ad esempio, almeno una parte delle informazioni previste per valutazioni più ampie degli impatti idrologici e.g. con il sistema IHA (Richter et al., 1996; 1997; 1998; ISPRA, 2011).
- Negli esempi proposti, nell'ambito di studio considerato, cioè i macroinvertebrati bentonici, si è fatto riferimento allo STAR_ICMi. Dal momento che si sta affrontando un impatto specifico, sarebbe opportuno utilizzare anche metriche dedicate alla valutazione di tale impatto. Una quantificazione più accurata degli effetti della riduzione di portata sulle biocenosi macrobentoniche dovrebbe prevedere quindi l'utilizzo di modelli per le singole metriche componenti lo STAR_ICMi e l'utilizzo di metriche dedicate alla valutazione degli effetti dei prelievi e della riduzione di flusso in alveo. Tra queste, ricordiamo alcune delle metriche selezionate nel corso di INHABIT: Numero di taxa di Odonati, Coleotteri e Eterotteri, rapporto *Baetis/Baetidae* e indice LIFE (si veda per maggiori dettagli quanto contenuto in INHABIT D1d5, 2013).

4.2 Ipotesi di modulazione di rilasci in funzione dello stato ecologico

Gli esempi proposti hanno consentito di evidenziare un'elevata variabilità inter annuale delle portate medie mensili, che ha chiare conseguenze sul carattere lentico-lotico, sulla quantità di habitat disponibile e sulle biocenosi. Al fine di pianificare rilasci conformi agli

obiettivi gestionali e.g. un definito stato ecologico, occorrerebbero previsioni di valori di portata attesa nel corpo idrico in tempo reale o quasi. Ciò, purtroppo, trova raramente una realizzazione pratica. In alternativa, per definire l'entità dei rilasci da operare, si suggerisce di utilizzare valori giornalieri (attesi naturali) di portata, misurati o ricostruiti, e anche a rischio di qualche approssimazione dovuta a validazione solo parziale dei dati, non appena gli stessi siano resi disponibili. Si considera che la pianificazione dei rilasci possa essere effettuata almeno su base quindicinale; in situazioni ordinarie, i rilasci effettivi potranno quindi avere uno sfasamento rispetto agli attesi naturali di ~15 giorni. Ove possibile dal punto di vista gestionale, nell'operare i rilasci dovrebbero essere considerate anche le variazioni giornaliere; in alternativa, si potrà utilizzare la media quindicinale. Si segnala inoltre che, nel calcolo dei valori medi di portata dai quali calcolare il rilascio percentuale conforme agli obiettivi, dovrebbero essere escluse portate elevate e poco frequenti (e.g. le Q_{10}), in modo da non penalizzare i volumi eventualmente invasati e non rischiare di definire deflussi insolitamente elevati per periodi prolungati. In attesa di poter disporre di modelli che stimino in tempo reale le portate attese, può risultare conveniente fare riferimento a valori di LRD misurati; va qui ricordato che per ottenere un valore di LRD – che può essere posto in relazione diretta con la portata superficiale e le caratteristiche dell'alveo in modo sito-specifico - è necessaria un'applicazione in campo del metodo CARAVAGGIO (circa 2/2.5 ore). Una volta applicato, il metodo consente di ricavare numerose altre informazioni utili all'interpretazione dei dati biologici e alla valutazione dell'efficacia delle misure (si veda INHABIT I3d4, 2013; INHABIT D1d5, 2013).

4.3 Qualità e quantità degli habitat

Gli approcci che dovrebbero essere messi in atto per considerare gli effetti della riduzione di portata nei fiumi, non si dovrebbero limitare a un solo elemento biologico di qualità, né a considerare esclusivamente gli aspetti più prettamente qualitativi. La riduzione di portata ha infatti effetto sia sulla qualità che sulla quantità degli habitat. Cambiamenti nella qualità di habitat possono avere effetti sulla composizione tassonomica delle comunità, che possono non venire direttamente rilevati dagli indici in uso per la valutazione degli aspetti qualitativi. Variazioni quantitative degli habitat avranno inevitabilmente effetti sulle abbondanze assolute degli organismi con, ad esempio, conseguenze evidenti sulla produttività del corpo idrico e sulle sue potenzialità di autodepurazione. In accordo a quanto riportato nell'allegato V della WFD, è necessario appurare che i rapporti tra gruppi tassonomici e le abbondanze dei principali organismi non vengano significativamente modificati, rispetto a quanto si osserverebbe in condizioni naturali. Con gli esempi riportati in questo contributo sono state definite due procedure per tenere in considerazione in modo estremamente semplice e diretto gli aspetti quantitativi di habitat. Entrambe le possibilità, una basata sulla definizione di uno scarto accettabile di LRD e l'altra di un coefficiente di ponderazione del giudizio biologico sulla base della "quantità" di habitat disponibile (\approx alveo bagnato), consentono di affinare i rilasci, che terranno così conto anche degli aspetti quantitativi di habitat e delle biocenosi.

4.4 Integrazione di approcci agli *ecological flows*

Sulla base di approfondimenti in aree specifiche, l'approccio proposto potrebbe rivelarsi funzionale all'integrazione di metodi esistenti, per collegarli in modo diretto alla verifica degli obiettivi di qualità. Ad esempio, ciò sarebbe relativamente semplice da realizzare dove siano in uso metodi a base

idrologica per definire il DMV, con parametri correttivi già previsti per altri aspetti (e.g. Regione Lombardia, 2010). Nel bacino padano, in generale, la formula di base utilizzata per il calcolo del DMV è:

DMV (l/s) = $k \cdot q_{\text{meda}} \cdot S \cdot M \cdot Z(N, Q, F) \cdot A \cdot T$, con
 k parametro sperimentale per singole aree geografiche,
 q_{meda} portata specifica media annua per unità di superficie di bacino (l/s*km²),
 S area del bacino sotteso (km²),
 e con i seguenti fattori correttivi:
 M, parametro che tiene conto della morfologia dell'alveo,
 Z, il più elevato tra:
 N – parametro “naturalistico”,
 F - grado di fruizione,
 Q - qualità delle acque,
 A, che tiene conto dell'interazione tra acque superficiali e sotterranee,
 T, per la modulazione del DMV nel tempo.

L'approccio qui proposto può fornire indicazioni facilmente utilizzabili in merito ai parametri N, Q e T, garantendo, inoltre, la possibilità di una verifica diretta dell'efficacia dei rilasci in termini di variazione delle caratteristiche delle biocenosi bentoniche e dello stato ecologico.

Più in generale, ci troviamo in una fase nella quale l'argomento degli *environmental* e *ecological flows* è in corso di discussione a livello europeo (e.g. Sánchez-Navarro & Schmidt, 2012). Ciò ha già stimolato la ripresa delle attività in merito in molti paesi ed è probabile che la condivisione di esperienze e di approcci attualmente in corso possa condurre a notevoli miglioramenti nei metodi in uso. In particolare, sarà importante porre in relazione, almeno in prospettiva, gli approcci adottati per le valutazioni di tipo idrologico (ISPRA, 2011) con alcuni dei parametri di base per l'impostazione degli *environmental flows*. Parallelamente, sarà necessario concentrarsi su aspetti esplicitamente finalizzati (e.g. *ecological*

flows) alla gestione dei deflussi per la tutela delle biocenosi, degli habitat e degli ecosistemi, anche attraverso la valutazione diretta di fattori qualitativi. Ciò non dovrà prescindere, in linea con l'impianto della WFD e le indicazioni della Direttiva HABITAT (92/43/CEE), dal posizionare al centro di qualsiasi approccio gli organismi legati agli ecosistemi acquatici e i loro habitat.

4.5 Habitat e interpretazione del dato biologico: possibile sintesi operativa

I risultati proposti in questo contributo si riferiscono, per quanto riguarda le caratteristiche di habitat, al solo LRD, cioè al carattere lenticolo-tico di un determinato tratto fluviale. È evidente che la quota di incertezza potenziale legata alla classificazione dello stato ecologico, qualora si trascuri il carattere lenticolo-tico in determinate condizioni, fa sì che la valutazione di quest'ultimo assuma un carattere prioritario. In aggiunta a ciò, è altrettanto evidente che il possibile errore “sistemico”, legato alla risposta delle biocenosi al carattere lenticolo-tico, si trasforma in strumento utilissimo per valutare le conseguenze di eventuali prelievi idrici e per modulare rilasci conformi agli obiettivi di qualità e alla tutela degli organismi, anche in termini quantitativi.

È però evidente, e ovvio, come in parte discusso altrove in INHABIT, che altri fattori di habitat possono essere importanti per le biocenosi fluviali. In particolare, senza sconfinare su aspetti più legati alla valutazione delle pressioni, può essere utile cercare di integrare informazioni sul carattere lenticolo-tico con altre che riguardano la ricchezza e la diversificazione complessiva degli habitat fluviali. Per un uso pratico, ci si riferisce qui alla relazione tra i descrittori LRD e HQA (*Habitat Quality Assessment score*, Raven et al., 1998). In Figura 13, si riporta quindi uno schema riassuntivo che mette in relazione le condizioni di habitat espresse in termini di LRD e HQA ai rispettivi valori attesi di STAR_ICMi. Relativo ai fiumi della Sardegna, lo schema offre una

chiave di lettura degli effetti delle possibili pressioni presenti, come rilevate (o rilevabili) dai macroinvertebrati bentonici. L'utilizzo dello schema prevede il confronto dei valori di STAR_ICMi osservati con i valori tabellari (DM 260/2010) e con quelli ottenuti dal modello di stima sito-specifica delle condizioni di riferimento (Buffagni et al., 2013b). Le diverse combinazioni dei due fattori di habitat possono o meno mascherare o tamponare eventuali

effetti negativi delle pressioni sulle biocenosi. In particolare, lo schema può consentire di valutare l'importanza degli effetti di eventuali prelievi idrici in modo speditivo in relazione alle altre pressioni e supportare così la pianificazione di opportune misure di recupero o tutela.

R-M5 - valutazione effetto prelievi (se presenti) e altri impatti		Invertebrati bentonici (Stato Ecologico)				
		STAR_ICMi osservato				
		> Ref_Tab	Ref_Mod < Obs < Ref_Tab		< Ref_Mod (Ref_Tab)	
LRD osservato		Valori attesi STAR_ICMi da Modello				
		si presume l'assenza di pressioni rilevanti	si presume l'assenza di pressioni rilevanti	possibile presenza di pressioni moderate	pressioni sicuramente presenti	
Carattere lenticolo-totico	<13	Ref_Tab > Ref_Mod	-	-	altre pressioni possibili (effetto di prelievi non rilevabile)	altri impatti presenti (effetto di prelievi improbabile)
	13-20	Ref_Tab ≈ Ref_Mod	-	-		vari impatti potenzialmente presenti (incluso effetto di prelievi, ma non distinguibile)
	>20*	Ref_Tab > Ref_Mod	-	-	varie pressioni ugualmente possibili	(Obs-RefMod) ≈ (RefMod-RefTab): impatto dei prelievi ≈ altri impatti (Obs-RefMod) < (RefMod-RefTab): impatto dei prelievi > altri impatti (Obs-RefMod) > (RefMod-RefTab): impatti vari > impatto prelievi

* presenza di prelievi nota: $(Ref_Tab_{STAR_ICMi} - Ref_Mod_{STAR_ICMi}) = stima\ impatto\ prelievi \rightarrow$ cfr. STAR_ICMi obs

** possibile semplificazione degli habitat fluviali dovuta ad alterazioni: verificare cause (e.g. HMS, LU)

Fig. 13 - Risultati della possibilità, per i fiumi, di poter quantificare portate ecologicamente accettabili (e-flows), utilizzando descrittori del carattere lenticolo-totico e la relazione osservata con le biocenosi acquatiche.

RINGRAZIAMENTI

Il contributo e le analisi sono state effettuate nell'ambito del progetto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT, in relazione alla stesura del deliverabile I3d1. Si ringraziano Elio Sesia, Paola Botta, Andrea Bottino, Fulvia Castino, Marinella Fenocchio, Mauro Ferrando, Antonietta Fiorenza, Lorenzo Giordano, Arianna Nicola, Mara Raviola, Claudia Vanzetti (ARPA Piemonte) e Mariano Pintus, Maria Gabriella Mulas, Martina Coni, Roberto Coni, Giuliana Erbì, Elisabetta Massidda, Michela Olivari,

Simona Spanu (Regione Sardegna) per il supporto fornito nelle attività sperimentale e nella predisposizione dei dati.

BIBLIOGRAFIA

ACREMAN, M. C. & M. J. DUNBAR, 2004. "Methods for defining environmental river flow requirements - a review." *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 861-876.

BOVEE, K.D., B.L. LAMB, J.M. BARTHOLOW, C.D. STALNAKER, J. TAYLOR & J. HENRIKSEN, 1998. Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technical Report. USGS/BRD19980004. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Fort Collins, Colorado. 131p.

BUFFAGNI A., D.G. ARMANINI & S. ERBA, 2009. Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *J. Limnol.* 68 (1): 92-105.

BUFFAGNI A., ERBA S. & D.G. ARMANINI, 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72: 45-60. D.Lgs. 152/06, Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale". Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96

BUFFAGNI A., G. VIVIANO, F. SALERNO & S. ERBA, 2013a. Stima della portata fluviale mediante l'utilizzo dei parametri morfometrici raccolti con il metodo CARAVAGGIO e relazione LRD/portata. INHABIT Deliverable I3D1.3.

BUFFAGNI A., S. ERBA, R. BALESTRINI, M. CAZZOLA, G. PACE, A. DE GIROLAMO, R. CASULA, R. TENCHINI & C. BELFIORE, 2013b. Invertebrati bentonici e variabilità di habitat nei fiumi: incertezza nella classificazione, 'effetto habitat' o valutazione dello stato ecologico? INHABIT Deliverable I3D1.2.

Commissione Europea, 1992. DIRETTIVA 92/43/CEE DEL CONSIGLIO del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. G.U. L 206 del 22 luglio 1992.

Commissione Europea, 2000. DIRETTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 23 ottobre 2000 che istituisce

un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. G.U. L 327 del 22 dicembre 2000.

MATTM, 2010. D.M. 260/2010. Regolamento recante i Criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. G.U. 30 del 7 Febbraio 2011.

ISPRA, 2011, Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Versione 1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.

INHABIT D1d5, 2013. Deliverable D1d5 - Rapporto tecnico - Incertezza della classificazione e suggerimenti per il miglioramento dei PdG - *Final report on classification uncertainty and correlated suggestions to improve RBMPs*. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT I3d4, 2013. Deliverable I3d4 - Indicazioni sulle modalità di implementazione delle nuove misure per favorire il raggiungimento dello stato ecologico buono nel 2015 - *Guidelines on where and how the new set of measures should be adopted to aid the achievement of good ecological status by 2015* Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

JOWETT, LG. 1989. River hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual. New Zealand Ministry of Agriculture and Fisheries, Fisheries Miscellaneous Report 49. Christchurch. 39 pp.

KING, J. M., R. E. THARME, Y. M. S. DE VILLIERS, editors. 2008. "Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology". WRC Report No TT

354/08. Updated Edition. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.

MEITZEN K.M., DOYLE M.W., THOMS M.C., C.E. BURNS, 2013. Geomorphology within the interdisciplinary science of environmental flows. *Geomorphology* 200: 143–154.

RAS - Regione Autonoma della Sardegna, 2006. Piano di Tutela delle Acque (art. 44 D.Lgs. 152/99 e s.m.i. - art. 2 L.R. 14/2000 - Dir. 2000/60/CE). Piano stralcio di settore del piano di bacino. Allegato - Norme Tecniche di Attuazione, Assessorato Della Difesa Dell'Ambiente, Servizio della Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 65 pp.

RAS – Regione Autonoma della Sardegna, 2010. Piano di Gestione del Distretto Idrografico della Sardegna - Relazione Generale. Direzione generale Agenzia regionale del Distretto Idrografico della Sardegna. Servizio Tutela e Gestione delle Risorse Idriche, vigilanza sui servizi idrici e gestione delle siccità. 20.03.2010, 401 pp.

RAVEN P.J., HOLMES T.H., DAWSON F.J.H., FOX P. J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R. & K.J. ROUEN, 1998. River Habitat Quality: the physical characteristics of the river and streams in the UK and Isle of Man. Report No 2. Environment Agency, UK.

REGIONE LOMBARDIA, 2008. Direttive per l'adeguamento delle derivazioni al rilascio del deflusso minimo vitale. Regione Lombardia - Reti, Servizi di Pubblica Utilità e Sviluppo Sostenibile, Milano, 32 pp.

RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J. & BRAUN, D.P., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4): 1163-1174.

RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., WIGINGTON, R. & BRAUN, D.P., 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37: 231-249.

RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., BRAUN, D.P. & POWELL, J., 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14: 329-340.

SÁNCHEZ-NAVARRO R. & G. SCHMIDT, 2012. ENVIRONMENTAL FLOWS AS A TOOL TO ACHIEVE THE WFD OBJECTIVES DISCUSSION PAPER. Version: Draft 2.0. Date: 11 June 2012. 51 pages.

THARME R., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19: 397-441.

I3D1.6 - CARATTERIZZAZIONE DELLA COMUNITÀ DI DIATOMEE BENTONICHE NEI TRATTI FLUVIALI SARDI DEL PROGETTO INHABIT

A cura di:

Centis B., M. Cazzola, S. Erba e A. Buffagni

CNR-IRSA, Brughiero (MB)

RIASSUNTO

Le diatomee possiedono caratteristiche biologiche ed ecologiche che le rendono ottimi indicatori della qualità dell'acqua. Il loro uso in tale direzione è documentato negli anni anche grazie alla definizione di numerosi indici di qualità diatomica, in vari paesi. Nell'ambito del progetto INHABIT, le diatomee sono state utilizzate per la definizione delle condizioni ecologiche, vista anche la scarsità di studi diatomici in corsi d'acqua temporanei. Quattro indici diatomici sono stati calcolati e i loro giudizi di qualità non mostrano risultati significativamente diversi tra loro, ad esclusione di un caso. Nonostante ciò, le classificazioni non sembrano distinguere le condizioni ambientali caratteristiche dei siti e dei loro habitat e pertanto ulteriori indagini potrebbero essere utili a capirne l'importanza ecologica.

SUMMARY

Diatoms have special biological and ecological features that enable them to be perfect water quality indicators. Their use on this has a long tradition and many countries have developed their own water quality indices, based on diatoms. For the INHABIT project, diatoms have been used to define ecological status, seen the scarcity of such studies performed in temporary watercourses. Four indices have been measured and they seem not to significantly differ one from the other, apart

from one case. Nevertheless, such classifications do not seem to spread apart the environmental conditions which are featured on the sites and their habitats and so further studies should be performed to better understand their ecological importance.

1. INTRODUZIONE

Le diatomee sono state frequentemente utilizzate per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua, in contesti nazionali e internazionali (si veda per esempio Kelly et al., 1998 per una rassegna sul contesto europeo). Le modalità di distribuzione della comunità delle diatomee in ambiente dulciacquicolo rispondono ad una molteplicità di fattori, costituendo il successo della diffusione degli indici diatomici. Questi rappresentano un modo per sintetizzare lo stato di qualità dell'ambiente acquatico a partire dalle preferenze ecologiche dei singoli taxa che costituiscono la comunità (Potapova & Charles, 2007). Le limitazioni nel loro uso sono legate principalmente alla mancanza di informazioni relative all'autoecologia di alcune specie (Porter et al., 2008; Sabater, 2009) o alla non linearità nella risposta della comunità, talvolta osservata, all'incrementare delle pressioni, oppure ancora alla difficoltà nel distinguere gli effetti causati da molteplici fattori di stress.

Sul piano normativo, la Direttiva Quadro (EC, 2000), e i conseguenti mutamenti nell'approccio al monitoraggio della risorsa idrica, ha introdotto anche per questa comunità biologica la necessità di uno sforzo coordinato per sviluppare dedicati indicatori conformi alle richieste del nuovo quadro normativo. In Italia, per quanto riguarda le diatomee, i gruppi di lavoro coordinati da ISPRA, hanno prodotto i protocolli per i metodi di campionamento. L'indice diatomico ICMi (Intercalibration Common Metrix Index- Mancini & Sollazzo, 2009) deriva da altri due indici diatomici precedentemente determinati (IPS- Coste, 1982 e TI- Rott et al., 1999) e viene utilizzato per

attribuire un giudizio in classi di qualità in accordo con le comunità diatomiche nel contesto della Direttiva Quadro.

Il progetto INHABIT è dedicato all'indagine, nei corpi idrici fluviali e lacustri, delle relazioni tra comunità biotiche e caratteristiche di habitat, con particolare riferimento agli effetti di queste sui risultati della classificazione. Il progetto intende con la sua attività suggerire misure pratiche per l'implementazione dei PdG e perfezionare l'attendibilità della valutazione dello stato ecologico. Al fine di estendere il quadro relativo allo stato degli elementi biologici negli ambienti investigati, accanto alla comunità guida dei macroinvertebrati bentonici, il progetto INHABIT ha inteso considerare la possibile informazione fornita dalla comunità delle diatomee, procedendo a effettuare in tutti i siti il campionamento (si veda deliverable I1d1, Erba et al., 2011) e l'analisi relativi a tale comunità. L'attività del progetto risulta di particolare interesse anche alla luce della scarsità di studi concernenti le comunità macrofittica e algali per la realtà dei fiumi temporanei (Aboal et al., 1996).

Specificamente dedicato all'analisi degli aspetti di habitat ed idromorfologia locale, INHABIT ha deliberatamente escluso dall'indagine tratti fluviali e corpi idrici interessati da significativo inquinamento del comparto acquatico (e.g. derivante da nutrienti da agricoltura, scarichi civili ecc.), concentrandosi nei tratti investigati sulla variabilità delle condizioni di habitat e delle alterazioni morfologiche. In tali ambienti, ci si aspetta che un'indagine condotta sulla comunità diatomica, tipicamente considerata come affidabile indicatore per inquinamento organico ed eutrofizzazione (Descy & Ector, 1999), possa non evidenziare differenze tra i vari livelli di alterazione morfologica osservati.

Il presente contributo presenta la caratterizzazione dal punto di vista della comunità diatomica dei siti fluviali sardi oggetto di indagine nel progetto INHABIT. È fornita una sintetica descrizione dei siti, insieme ai risultati della classificazione in accordo con un set di

indici, inclusi quelli messi a punto nel gruppo di lavoro WFD nazionale. I risultati relativi alla comunità delle diatomee nei siti piemontesi del progetto INHABIT saranno presentati nell'aggiornamento al Deliverable D1d1.

2. MATERIALI E METODI

L'attività ha riguardato i siti INHABIT della Sardegna investigati nel corso della campagna di maggio 2011. Le caratteristiche generali dei siti sono descritte in precedenti deliverable (e.g. I1d1, Erba et al., 2011).

La procedura di campionamento, descritta in Erba et al. (op. cit.), è compatibile con il "Protocollo di campionamento delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua", redatto dal gruppo di lavoro per l'armonizzazione di metodi biologici per il monitoraggio di campioni diatomici coordinato da ISPRA. In accordo con il medesimo protocollo, per i siti investigati è stata redatta una taxalyst, comprensiva della quantificazione delle specie diatomiche presenti e della attribuzione ai relativi Gruppi Morfofunzionali (Centis et al, 2010). Per ciascun campione, sono stati inoltre calcolati cinque indici diatomici, i.e.: ICMi (Mancini & Sollazzo, 2009) utilizzato per la classificazione nazionale; EPI-D (Dell'Uomo, 2004); IPS (Coste, 1982); TI (Rott et al., 1999); IBD (Lenoir & Coste, 1996). Tutti gli indici, con l'esclusione del TI, portano alla definizione di cinque classi di qualità dell'acqua (sebbene la denominazione delle classi sia differente nei vari indici). Il calcolo degli indici è stato effettuato mediante il software OMNIDIA (Lecoite et al., 1999), utilizzato comunemente nel calcolo degli indici. Per quanto riguarda l'indice ICMi, analogamente a quanto effettuato per i macroinvertebrati bentonici (si veda Deliverable D1d1, Cazzola et al., 2012), i valori di riferimento utilizzati per le normalizzazioni e i limiti di classe, sono differenziati a seconda del tipo fluviale di appartenenza del sito investigato, attribuito nella tipizzazione regionale sarda (RAS, 2009). In particolare,

considerando il livello permanenza di acqua in alveo, sono stati considerati i valori di riferimento appartenenti al macrotipo M5 per i tipi temporanei e al macrotipo M1 per i tipi perenni. I valori di riferimento e i limiti di classe utilizzati sono riportati in Mancini & Sollazzo (2009), nonché nel DM 260/2010.

Il Wilcoxon *matched pairs* test, è stato utilizzato per confrontare i risultati della classificazione ottenuta con i diversi indici considerati. Dal momento che il test considera come ipotesi nulla l'appartenenza dei campioni ad un'unica popolazione, si interpretano come differenti due campioni (in questo caso le classificazioni) che, se confrontati, presentano un p-level significativamente basso (i.e. <0.05).

3. **RISULTATI**

3.1 Liste tassonomiche e indici calcolati

La tabella 1 mostra la lista delle specie complessiva rinvenuta nei tratti fluviali investigati. La tabella 2 riporta invece i valori dei 6 indici calcolati con le rispettive classi di qualità/livelli di trofia. Per agevolare la confrontabilità dei risultati il giudizio di qualità, espresso secondo i criteri originari con modalità differenti nei diversi indici, è stato sostituito da un numero da 1 a 5, crescente al peggiorare del livello di qualità. Inoltre, per l'indice TI è stato riportato il livello di trofia, poiché per questo indice non è prevista una classificazione in 5 classi di qualità. Per completezza, la tabella 3 riporta le modalità di espressione del livello di qualità degli indici, in accordo con le indicazioni degli autori. La tabella 2 riporta inoltre per i siti investigati l'indicazione del tipo fluviale di appartenenza in accordo con la tipizzazione regionale. In funzione del tipo fluviale, per gli indici IPS e TI che compongono l'indice ufficiale ICMi, sono stati utilizzati valori di riferimento e limiti di classi corrispondenti ai macrotipi fluviali, riportati in tabella e indicati nel DM 260/10 (tabelle 4.1.1c e 4.1.1d del Decreto).

Tab. 1 - Lista delle specie diatomiche rinvenute nei siti fluviali del progetto INHABIT – regione Sardegna (maggio 2011).

id	Cod.	Specie e varietà	Gruppo Morfofunzionale
1	ABIA	<i>Achnanthes biasolettiana</i> Grunow var. <i>biasolettiana</i> Grunow in Cleve & Grun	PENPED
2	AINA	<i>Amphora inariensis</i> Krammer	PENPED
3	ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Breb.) Grunow var. <i>lanceolata</i> Grunow	PENPED
4	AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kutzing var. <i>minutissima</i> Kutzing (<i>Achnanthidium</i>)	PENPED
5	APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kutzing) Grunow	PENPED
6	CHCO	<i>Cymbella helvetica</i> Kutzing var. <i>compacta</i> (İstrup) Hustedt	PENPED
7	CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CENPLA
8	CMIC	<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	PENPED
9	ENMI	<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh)	PENPED
10	CPED	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	PENPED
11	CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.)Grunow	PENPED
12	CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.)Van Heurck	PENPED
13	CPPL	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>pseudolineata</i> Geitler	PENPED
14	CSIN	<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	PENPED
15	ENSL	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh)	PENPED
16	CSOL	<i>Cymatopleura solea</i> (Brebisson) W.Smith var. <i>solea</i>	PENSMA
17	DGEM	<i>Dydimosphenia geminata</i> Metzgelin Lange-Bertalot	PENLAR
18	DMON	<i>Diatoma moniliformis</i> Kutzing	PENLAR
19	DPAR	<i>Diploneis parma</i> Cleve	PENSMA
20	DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory 1824	PENLAR
21	FBRE	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow (<i>Pseudostaurosira</i>)	PENCOL
22	FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	PENCOL
23	FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.)Lange-Bertalot var. <i>acus</i>	PENCOL
24	FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i>	PENCOL
25	GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	PENPED
26	GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	PENPED
27	GCLE	<i>Gomphonema clevei</i> Fricke	PENPED
28	GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	PENPED
29	GOLC	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> (Cleve) Cleve	PENPED
30	GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	PENPED
31	GOMI	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i> Hustedt	PENPED
32	GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	PENPED
33	HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grunow in Cleve et Grunow 1880	PENLAR
34	MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	CENPHY
35	NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	PENLAR
36	NATO	<i>Navicula atomus</i> Grunow	PENLAR
37	NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg (=Hippodonta)	PENLAR
38	NCHU	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	PENLAR
39	NCIN	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	PENLAR
40	NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	PENLAR
41	NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	PENLAR
42	NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	PENLAR
43	NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	PENLAR
44	NDUB	<i>Nitzschia dubia</i> W.M.Smith	PENLAR
45	NFBU	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kutz.) Grunow var. <i>bulnheimiana</i> (Rabh.) Grunow	PENLAR
46	NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck var. <i>filiformis</i>	PENLAR
47	NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Muller	PENLAR
48	NHAL	<i>Navicula halophila</i> (Grunow) Cleve	PENLAR
49	NICA	<i>Nitzschia calida</i> Grunow in Cl. & Grunow	PENLAR
50	NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	PENLAR
51	NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	PENLAR
52	NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	PENLAR
53	NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var. <i>linearis</i>	PENLAR

Tab. 1- segue

id	Cod.	Specie e varietà	Gruppo Morfofunzionale
54	NMEN	<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	PENLAR
55	NMVE	<i>Navicula mutica</i> Kutzing var. <i>ventricosa</i> (Kutz.) Cleve et Grun	PENLAR
56	NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	PENLAR
57	NPHY	<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	PENLAR
58	NPUP	<i>Navicula pupula</i> Kutzing	PENLAR
59	NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kutzing	PENLAR
60	NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	PENLAR
61	NRCS	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	PENLAR
62	NRFA	<i>Navicula radiosafallax</i> Lange-Bertalot	PENLAR
63	NRPA	<i>Navicula radiosa</i> Kutzing var. <i>parva</i> Wallace	PENLAR
64	NSHR	<i>Navicula schroeteri</i> Meister var. <i>schroeteri</i>	PENLAR
65	NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	PENLAR
66	NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Muller) Bory	PENLAR
67	NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot var. <i>trivialis</i>	PENLAR
68	NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing	PENLAR
69	NVIR	<i>Navicula viridula</i> (Kutzing) Ehrenberg	PENLAR
70	NZSU	<i>Nitzschia supralitorea</i> Lange-Bertalot	PENLAR

Tab. 2 - Valori degli indici calcolati e relative classi di qualità/livelli di trofia. nt: corpo idrico non tipizzato

cod	Stazione	Ref	Tipo RAS	Macrotipo	ICMI		EPI-D		IBD		IPS		FI	Trophic level
					CL	CL	CL	CL	CL	CL				
S1	Barrastoni	-	21EF7Tsa	M5	0.83	2	1.2	2	14	2	16.3	2	2.6	Eutrophy
S2	Liscia	-	21IN7Tsa	M5	1.11	1	0.64	1	18.9	1	18	1	1.7	Mesotrophy
S3	Cialdeniddu	-	nt	M5	0.74	2	1.56	2	15.4	2	15	3	2.8	Eu-Politrophy
S4	Safaa	✓	nt	M5	0.79	2	1.28	2	16	2	16	2	2.7	Eutrophy
S5	Sperandeu	✓	21EF7Tsa	M5	1.14	1	0.58	1	18.6	1	19	1	1.7	Mesotrophy
S7	Baldu	-	21EF7Tsa	M5	0.6	3	1.89	3	12.2	3	12	3	3	Eu-Politrophy
S8	Terra Mala Ponte	-	21EF7Tsa	M5	1.06	1	0.77	1	18.1	1	18	1	1.9	Meso-Eutrophy
S9	Terra Mala Ref	✓	21EF7Tsa	M5	1.04	1	0.69	1	18.5	1	18	1	2	Meso-Eutrophy
S10	Saserra	✓	21EF7Tsa	M5	1.06	1	0.68	1	18.7	1	19	1	1.9	Meso-Eutrophy
S11	Posada Valle Guado	✓	21EF8Tsa	M5	0.97	1	0.87	1	16.2	2	18	1	2.2	Meso-Eutrophy
S12	Lorana Monte	-	21IN7Tsa	M5	0.92	1	1.01	2	16	2	17	1	2.3	Eutrophy
S13	Posada Affluente	✓	21EF7Tsa	M5	0.77	2	1.50	2	14	2	13.9	3	2.4	Eutrophy
S14	Rio San Giuseppe	-	21IN7Tsa	M5	0.57	3	1.77	3	12.8	3	11	4	3	Eu-Politrophy
S15	Lorana Valle	-	21IN7Tsa	M5	0.96	1	0.9	1	16.7	2	17	1	2.2	Meso-Eutrophy
S16	Affl. Cedrino Irgoli	-	21IN7Tsa	M5	0.89	1	1.05	2	17.8	1	17	2	2.4	Eutrophy
S17	Flumineddu Gorropu	✓	21SS3Tsa	M1	0.70	2	1.43	2	15.1	2	14.4	2	2.4	Eutrophy
S18	Corr' E Pruna Monte	-	21EF7Tsa	M5	0.70	2	0.96	1	15.6	2	15	3	2.9	Eu-Politrophy
S19	Corr' E Pruna Valle	-	21EF7Tsa	M5	0.89	1	0.69	1	17.3	1	17	1	2.5	Eutrophy
S21	Solana	-	21EF7Tsa	M5	0.95	1	1.14	2	17.2	1	17	1	2.2	Meso-Eutrophy
S22	Picocca	✓	21IN8Tsa	M5	0.66	2	1.89	3	12.7	3	12.2	3	2.8	Eu-Politrophy
S23	Foddeddu Valle	-	21IN8Tsa	M5	0.85	2	0.99	1	16.9	2	16	2	2.5	Eutrophy
S24	Porceddu	-	21EF7Tsa	M5	0.63	3	1.95	3	12.3	3	12	4	2.8	Eu-Politrophy
S25	Museddu	-	Nt	M5	1.03	1	0.64	1	17.8	1	18	1	2.1	Meso-Eutrophy
S26	Canale Monte Dep.	-	21IN7Tsa	M5	0.67	2	1.88	3	12.2	3	13	3	2.9	Eu-Politrophy
S27	E Gurue	-	21SS2Tsa	M1	0.67	2	1.69	2	13.7	2	15	2	2.7	Eu-Politrophy
S28	Tirso	✓	21SR1Tsa	M1	0.59	3	1.96	3	11.3	3	13	3	2.8	Eu-Politrophy

Tab. 3 - Definizioni originarie per le classi di qualità nei diversi indici.

num	ICMi	EPI-D	IBD	IPS
1	ELEVATO	OTTIMO	VERY GOOD	HIGH QUALITY
2	BUONO	BUONO	GOOD	GOOD
3	SUFFICIENTE	MEDIOCRE	ACCEPTABLE	MODERATE
4	SCARSO	CATTIVO	BAD	POOR
5	CATTIVO	PESSIMO	VERY BAD	BAD

Nei siti INHABIT considerati, sono state contate 70 specie complessive di diatomee, anche se nella maggior parte dei casi, non sono presenti più di 30 specie per campione. Le abbondanze delle specie rinvenute risultano contenute, evidenziando una bassa diversità specifica.

I quattro indici diatomici per i quali è possibile una valutazione in 5 classi presentano per lo più risultati confrontabili in termini di formulazione del giudizio di qualità.

Le classi di giudizio di qualità ottenute mediante i diversi indici sono state confrontate con il test non parametrico di Wilcoxon (Wilcoxon *matched pairs test*). Nella tabella 4 sono evidenziati in grassetto i confronti tra classificazioni che si considerano coincidenti (i.e. confronti con $p\text{-level} > 0.05$). Da tali risultati si evince come tutti i gli indici, confrontati a due a due, forniscano classi di qualità non significativamente diverse tra loro, ad esclusione del confronto ICMi-IPS.

Tab. 4 - Risultati del 'Wilcoxon *matched pairs test*' tra le classificazioni dei diversi indici. In grassetto: classificazioni coincidenti, corrispondenti a confronti con $p\text{-level} > 0.05$.

	Valid	T	Z	p-level
ICMi_CL vs EPI-D_CL	26	14.0	0.00000	1.000
ICMi_CL vs IBD_CL	26	5.0	0.67420	0.500
ICMi_CL vs IPS_CL	26	0.0	2.66557	0.008
EPI-D_CL vs IBD_CL	26	7.0	0.73380	0.463
EPI-D_CL vs IPS_CL	26	9.0	1.88569	0.059
IBD_CL vs IPS_CL	26	16.5	1.46703	0.142

Per quanto riguarda le classi di qualità rappresentate nei tratti fluviali studiati, considerando tutti gli indici complessivamente, si osserva una dominanza delle tre classi più elevate, con pochi tratti posti in IV classe in

accordo con l'indice IPS. Generalmente, tale indice sembra fornire classificazioni più basse rispetto agli altri (più frequente presenza di classi III e IV).

Gli indici calcolati non sembrano tuttavia chiaramente differenziare, in termini di classi di qualità, siti di riferimento e siti alterati. I siti di riferimento ricadono più frequentemente in I classe, sebbene nella misura di meno della metà. Il 90% dei siti di riferimento ricade tuttavia nelle classi 'elevato' o 'buono'. Nondimeno, considerando i siti alterati è possibile osservare come complessivamente tali siti non ricadano in classi di qualità inferiori rispetto ai siti di riferimento. La tabella 5 presenta, in accordo con l'indice ICMi, le percentuali di attribuzione alle classi di qualità nei siti di riferimento e alterati.

Tab. 5 - Percentuale di attribuzione alle classi di qualità in accordo con l'indice ICMi nei siti di riferimento e alterati.

	I	II	III	IV	V
Reference Sites	45	45	10	0	0
Non Reference Sites	47	35	18	0	0

Analogamente a quanto osservato per la classi di qualità, anche la distribuzione dei valori degli indici risulta molto sovrapposta tra le due categorie di siti, di riferimento e alterati, in tutti gli indici. A titolo di esempio è presentato in un grafico *box&whiskers* (figura 2) l'andamento dei valori dell'indice ICMi nei due gruppi, siti 'non di riferimento' e 'di riferimento'. È possibile osservare come nei siti di riferimento il valore mediano dell'indice risulti inferiore a quello dei siti alterati, pur con una superiorità nei valori quartili, massimo e minimo.

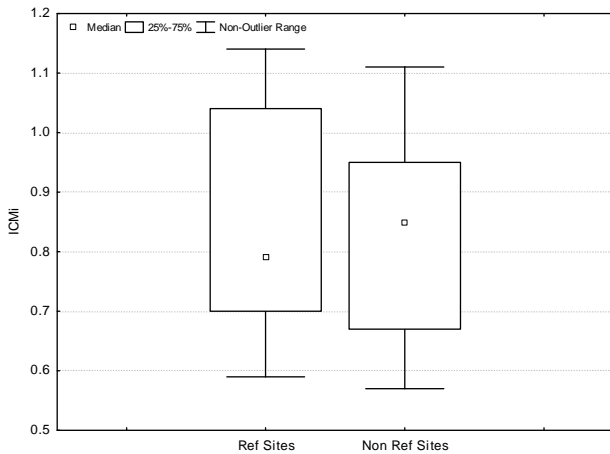


Fig. 2. Valori dell'indice ICMi nei due gruppi di siti, 'di riferimento' e 'non di riferimento'.

3.2 Sintetica descrizione dei siti investigati sulla base della comunità diatomica

Il presente paragrafo riporta in sintesi, per ciascun sito, i risultati del giudizio di qualità formulato sulla base della comunità diatomica in relazione ai due indici ICMi e EPI-D, rispettivamente l'indice utilizzato in Italia nel contesto delle indicazioni della Direttiva e un altro indice messo a punto in ambito nazionale. Per ciascun sito è riportata una breve nota descrittiva.

BARRASTONI (S1)

Indice ICMi 0.83 Buono
 Indice Epi-D 1.2 Buono

NOTE: sito caratterizzato da una apprezzabile diversità specifica, con una intermedia qualità dell'acqua, confermata da entrambi gli indici. MFDG più abbondante è PENLAR (59%) che fa pensare ad un sito con una portata e velocità intermedie, infatti non è un sito temporaneo, seguito da PENPED (41%).

LISCIA VALLE LAGO (S2)

Indice ICMi 1.11 Elevato
 Indice Epi-D 0.64 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una bassa diversità specifica, con altissima prevalenza di *Achnantes*

spp e di PENPED in generale (91%) e bassa di PENLAR (solo 9%).

CIALDENIDDU (S3)

Indice ICMi 0.74 Buono
 Indice Epi-D 1.56 Buono

NOTE: sito caratterizzato da una apprezzabile diversità specifica, con molti taxa diatomici. Gli indici calcolati mostrano risultati simili, evidenziando entrambi una buona qualità dell'acqua. Essendo un sito molto vicino al mare, si caratterizza per un alto numero di taxa psammici (*Achnantes* spp, *Gomphonema* spp) che contribuiscono a fare in modo che il gruppo morfo-funzionale PENPED sia il più abbondante (54.5%) anche se comunque il gruppo PENLAR è comunque consistente (45.5%).

SAFAA (S4)

Indice ICMi 0.79 Buono
 Indice Epi-D 1.28 Buono

NOTE: sito caratterizzato da una bassa diversità specifica, con valori buoni di qualità dell'acqua, secondo entrambi gli indici. Caratteristica l'alta abbondanza di taxa appartenenti al gruppo PENPED (67%) mentre il gruppo PENLAR ha solo 27.5% di abbondanza registrata.

SPERANDEU (S5)

Indice ICMi 1.14 Elevato
 Indice Epi-D 0.58 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una bassa diversità specifica con dominio quasi assoluto del taxa *Achnantes* spp. e del gruppo morfo-funzionale PENPED che domina il campione in maniera quasi assoluta (92.75%). Questo potrebbe essere motivato dalla presenza di depositi psammici, che influenzano probabilmente l'indice (come nel caso della stazione S3), vista la prossimità al mare. Infatti, la qualità della stazione è elevata secondo ICMi (macrotipo fluviale M5) ed ottima secondo l'indice EPI-D, esattamente.

BALDU DC (S7)

Indice ICMi 0.6 Sufficiente

Indice Epi-D 1.89 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una apprezzabile diversità specifica, sebbene il giudizio di qualità risulti Sufficiente/Mediocre. Abbondanza maggiore di taxa appartenenti al gruppo morfo-funzionale PENLAR (65.25%) anche se vi sono presenti taxa di PENCOL e CENPHY che fanno ancora una volta pensare ad un buon ricircolo del corpo idrico.

TERRAMALA PONTE (S8)

Indice ICMi 1.06 Elevato

Indice Epi-D 0.77 Ottimo

NOTE: la portata relativamente bassa e la velocità media dell'acqua fanno pensare ad una comunità diatomica che risente delle alterazioni antropiche. Tuttavia entrambi gli indici analizzati rimandano ad una elevata ed ottima qualità dell'acqua. La bassa portata potrebbe anche spiegare l'abbondanza del gruppo morfo funzionale CENPHY (1.25%) che vive in buone condizioni di ossigeno. Il giudizio è confermato dalla bassa diversità specifica (pochi taxa diatomici) e comunque a prevalente carattere sessile (*Achnantes/Cocconeis* spp.) tipiche di ambienti fluviali temporanei visto che si attaccano al substrato (appartenenza al gruppo PENPED- 90%).

TERRAMALA REF (S9)

Indice ICMi 1.04 Elevato

Indice Epi-D 0.69 Ottimo

NOTE: sito con ottima qualità, per entrambi gli indici diatomici. La qualità è anche giustificata dai bassi solfati e dai bassi valori di anioni e cationi. Velocità e portata sono di media entità al fine di favorire un buon ricircolo delle acque che si rispecchia in una comunità ricca di *Achnantes* spp. e di taxa PENPED in generale (che costituiscono il 88.5% di abbondanza). Notevole la bassa diversità specifica caratteristica di questa stazione, forse motivata dalla vegetazione macrofita.

SASERRA (S10)

Indice ICMi 1.06 Elevato

Indice Epi-D 0.68 Ottimo

NOTE: sito con elevate ed ottime qualità degli indici. Il sito contiene diatomee della specie *Dydimosphenia geminata*, caratteristica indicatrice di condizioni di bassa qualità. Si vede la presenza di numerose specie sessili PENPED (94.25%), che sono altamente più abbondanti dei taxa PENLAR (4.75%), forse motivabile dall'ambiente a forte carattere psammico. Il taxa più abbondante è comunque *Achnantes* spp.

POSADA VALLE GUADO (S11)

Indice ICMi 0.97 Elevato

Indice Epi-D 0.87 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una bassa diversità specifica con tuttavia elevate qualità delle acque. Notevole la presenza di taxa pedunculati, forse motivati dalla presenza di habitat psammico (86.75% di abbondanza per il gruppo PENPED) mentre i taxa appartenenti al gruppo morfo funzionale PENLAR sono di lunga minoranza (9%). Notevole la presenza di taxa centrici (CENPLA taxa sono 4.25% del totale).

LORANA MONTE (S12)

Indice ICMi 0.92 Elevato

Indice Epi-D 1.01 Buona

NOTE: sito caratterizzato da una elevata qualità dell'acqua, secondo l'indice ICMi, e buona qualità secondo l'indice EPI-D. Il moderato valore dei solfati registrato forse può motivare il risultato dell'indice Epi-D. L'alta abbondanza di taxa sessili (PENPED- 78.75%) potrebbe giustificare la classe di qualità registrata, assieme alla presenza di taxa centrici (CENPLA è 0.5%) e coloniali (PENCOL è 0.75%)

POSADA AFFLUENTE (S13)

Indice ICMi 0.77 Buono

Indice Epi-D 1.50 Buono

NOTE: sito caratterizzato da una buona qualità dell'acqua, secondo entrambi gli indici diatomici calcolati. La comunità diatomica è specialmente abbondante di taxa appartenenti

al gruppo morfo-funzionale PENLAR (77.5%) mentre i taxa del gruppo morfo funzionale PENPED sono numericamente molto meno abbondanti (21%).

RIO SAN GIUSEPPE (S14)

Indice ICMi 0.57 Sufficiente

Indice Epi-D 1.77 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una qualità sufficiente secondo ICMi e qualità mediocre secondo l'indice EPI-D. Alto il numero di taxa appartenenti al gruppo morfo funzionale PENLAR (72.5%) e numericamente meno abbondante quello delle diatomee appartenenti al gruppo PENPED (26%).

LORANA VALLE (S15)

Indice ICMi 0.96 Elevato

Indice Epi-D 0.9 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una ottima qualità dell'acqua secondo l'indice ICMi, confermato da indice EPI-D che qualifica la stazione come avente una ottima qualità dell'acqua. La stazione presenta un alto numero di taxa sessili PENPED (che si sommano al 71.25%) mentre il gruppo delle diatomee appartenenti PENLAR è molto meno consistente (28.25%).

CEDRINO IRGOLI AFFLUENTE (S16)

Indice ICMi 0.85 Buono

Indice Epi-D 1.05 Buono

NOTE: sito caratterizzato da una qualità buona secondo l'indice ICMi ed altrettanto buona secondo l'indice Epi-D. Notevole l'abbondanza di taxa appartenenti al gruppo PENPED (79.5%) mentre le diatomee del gruppo PENLAR sono molto inferiori numericamente (17.25%).

FLUMINEDDU GORROPU (S17)

Indice ICMi 0.70 Buono

Indice Epi-D 1.43 Buono

NOTE: Sito di buona qualità per entrambi gli indici. Ci sono numerosi taxa sessili PENPED (che costituiscono il 93% dell'abbondanza).

CORRE PRUNA MONTE (S18)

Indice ICMi 0.70 Buono

Indice Epi-D 0.96 Ottimo

NOTE: sito di buona ed ottima qualità comunque maggiore secondo l'indice Epi-D. Alta diversità specifica con abbondanza di taxa sessili PENPED (78.25%) forse motivabile dall'alto contenuto di solfati registrati nella stazione. La presenza di macrofite nella stazione potrebbe anche motivare la qualità registrata.

CORRE PRUNA VALLE (S19)

Indice ICMi 0.89 Elevato

Indice Epi-D 0.69 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una elevata ed ottima qualità dell'acqua, secondo entrambi gli indici. Notevole la presenza quasi esclusiva di taxa sessili PENPED (90.5%) che dominano completamente la comunità, che risulta essere pertanto a carattere prettamente sessile. Le diatomee appartenenti al gruppo PENLAR sono numericamente molto meno abbondanti (9.5%). Non vi sono altri gruppi morfo-funzionali registrati.

SOLANA (S21)

Indice ICMi 0.95 Elevato

Indice Epi-D 1.14 Buona

NOTE: sito di ottima qualità secondo ICMi (calcolato in macrotipo fluviale M5) e di buona qualità secondo l'indice Epi-D. Lo status è forse giustificato da un impatto antropico nelle vicinanze. La comunità diatomica più abbondante è quella appartenente al gruppo morfofunzionale PENPED (75.5%) seguito dal gruppo PENLAR (16.5%).

PICOCCA (S22)

Indice ICMi 0.66 Buono

Indice Epi-D 1.89 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una buona qualità secondo l'indice ICMi confermato parzialmente dall'indice Epi-D che lo classifica come avente qualità mediocre. Notevole l'abbondanza di taxa appartenenti al gruppo morfo funzionale

PENLAR che risulta essere l'indice più abbondante (86.75%)

FODDEDDU VALLE (S23)

Indice ICMi 0.85 Buono

Indice Epi-D 0.99 Ottimo

NOTE: sito caratterizzato da una bassa diversità specifica con quasi totale dominanza di taxa sessili PENPED (81.25%), in particolare di *Achnantes* spp. Le buone condizioni di qualità evidenziate da ICMi non sono confermate dall'indice Epi-D che mostra una addirittura migliore qualità del corpo idrico.

PORCEDDU (S24)

Indice ICMi 0.63 Sufficiente

Indice Epi-D 1.95 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una sostanzialmente intermedia qualità dell'acqua, confermata da entrambi gli indici, classificabili in sufficiente e mediocre rispettivamente per ICMi e Epi-D. Probabilmente, il basso contenuto in solfati giustifica il risultato restituito dall'indice, assieme all'alto contenuto di taxa appartenenti al gruppo morfo funzionale PENLAR (84%). Bassa diversità specifica misurata nella stazione le diatomee del gruppo morfo funzionale PENPED sono numericamente molto poco abbondanti, rappresentando solo il 13.5%.

MUSEDU (S25)

Indice ICMi 1.03 Elevato

Indice Epi-D 0.64 Ottimo

NOTE: sito con alta qualità, quantificabile come elevata per ICMi e ottima per Epi-D. Notevole l'abbondanza di PENPED che risultano dominare la comunità diatomica della stazione, rappresentando il 97.5% dell'abbondanza diatomica della stazione. Come risulta da quest'ultima frase, le diatomee di questa stazione sono quasi esclusivamente appartenenti al gruppo PENPED.

CANALE MONTE DEPURATORE (S26)

Indice ICMi 0.67 Buono

Indice Epi-D 1.88 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una intermedia qualità dell'acqua, confermata da entrambi gli indici, che mostrano comunque una leggera discordanza. Notevole la presenza di taxa PENLAR (89.5%) che dominano la comunità.

E GURUE (S27)

Indice ICMi 0.67 Buono

Indice Epi-D 1.69 Buono

NOTE: stazione caratterizzata da una notevolmente buona qualità dell'acqua, confermata da entrambi gli indici, con il medesimo giudizio. Bassa la diversità specifica registrata con , tuttavia, una maggiore abbondanza di taxa PENLAR che rappresentano il 82.75% dell'abbondanza. Il gruppo PENPED risulta essere numericamente molto meno abbondante (13%). Notevole la presenza, seppur esigua, di taxa centrici e coloniali.

TIRSO (S28)

Indice ICMi 0.59 Sufficiente

Indice Epi-D 1.96 Mediocre

NOTE: sito caratterizzato da una intermedia qualità confermata da entrambi gli indici, comunque maggiore secondo ICMi. Il basso valore di solfati e l'alto numero di taxa PENLAR (90%) potrebbero giustificare i valori registrati in questa stazione. Il gruppo morfo funzionale PENPED è numericamente molto meno abbondante (9.5%).

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il presente contributo ha fornito un quadro complessivo relativo alle caratteristiche della comunità delle diatomee acquatiche nei tratti fluviali sardi oggetto di indagine nel progetto INHABIT. I risultati presentati costituiscono altresì uno dei primi esempi in Italia di caratterizzazione dei corsi d'acqua temporanei sulla base della comunità diatomica.

La caratterizzazione è stata effettuata, dopo la determinazione delle specie presenti ed il conteggio degli individui per ciascuna specie, attraverso il calcolo di cinque indici in base ai quali è stato possibile formulare un giudizio di qualità, in 5 classi (per 4 indici su 5) o in 9 livelli di trofia (per il restante indice).

Tra i risultati più salienti riscontrati vi è la generale bassa densità specifica. Tale situazione è stata in taluni casi osservata anche nel corso delle attività di monitoraggio condotte da ARPA Sardegna (pers. comm.), portando a far supporre una possibile condizione comune nella regione o nei corsi d'acqua temporanei. Si ritiene importante porre attenzione a tale condizione, qualora si verifichi, considerando la possibile influenza che questa può esercitare nei confronti del calcolo degli indici e delle conseguenti formulazioni del giudizio di qualità.

Tra i cinque indici considerati, i quattro che consentono la formulazione di un giudizio di qualità in cinque classi presentano classificazioni confrontabili, i.e. forniscono generalmente classi di qualità non significativamente diverse tra loro. Tale condizione è indicativa di una generale uniformità nella performance degli indici considerati nell'area studiata. L'indice IPS sembra fornire classificazioni più restrittive (i.e. peggiori), significativamente diverse da quelle fornite dall'indice ICMi. Tale condizione può far suggerire l'opportunità di considerare anche separatamente le due metriche IPS e TI che costituiscono l'indice di intercalibrazione ICMi.

Nonostante la concordanza tra i risultati conseguiti con i diversi indici, le classificazioni ottenute non sembrano distinguere in modo chiaro le condizioni ambientali dei siti di riferimento da quelle dei siti alterati. In tal senso, i dati considerati non sono sufficienti a confermare la capacità della comunità diatomica, o comunque dei metodi di classificazione utilizzati, nell'interpretare a fondo il gradiente di alterazione morfologica considerato per gli scopi del progetto INHABIT. È necessario sottolineare infatti come le attività del progetto siano incentrate sull'analisi degli aspetti di habitat ed idromorfologia locale. A questo scopo, i tratti fluviali selezionati sono caratterizzati da un gradiente ambientale di alterazione di habitat, combinato ad una sostanziale assenza di inquinamento del comparto acquatico. A tal proposito è possibile evidenziare come, se da un lato sono note in letteratura attività di ricerca volte a confrontare sui medesimi ambienti la risposta delle due componenti biologiche, macroinvertebrati e diatomee (si veda per esempio Triest et al., 2001), è altrettanto conosciuta la maggiore sensibilità della fauna macrobentonica ai cambiamenti nella diversità e qualità degli habitat (Descy & Ector, 1999), rispetto alla comunità diatomica, tipicamente sensibile ai cambiamenti nella qualità dell'acqua.

Sebbene le criticità nell'applicazione dell'elemento biologico delle diatomee nella classificazione dei corpi idrici, in particolare per quanto riguarda la sensibilità alle alterazioni idromorfologiche, siano state evidenziate anche nel corso delle attività di monitoraggio condotte dalle autorità regionali, tali problematiche si sono configurate, generalmente, come una sovrastima della classificazione ottenuta rispetto alle alterazioni osservate (ARPAS, dati non pubblicati). In altre parole, la classificazione prodotta in accordo con la comunità diatomica tende ad incrementare la probabilità di ottenimento di 'falsi negativi', ovvero a definire giudizi di

qualità elevati in siti nei quali sono osservate alterazioni. Tale situazione non sembra invece trovare riscontro nella presente indagine, dove, al contrario, sembra porsi in risalto la presenza di alcuni casi 'falsi positivi', come nel caso dei siti di riferimento, dei quali meno della metà ricade in stato 'elevato'. In una tale situazione, per quanto riguarda i siti alterati particolare attenzione dovrebbe essere posta nella verifica delle pressioni insistenti sul tratto in esame prima di procedere all'utilizzo dell'informazione derivata dalla comunità diatomica per la definizione dello stato ecologico, che, ottenendosi dalla classe peggiore tra gli EQB considerati, potrebbe risultare sottostimato. Ad ogni modo, le differenze di classificazione riscontrate all'interno dei siti di riferimento potrebbero essere attribuite alla necessità di approfondire le condizioni che portano alla definizione del loro status, soprattutto in funzione della difficoltà, più volte sottolineata per la Sardegna nel corso delle attività di INHABIT, nell'attribuzione dei corpi idrici ad un determinato tipo fluviale. In tal senso, la definizione della struttura della comunità biologica nei siti di riferimento potrebbe, anche per quanto riguarda le diatomee, necessitare di un approfondimento di indagine, al fine di fornire una possibile correzione sito specifica legata alle condizioni di habitat, specificamente adatta alla comunità diatomica.

BIBLIOGRAFIA

- ABOAL M., PREFASI M. & ASENSIO A. D., 1996. The aquatic microphytes and macrophytes of the Transvase Tajo-Segura irrigation system, southeastern Spain. *Hydrobiologia* 340: 101-107.
- CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it
- CENTIS B. TOLOTTI M., SALMASO M., 2010. Structure of the diatom community of the River Adige (North-Eastern Italy) along a hydrological gradient. *Hydrobiologia* 639/1: 34-41.
- CETIN A.K., 2008. Epilithic, epipellic and epiphytic diatoms in the Goeksu stream: community relationships and habitat preferences. *Journal of Freshwater Ecology* 23: 34-41.
- COSTE M., 1982. In: CEMAGREF, 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux, Rapport Q.E. Lyon A.F., Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 pp.
- DELL'UOMO A., 2004. L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee Guida. Roma: APAT, CTN AIM.
- DESCY J-P. & ECTOR L., 1999. Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxemburg. Prygiel J, Whitton BA and Bukowska J (eds.), Use of Algae for Monitoring Rivers III. Proceedings of International Symposium 29 September – 1 October 1997, 1991, Germany, pp. 128–13.
- D.M. 260/10. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. G.U. 30 del 7 febbraio 2011.
- EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327: 1–72.
- ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2011. Deliverable I1d1. Rapporto

tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 166 pp. www.life-inhabit.it.

KELLY M. G., CAZAUBON A., CORING E., et al., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-24.

LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J. & ECTOR L., 1999. Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. In : Loncin A., Hoffmann L. and Ector L. (eds), *Compte rendu du 17° colloque de l'Association des diatomistes de langue française*. *Cryptogamie-Algologie* 20 : 132-134.

LENOIR A. & COSTE M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network. Pages 29-43. In: Whitton B. A. & Rott E. (eds). *Use of algae for monitoring rivers II Proc. International Symposium, Innsbruck September 1995*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 196 pp.

MANCINI L. & SOLLAZZO C., 2009. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. ISS, Rapporti ISTISAN 09/19. 32 pp.

PORTER S.D., MUELLER D.K. SPAHR N.E., MUNN M.D., DUBROVSKY N.M., 2008. Efficacy of algal metrics for assessing nutrients and organic enrichment in flowing waters. *Freshwater Biology* 53: 1036-1054.

POTAPOVA M. & CHARLES D. F., 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecol. Ind.* 7(1): 48-70.

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

ROTT E, PFISTER P, VAN DAM H, PIPP E, PALL K, BINDER N, ORTLER K., 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien: Wasserwirtschaftskataster.

SABATER S. 2009. Diatoms In: Likens G.E. (ed.). *Encyclopedia of Inland Water*, 1st ed. Elsevier, Oxford: 149-156.

TRIEST L., KAUR P., HEYLEN S. & DE PAUW N., 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology* 35: 183–194.