



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 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

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 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

Buffagni A.¹, S. Erba¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, A. De Girolamo², M. Ciampittiello³, A. Marchetto³, G. Morabito³, C. Belfiore⁴, T. Ferrero⁵, A. Fiorenza⁵, E. Sesia⁵, R. Casula⁶, M. G. Erbi⁶, M. T. Pintus⁶, M. G. Mulas⁶, & R. Pagnotta¹

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

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

⁵ ARPA Piemonte - Arpa Piemonte - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale, Qualità delle acque - Asti, Piazza Vittorio Alfieri 33, 14100 Asti

⁶ 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

Brugherio, 16 dicembre 2013

Sommario

Prefazione	7
1. Perché e come descrivere gli habitat fluviali (Pd3, D1d5).....	9
2. Perché e come quantificare le alterazioni a carico degli habitat fluviali (I3d2, D1d5).....	10
3. È possibile applicare il metodo di valutazione della qualità idromorfologica dei laghi (<i>Lake Habitat Survey</i>) ai laghi e agli invasi italiani? (Pd3 - I3d2)?	11
4. Si possono ricostruire le condizioni ambientali dei laghi naturali prima del recente forte impatto delle attività umane e utilizzarle come condizioni di riferimento? (D1d3).....	13
5. La deposizione di inquinanti per via atmosferica: un percorso che sfugge all'impianto concettuale della Direttiva Quadro sulle Acque (I2d5)	13
6. L'apporto atmosferico di composti azotati è particolarmente importante per gli ambienti di riferimento lacustri (I2d6).....	14
7. Non tutti gli elementi di qualità biologica lacustre risentono della concentrazione di azoto (I2d7)15	
8. Vi sono marcate differenze nella composizione del fitoplancton in siti poco soggetti a pressioni antropiche, ma con differenti apporti di azoto atmosferico (I2d8)	16
9. Come variano nel tempo le condizioni ecologiche dei laghi in assenza di interventi umani, e come questo influenza la classificazione di qualità? (D1d4).....	16
10. Le differenti caratteristiche degli habitat possono modificare la qualità della classificazione ecologica dei laghi? (I3d1)	17
11. Come procedere per validare i siti di riferimento fluviali (I1d1, I1d4).....	18
12. Adeguatezza della regionalizzazione e criticità nei fiumi mediterranei: importanza della tipizzazione (I1d4).....	19
13. Perché e come quantificare la variabilità naturale nei fiumi (I1d4, I3d2).....	20
14. Il carattere lenticolo.....	20
15. Incertezza nei sistemi di valutazione della qualità ecologica nei fiumi: quali componenti è necessario considerare (I3d1)?.....	21
16. Come migliorare l'accuratezza complessiva dei sistemi di classificazione in uso per i fiumi (componente macrobentonica) (I3d1)?	22
17. Quali interventi per ottenere una buona qualità dell'habitat fluviale (I3d2)?.....	23
18. Perché è importante quantificare la ritenzione dei nutrienti negli ambienti fluviali?.....	23
19. Quali interventi per aumentare l'efficienza di ritenzione dei nutrienti nei bacini idrografici?	24
20. Quali sono i principali fattori ambientali in grado di influire sulle metriche biologiche in uso per la classificazione ecologica nei fiumi (D1d5)?	25
21. Note sul monitoraggio e sulla classificazione mediante i macroinvertebrati bentonici in fiumi temporanei	25
22. Abbiamo elementi innovativi per valutare gli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi fluviali (D1d5, I3d2)?	27

23. Cenni al problema del “deflusso minimo vitale” e agli <i>e-flows</i>	29
24. Gli attuali protocolli di campionamento sono adatti ai laghi e agli invasi sia nell’ecoregione alpina che mediterranea? (I1d1 - I1d5).....	30
25. Quali sono le principali lacune nei piani di gestione dei bacini fluviali relative ai laghi e come possono essere colmate? (Pd2 – I3d2).....	31
26. Habitat fluviali e aspetti morfologici a scale spaziali differenti (I3d2)	33
27. HMWB, habitat e misure	34
28. Come utilizzare l’informazione delle metriche biologiche per valutare l’efficacia delle misure di recupero nei fiumi (D1d5).	35
29. Strumenti pratici messi a punto e distribuiti da INHABIT.....	35
30. WFD e Direttiva HABITAT	36

Prefazione

INHABIT ha guidato le attività di molti di noi per anni, dalla preparazione della proposta, nell'anno 2009, fino a tutto il 2013. Il progetto ha affrontato, più o meno in profondità, svariati temi ed è stato l'occasione per consolidare risultati acquisiti in precedenza e per condividerne gli aspetti salienti con colleghi esterni al consorzio - con una platea decisamente ampia. Ha anche consentito di sviluppare nuovi temi, sulla base dell'esperienza concreta maturata durante lo svolgimento delle attività nelle due Regioni di progetto: Sardegna e Piemonte.

Tutto questo è stato svolto con grande attenzione al quadro nazionale e internazionale d'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque, in stretta connessione con alcuni degli Enti che coordinano tale attività.

Le attività svolte in INHABIT e le continue interazioni con colleghi di altri enti e strutture ci hanno consentito di formulare alcune considerazioni di carattere generale, più spesso rigorosamente basate sui risultati di progetto e, talvolta, come elementi solo approcciati e in proiezione futura. La grande mole dei risultati di INHABIT, dispersi e presentati in molti diversi documenti ed eventi pubblici, fa però sì che non sia sempre agevole risalire alle specifiche fonti e ricostruirne il quadro d'insieme. Speriamo quindi che la sintesi offerta in questo documento, schematico e in forma di linee guida, sia di aiuto nell'orientarsi in INHABIT e possa stimolare ulteriori, futuri confronti.

Il testo elenca quindi in modo schematico, per punti chiave, alcuni concetti - come emersi dalle attività di progetto - in termini di linee guida. Il consorzio INHABIT ha individuato 28 punti principali, elencati in sommario, ciascuno dei quali può risultare di grande importanza nella valutazione dello stato ecologico o nell'implementazione dei Piani di Gestione. In particolare, alcuni di essi dovrebbero essere considerati nel pianificare e applicare possibili

misure di gestione e ripristino, soprattutto nell'ottica di valutarne l'efficacia.

Ogni punto è stato sinteticamente sviluppato come indicazione operativa per affrontare una specifica problematica, così come effettuato nel progetto INHABIT per alcuni dei temi trattati. Per molti dei temi in elenco, quando essi non siano a carattere trasversale o trattati in svariati documenti, viene riportato nel titolo il Deliverable INHABIT di riferimento, in cui è possibile trovare maggiori dettagli.

Queste linee guida INHABIT si riferiscono sia ai fiumi che ai laghi, e riguardano anche alcuni aspetti relativi alle dinamiche dei nutrienti, in particolare l'azoto. Il documento si apre con l'esposizione dell'importanza degli habitat fluviali, della valutazione delle loro alterazioni e delle possibili finalità del loro rilevamento (punti 1. e 2.). Successivamente, sono illustrate alcune tematiche relative ai laghi, che si concentrano in particolare sulla definizione delle condizioni di riferimento e degli approcci modellistici utilizzabili a tale scopo, le modalità di rilevamento e di valutazione degli habitat lacustri, le dinamiche relative all'azoto atmosferico, l'impatto dei composti azotati sulle biocenosi e, infine, le relazioni tra le caratteristiche di habitat e la classificazione ecologica (punti 3. - 10.). I due punti seguenti (11. e 12.) trattano due aspetti strettamente connessi con la legislazione ambientale nazionale: la validazione dei siti di riferimento fluviali e la discussione circa la tipizzazione fluviale e le relative criticità per l'area mediterranea. La tematica seguente riguarda la quantificazione, nei fiumi, della variabilità naturale e il miglioramento dell'accuratezza dei sistemi di classificazione, introducendo il ruolo cruciale potenzialmente rivestito in questo ambito dal carattere lenticolo; sono anche forniti brevemente elementi su alcuni aspetti di habitat che potrebbero determinare effetti positivi sulle biocenosi acquatiche e sullo stato ecologico (punti 13. - 17.). Il documento affronta quindi l'interazione tra le caratteristiche di habitat e la ritenzione dei

nutrienti e la sua efficienza nei bacini fluviali (punti 18. – 19.). Procede poi con la trattazione dei fattori che influenzano le metriche biologiche utilizzate per la classificazione e la possibilità di valutazione degli effetti dei prelievi idrici, con cenni alla problematica del deflusso minimo vitale (punti 20. – 23.). I punti successivi (24. – 28.) presentano elementi per il miglioramento dei piani di gestione, una disamina circa gli aspetti morfologici di habitat a diverse scale spaziali, la tematica dei corpi idrici fortemente modificati e cenni alla valutazione dell'efficacia delle misure. Le linee guida si concludono con una presentazione di alcuni strumenti pratici sviluppati da INHABIT (29.) e una nota sulla necessità di connessioni tra WFD e Direttiva HABITAT (30.).

Questo linee guida sono state redatte sia in lingua italiana che inglese.

1. Perché e come descrivere gli habitat fluviali (Pd3, D1d5)

I corsi d'acqua si caratterizzano per un complesso mosaico di habitat, definito da una serie di fattori, quali: le dinamiche idrologiche, le caratteristiche dei sedimenti, la litologia, i processi geomorfologici in atto, i fattori climatici, gli effetti diretti e indiretti delle attività antropiche, etc. Gli habitat rappresentano uno dei modi più espliciti di intendere l'espressione fisica degli ecosistemi fluviali, in quanto costituiscono l'interfaccia tra gli organismi biologici che abitano il fiume - ed i suoi dintorni - e il fiume stesso. La descrizione degli habitat fluviali, mediante il rilevamento di opportune caratteristiche, consente di valutare sia lo stato degli ecosistemi acquatici e ripari sia le potenzialità del fiume di ospitare determinate comunità biologiche o particolari specie animali e vegetali; questi due aspetti permeano inoltre i contenuti di due tra le più importanti direttive ambientali comunitarie, rispettivamente la Direttiva Quadro sulle Acque (WFD, 2000/60/EC) e la Direttiva HABITAT (92/43/CEE).

Il progetto INHABIT si è occupato nel dettaglio di investigare le relazioni tra condizioni di habitat e struttura delle comunità biologiche. A questo scopo, particolare attenzione è stata posta nella selezione delle modalità di raccolta e descrizione delle caratteristiche di habitat.

Nel contesto europeo, diversi metodi sono dedicati alla descrizione e alla valutazione degli habitat presenti in un considerato tratto fluviale. Il metodo CARAVAGGIO (*Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydromorphoGical cOndition*), come il *River Habitat Survey* (RHS) inglese, si inserisce in questo scenario, nel quale sono proposte diverse definizioni di habitat, senza tuttavia entrare nel merito della questione. Il CARAVAGGIO, estesamente utilizzato in INHABIT, propone una raccolta il più possibile oggettiva delle informazioni ritenute necessarie ad una caratterizzazione ampia ed estensiva

dell'ambiente fluviale, in modo che esse possano essere utilizzate per la valutazione di un elevato numero di habitat specifici altrove definiti, oltre che del "carattere" e della "qualità" generale del tratto fluviale considerato, come espresso attraverso una serie di descrittori (e.g. HQA, LRD, LUI, HMS). Nessun metodo potrebbe infatti costituire di per sé un sistema esaustivo per mappare e valutare tutti gli habitat possibili, per tutte le specie o popolazioni. Inoltre, gli ambienti fluviali e, di conseguenza, le caratteristiche degli habitat ad essi associati, hanno spesso una forte componente di variabilità, intrinsecamente legata al dinamismo del fiume, ed esistono molti differenti approcci alla definizione dei possibili tasselli del complesso mosaico fluviale.

Con particolare riferimento agli scopi delle due direttive (WFD e HD), durante il progetto INHABIT, i dati di habitat raccolti sono stati utilizzati, in autonomia o in combinazione con altre informazioni, per molteplici finalità tra le quali:

- Descrizione degli habitat fluviali e classificazione della loro qualità.
- Selezione di siti di riferimento e descrizione delle condizioni di riferimento tipo- e sito-specifiche.
- Supporto all'interpretazione dei dati relativi agli Elementi di Qualità Biologica (BQE), *sensu* WFD.
- Tutela della biodiversità nei sistemi fluviali.
- Raccolta di informazioni per la valutazione delle capacità naturali di ritenzione dei nutrienti.
- Approfondimenti di terzo livello della tipizzazione nazionale (D.M. 131/2008).
- Definizione del carattere lenticolo-tico dei fiumi.
- Valutazione di pressioni e impatti nei corpi idrici fluviali.
- Quantificazione degli impatti dei prelievi idrici sugli habitat e sulle biocenosi fluviali.

- Stima del rischio di fallire gli obiettivi di qualità e il raggiungimento dello Stato Ecologico Buono nei fiumi.
- Caratterizzazione degli habitat in corpi idrici fortemente modificati o artificiali.
- Individuazione di misure di risanamento e tutela e verifica della loro efficacia.
- Ausilio nella predisposizione di piani di tutela e di gestione.

Inoltre, gli stessi dati potranno essere utilizzati per:

- Caratterizzazione degli habitat per la gestione delle risorse alieutiche e per la pesca in ambiente fluviale.
- Individuazione di habitat di pregio a supporto della Direttiva HABITAT e di altra legislazione in materia di tutela dell'ambiente.
- Didattica ambientale e insegnamento dell'ecologia fluviale.
- Procedure di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e Valutazione Ambientale Strategica (VAS) che interessino le aree fluviali.
- Valutazione degli impatti di impianti idroelettrici.
- Supporto alla definizione di portate ecologicamente accettabili per le biocenosi acquatiche.

2. Perché e come quantificare le alterazioni a carico degli habitat fluviali (I3d2, D1d5).

Nel quadro di implementazione della WFD, non si può trascurare che le caratteristiche degli habitat fluviali rivestono un importante ruolo negli ecosistemi fluviali e che il monitoraggio degli effetti delle alterazioni di habitat stia ricevendo crescente interesse. La WFD ha peraltro riconosciuto l'importanza degli elementi idromorfologici e di habitat nella comprensione dei processi che strutturano le biocenosi. La riqualificazione fluviale, se si esclude il ripristino della qualità dell'acqua, è in

buona parte basata, in generale, sulla possibilità di ottenere migliori condizioni di habitat, anche attraverso una loro gestione pratica, per le biocenosi o ristabilire processi fluviali al fine di mitigare gli effetti delle alterazioni antropiche presenti o passate.

In questo contesto, è fondamentale descrivere e quantificare le alterazioni a carico degli habitat in un modo che consenta all'informazione raccolta di risultare direttamente e facilmente rapportabile alle biocenosi acquatiche, che rappresentano sia lo strumento primario per esprimere giudizi di qualità sia oggetto diretto di tutela.

I descrittori sintetici HMS (per la presenza di strutture artificiali), LUI (per l'uso del territorio nell'area fluviale e perifluviale) e HQA (per diversificazione e qualità degli habitat presenti), che è possibile derivare dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO, ben si prestano a quantificare tali alterazioni. Il loro utilizzo potrà agevolmente affiancare gli strumenti e.g. di stima del rischio e di caratterizzazione idromorfologica, già in uso presso le Agenzie e gli altri Enti deputati al controllo e alla gestione ambientale.

In generale, INHABIT ha consentito di appurare come la quantità e la qualità degli habitat acquatici e ripari abbiano un'influenza diretta sulla capacità delle comunità acquatiche di tollerare l'inquinamento, le riduzioni di flusso e le alterazioni idromorfologiche. Ad esempio, è stato evidenziato come la simultanea presenza di condizioni ottimali per fattori di habitat differenti (diversificazione generale e carattere lenticolo) possa limitare gli effetti negativi di fattori di perturbazione e.g. inquinamento dell'acqua e alterazione morfologica.

3. È possibile applicare il metodo di valutazione della qualità idromorfologica dei laghi (*Lake Habitat Survey*) ai laghi e agli invasi italiani? (Pd3 - I3d2)?

Secondo quanto previsto dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60 (Direttiva), in particolare secondo quanto riportato nell'Allegato V, i due elementi con i quali valutare lo stato idromorfologico dei laghi sono: il regime idrologico e le condizioni morfologiche.

- Regime idrologico: quantità e dinamica del flusso, livello, tempo di residenza, connessione con le acque sotterranee.
- Condizioni morfologiche: variazione della profondità del lago (o interrimento), quantità e struttura del substrato, struttura e condizione della sponda del lago.

Le caratteristiche idromorfologiche dei laghi sono state valutate in tutta Europa, nel tempo, utilizzando differenti approcci e metodi, alcuni dei quali capaci di definire il grado di scostamento dalle condizioni naturali, secondo quanto previsto dalla WFD, altri meno.

Nel 2004, da un gruppo di ricercatori inglesi, è nato un metodo appositamente studiato per rispondere alle richieste della WFD, rispetto ai parametri idromorfologici, il *Lake Habitat Survey* (LHS). È stato applicato nella maggior parte dei laghi inglesi, utilizzando anche foto aeree per avere risultati di indagine più accurati. Il *Lake Habitat Survey* è un metodo definito per valutare e caratterizzare gli habitat fisici di un lago o di un invaso (in generale, per tutti quei corpi idrici definiti come “standing water”). Si avvale di una scheda di campo dove sono elencate le caratteristiche di habitat e riguardanti le pressioni insistenti sul lago (nella zona riparia, di sponda, litorale e globali) e di una chiave applicativa a supporto della scheda, dove sono presenti spiegazioni alle sigle, disegni e foto e quanto può essere utile per una corretta applicazione del metodo. All'interno

del progetto INHABIT, si è applicato l'LHS su 11 laghi, 5 naturali e 6 invasi, nel periodo estivo tra giugno e settembre, ovvero nel periodo di massima stratificazione del lago, così come richiesto dalla metodica. La scheda originale, tradotta in italiano durante il progetto, è stata aggiornata e ampliata in base alle caratteristiche di habitat e di pressioni ritrovate nei laghi studiati e in altri, utilizzati appositamente per una preventiva validazione del metodo. Le informazioni raccolte in campo attraverso la compilazione della scheda sono poi state inserite in un database dedicato per il calcolo di due indici sintetici: un indice di qualità degli habitat il *Lake Habitat Quality Assessment* (LHQA) e un indice di alterazione morfologica il *Lake Habitat Modification Score* (LHMS). Dalle diverse applicazioni effettuate, dai dati raccolti e dall'elaborazione di tutte le informazioni ottenuti dall'applicazione del metodo possiamo sinteticamente rispondere alla domanda iniziale, con quanto segue:

- L'applicazione del metodo *Lake Habitat Survey* è possibile su tutti i laghi e invasi italiani, sia per quanto riguarda le caratteristiche da rilevare, sia per quanto riguarda le modalità di acquisizione dei dati; il rilievo in campo non è particolarmente oneroso né complicato, soprattutto se viene organizzato preventivamente utilizzando foto e immagini aeree, sia per il posizionamento degli hab-plots, sia per una ricognizione di base dell'ambiente circostante il lago (in particolare l'area riparia) da rilevare.
- Le informazioni raccolte sono molteplici ed esaustive rispetto alle alterazioni morfologiche presenti, alle attività ricreative, agli usi e agli habitat ripari e litorali; tali informazioni possono essere utilizzate singolarmente o inserite nel database per il calcolo dei descrittori sintetici LHQA e LHMS. Le analisi statistiche per valutare le relazioni tra gli aspetti idromorfologici e le

caratteristiche delle biocenosi sono state effettuate sia utilizzando i singoli parametri più significativi che i descrittori sintetici calcolati.

- Per una maggiore corrispondenza tra gli aspetti idromorfologici e le caratteristiche delle biocenosi è necessario prevedere la miglior sovrapposizione possibile tra gli hab-plots del LHS e i transetti o le aree da campionare per i diversi elementi di qualità. Quando tale sovrapposizione è risultata presente è stato possibile evidenziare relazioni dirette tra il tipo di substrato, la presenza di artificializzazioni, e di piante nella zona riparia. Sono comunque necessari ulteriori approfondimenti sia per quanto riguarda la necessità di un maggior numero di dati biologici e idromorfologici raccolti congiuntamente, sia per quanto riguarda la complessità delle relazioni tra i diversi parametri idromorfologici, gli elementi di qualità biologici e i parametri chimici, in particolare quelli legati alla trofia.
- Si rende necessario un approfondimento anche per quanto riguarda il metodo di calcolo dei due indici sintetici LHQA e LHMS, e un approfondimento della sensibilità dei metodi biologici alle caratteristiche idromorfologiche. La difficoltà di evidenziare relazioni chiare e lineari tra i parametri idromorfologici e le caratteristiche delle biocenosi in modo definitivo e generale, può essere dovuta ad una difficoltà oggettiva di identificazione di tali relazioni in un ambiente complesso come quello lacustre, ma anche al peso associato a ciascun parametro che entra nel calcolo degli indici sintetici o anche ai dati utilizzati per la definizione degli indici biologici, spesso più sensibili alle

caratteristiche di trofia che non a quelle idromorfologiche.

- Inoltre, per meglio comprendere gli impatti delle fluttuazioni di livello negli invasi, si reputa opportuno applicare il metodo LHS in due diversi momenti, particolarmente importanti per questi corpi idrici, anziché in un unico momento relativo alla massima stratificazione. Si dovrebbe quindi prevedere una prima applicazione del metodo, nel periodo di massimo invaso, variabile a seconda dell'uso dello stesso e della sua posizione geografica (alpina o mediterranea), e una seconda nel periodo di minimo o vicino al minimo invaso. In questo modo, confrontando i valori degli indici sintetici calcolati in questi due diversi momenti, è possibile verificare la diversità di qualità e di alterazione e avere indicazioni della pressione idromorfologica globale, idrologica in particolare.

In sintesi, è possibile concludere che il metodo LHS fornisce informazioni sintetiche sulla qualità degli habitat e sulle alterazioni idromorfologiche di un lago e può essere utilizzato per una definizione delle pressioni presenti nella zona riparia e litorale, nonché per l'identificazione e la protezione di particolari habitat rilevati durante l'applicazione del metodo. Può anche fornire informazioni utili per la definizione e realizzazione di azioni efficaci di mitigazione e ripristino della qualità ecologica, in particolare se associato alla raccolta di informazioni biologiche. In questo contesto sarebbe opportuno considerare l'applicazione del LHS al fine di disporre di elementi integrativi utili ad una migliore comprensione dello stato ecologico per la predisposizione dei Piani di Gestione.

4. Si possono ricostruire le condizioni ambientali dei laghi naturali prima del recente forte impatto delle attività umane e utilizzarle come condizioni di riferimento? (D1d3)

Le condizioni di riferimento vengono normalmente valutate utilizzando il metodo spaziale, cioè suddividendo i corpi idrici in tipi omogenei e scegliendo per ogni tipo un numero statisticamente significativo di siti di riferimento. Le linee guida per la valutazione delle condizioni di riferimento dei corpi idrici indicano però che quando vi sono pochi corpi idrici, per lo più impattati dall'attività umana, come nel caso dei laghi italiani, non è opportuno utilizzare l'approccio spaziale per la stima delle condizioni di riferimento, ma è preferibile un approccio modellistico. E' possibile utilizzare semplici modelli statistici per valutare il livello di riferimento di fosforo in tutti i laghi naturali italiani di rilevante importanza. Da questo, attraverso opportune equazioni di regressione, si possono poi calcolare le condizioni di riferimento per la concentrazione di clorofilla e per gli indici fitoplanctonici.

Questo esercizio ha mostrato che

- nel caso del fitoplancton, l'approccio spaziale utilizzato stesura del D.M. 260/2010 può essere considerato corretto per la maggior parte dei laghi italiani. I nostri risultati consigliano anche di utilizzare l'indice PTI_{ot} per tutti i laghi italiani, rendendo superfluo l'uso dell'indice $PTI_{species}$ per i grandi laghi profondi;
- nel caso dei laghi mediterranei poco profondi (tipi ME-1 e ME-2) sembra opportuno verificare le condizioni di riferimento caso per caso, utilizzando modelli più complessi o tecniche paleolimnologiche, per evitare di porre obiettivi di risanamento troppo stringenti;

- per gli altri elementi di qualità biologica, non essendovi una relazione semplice e diretta tra i valori degli indici e le concentrazioni di fosforo, non è possibile utilizzare questi modelli per la validazione delle condizioni di riferimento.

5. La deposizione di inquinanti per via atmosferica: un percorso che sfugge all'impianto concettuale della Direttiva Quadro sulle Acque (I2d5)

La Direttiva 2000/60/EC rappresenta un notevole avanzamento nelle modalità di gestione delle acque superficiali, di transizione e costiere in Europa perché sottolinea la necessità di operare a livello di bacino fluviale, tenendo conto delle interconnessioni idrauliche tra i diversi corpi idrici e delle pressioni antropiche in tutto il bacino fluviale.

Tuttavia questo quadro concettuale non tiene conto degli inquinanti che possono essere emessi in atmosfera al di fuori del bacino fluviale e che possono poi essere veicolati dalle deposizioni atmosferiche all'interno del bacino stesso. Questo percorso è quantitativamente importante per il composto dell'azoto, che vengono emessi nell'atmosfera sotto forma di ossidi di azoto (dal traffico veicolare e dalle combustioni industriali ad alta temperatura) e di ammoniaca (da sorgente agricole e zootecniche, e in piccola parte dal traffico veicolare). Oltre ai composti azotati, anche un numero rilevante di microinquinanti volatili possono essere depositi a notevole distanza dalle loro fonti di emissione: tra essi ricordiamo alcuni metalli pesanti, tra cui il mercurio, pesticidi, ed altri inquinanti organici persistenti. Nel contesto di INHABIT, la valutazione dell'entità delle deposizioni atmosferiche dei composti azotati nelle regioni oggetto dello studio ha consentito di individuare i seguenti aspetti chiave, cui prestare particolare

attenzione nella redazione dei Piani di Gestione.

- In Piemonte i valori di deposizione di ammonio e di nitrato sono particolarmente elevati nell'area collinare pedemontana, dove si trovano la maggior parte dei laghi naturali, mentre nell'area alpina i valori sono nettamente più bassi. Per quanto i composti siano emessi in atmosfera all'interno del bacino fluviale del Fiume Po, le loro sorgenti si trovano generalmente al di fuori dei bacini imbriferi dei singoli corpi idrici, in aree di pianura poste a valle dei laghi. In Sardegna, la deposizione di ammonio e di nitrati è confrontabile a quella dell'area montana piemontese, e più bassa rispetto a quella della stazione collinare piemontese;
- L'importanza degli apporti atmosferici di azoto è particolarmente evidente quando le attività agricole nel bacino imbrifero sono trascurabili e le fonti di inquinamento puntuale sono controllate, come nel caso del Lago Maggiore. In questo gli immissari principali portano 5760 tonnellate/anno di azoto, ma soltanto 2659 derivano dalle attività umane nel bacino imbrifero. Più della metà del azoto deriva invece dalle deposizioni atmosferiche che portano al bacino imbrifero del lago più di 11.000 tonnellate/anno di azoto, in gran parte trattenuto dai suoli agricoli e forestali.

6. L'apporto atmosferico di composti azotati è particolarmente importante per gli ambienti di riferimento lacustri (I2d6)

Per valutare l'importanza degli apporti di azoto atmosferico ai torrenti e ai laghi è possibile utilizzare diversi modelli che calcolano le frazioni trattenute dagli ecosistemi naturali e dalle colture. Questi modelli hanno una complessità molto diversa, in base alla

precisione nella descrizione del territorio, e a seconda che si consideri che le quantità di azoto deposte sono costanti nel tempo o variabili.

L'esame delle serie storiche di deposizione ha permesso di mettere in evidenza come negli ultimi decenni la deposizione di azoto in Italia sia rimasta relativamente costante, permettendo quindi di utilizzare modelli del suolo in stato stazionario.

Dal momento che l'apporto atmosferico di azoto è particolarmente importante nel caso dei siti di riferimento, si può semplificare il modello assumendo che in condizioni di riferimento il bacino imbrifero si trovi essenzialmente in condizioni naturali, che per molti laghi italiani significa un bacino imbrifero forestato. Utilizzando quindi modelli in stato stazionario del suolo forestale si è visto che in Piemonte i suoli dovrebbero essere saturi in azoto e rilasciarne grandi quantità, mentre in Sardegna la saturazione dovrebbe essere minore e limitata ad alcuni momenti stagionali. Queste previsioni sono state confermate dall'esame di lunghe serie temporali di ruscelli incontaminati in entrambe le regioni.

I risultati di questo esercizio di modellizzazione dei bacini imbriferi ha messo in luce che:

- nei laghi di riferimento l'apporto atmosferico di azoto, mediato dall'interazione con i suoli forestali, può essere superiore agli apporti diretti di un ordine di grandezza. Questi risultati sono particolarmente importanti per quegli elementi di qualità biologica che possono rispondere direttamente ad un'aumentata concentrazione di azoto;
- i laghi sono scelti come ambienti di riferimento in base all'assenza o alla ridotta intensità del disturbo antropico diretto, e si assume quindi che essi ospitino comunità biologiche in condizioni di riferimento. Se, tuttavia, alcune comunità biologiche rispondono all'aumentata concentrazione di azoto, esse si allontanano dalle condizioni di

riferimento nei laghi in cui l'apporto di azoto atmosferico è elevato, anche in assenza di una sorgente di disturbo locale. Ne consegue che un corpo idrico designato come corpo idrico di riferimento potrebbe trovarsi in condizioni lontane da quelle di riferimento a causa della deposizione di azoto, alterando di conseguenza e a cascata le stime dei rapporti di qualità ecologica.

7. Non tutti gli elementi di qualità biologica lacustre risentono della concentrazione di azoto (I2d7)

L'allegato 5 della Direttiva 2000/60/EC richiede di classificare lo stato di qualità biologica dei laghi considerando quattro elementi di qualità biologica: fitoplancton, macrofite e altra flora acquatica, macroinvertebrati e pesci. Nel corso del progetto InHabit si è cercato di separare l'effetto dell'arricchimento in azoto da quello di altre pressioni antropiche, come l'eutrofizzazione e le alterazioni idromorfologiche.

Soltanto nel caso del fitoplancton, è apparsa una relazione evidente tra la composizione della comunità e il livello di azoto. I risultati ottenuti analizzando le relazioni tra le variabili ambientali e gli altri elementi di qualità biologica hanno fornito indicazioni che sembrano più puntare verso un ruolo discriminate delle variabili indicatrici di stato trofico, in generale, senza che emerga un ruolo dell'azoto come fattore discriminante. Ad esempio nel caso degli invertebrati bentonici, le comunità rispondono principalmente allo stato trofico complessivo, con un possibile spostamento degli equilibri della rete trofica verso i carnivori in presenza di elevati livelli di nutrienti. Anche relativamente alla fauna ittica, l'azoto da solo non sembra essere un fattore di controllo importante per le comunità ittiche. Tuttavia insieme al fosforo, è uno degli elementi principali a cui si associano

positivamente la biomassa e le dimensioni della fauna ittica, nonché la presenza di specie tolleranti, onnivore o bentofaghe.

Nel caso delle macrofite, ritrovate quasi esclusivamente nei laghi naturali, appare inoltre una diversificazione tra il Lago Sirio, che ha la più bassa concentrazione di ammonio e il Lago di Candia, che invece è il lago con maggior concentrazione di ammonio. *Lemna minor* e *Myriophyllum verticillatum* si trovano solo nel primo, mentre *Nymphoides peltata* si trova solo nel secondo, dove si ha anche un'elevata copertura di *Trapa natans*, *Nelumbo nucifera*, *Nuphar luteus* e del genere *Najas*. Tuttavia questi risultati devono essere considerati puramente descrittivi, in quanto il basso numero di siti impedisce ogni trattamento statistico di questi dati.

Da questi risultati si può trarre un'indicazione importante rispetto ai metodi di valutazione della qualità delle acque lacustri basati sugli elementi di qualità biologica:

- nella formulazione ed intercalibrazione dei metodi di valutazione della qualità biologica che sono riassunti nella decisione della Commissione Europea del 30 ottobre 2008 che istituisce i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione, la pressione trofica è stata quasi sempre sintetizzata esclusivamente come concentrazione di fosforo totale. Tuttavia la risposta delle comunità biologiche all'aumentare della trofia è complessa e dipende dai livelli dei diversi nutrienti e dai loro rapporti, e soprattutto nel caso del fitoplancton, è necessario tener conto anche dei livelli dell'azoto e del rapporto tra i due nutrienti;
- dal punto di vista gestionale, l'indicazione prevalente è quella di rivolgere l'attenzione verso la riduzione degli apporti di nutrienti algali nel loro complesso, insieme all'eventuale

attuazione di interventi volti a contrastare gli effetti dell'eutrofizzazione. Uno sforzo specifico, almeno per quanto riguarda i bacini lacustri studiati, mirato alla riduzione dei soli apporti azotati non sembrerebbe quindi giustificato.

8. Vi sono marcate differenze nella composizione del fitoplancton in siti poco soggetti a pressioni antropiche, ma con differenti apporti di azoto atmosferico (I2d8)

Dal momento che l'importanza dell'apporto atmosferico di azoto è maggiore per i laghi in condizioni prossime a quelle di riferimento, è importante focalizzare l'attenzione sui siti con le minori pressioni trofiche, sia in Sardegna, dove gli apporti atmosferici di azoto sono limitati, che in Piemonte, dove invece gli apporti atmosferici sono elevati.

Confrontando due laghi in Piemonte e due invasi in Sardegna con una bassa concentrazione media di fosforo totale ipolimnetico (inferiore a $25 \mu\text{g L}^{-1}$), ma con un rapporto tra azoto totale e fosforo totale diverso (200 in Piemonte e 30 in Sardegna) è emerso che i laghi piemontesi sono fortemente dominati dalle diatomee (Bacillariophyceae), mentre gli invasi sardi sono dominati dalle dinoficee. Queste ultime potrebbero trovare un vantaggio competitivo nella possibilità di utilizzare, accanto al metabolismo autotrofo tipico delle cellule algali, anche un metabolismo eterotrofo (cioè ingerire attivamente particelle organiche, eventualmente ricche in azoto). Si noti che altri due invasi piemontesi sono anch'essi dominati dalle diatomee. Anche considerando il piccolo numero di laghi studiati, è interessante notare come nelle due regioni le comunità fitoplanctoniche in condizioni di ridotta pressione trofica siano dominate da classi algali differenti.

All'interno dei piani di gestione, queste differenze possono essere importanti:

- questi risultati mettono in evidenza la necessità di meglio definire le condizioni di riferimento, in particolare nell'area mediterranea, perché suggeriscono che laghi diversi, soggetti a pressioni trofiche simili, possano ospitare comunità algali differenti, a seconda del carico atmosferico di azoto;
- nel momento in cui l'efficacia delle azioni di risanamento viene valutata attraverso il monitoraggio operativo in termini di un progressivo avvicinamento alle condizioni di riferimento, è indispensabile verificare che non intervengano altre situazioni ambientali, come il diverso apporto di azoto atmosferico, che guidino la risposta della comunità biologica verso uno stato differente da che si ipotizza debba essere lo stato di riferimento della comunità.

9. Come variano nel tempo le condizioni ecologiche dei laghi in assenza di interventi umani, e come questo influenza la classificazione di qualità? (D1d4)

Nel quadro normativo introdotto dalla Direttiva Quadro sulle Acque, gli elementi di qualità biologica hanno un ruolo fondamentale nel premettere la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici. La Direttiva richiede quindi che accanto alla classificazione qualitativa dei corpi idrici venga fornita una stima della precisione e dell'attendibilità dei risultati.

Poiché la valutazione della qualità ecologica viene effettuata tramite i Rapporti di Qualità Ecologica, dividendo il valori dell'indicatore biologico per il valore che lo stesso indicatore avrebbe assunto in condizioni di riferimento, la

stima dell'attendibilità e della precisione della classificazione richiede che si valuti sia la precisione e la ripetibilità della misura dell'indice, che l'affidabilità dei valori assunti come condizioni di riferimento.

Alcuni elementi di qualità biologica (fitoplancton e flora acquatica) rispondono in modo diretto allo stato trofico, ed è quindi possibile valutare la loro variabilità naturale in base alla variabilità dello stato trofico. Quest'ultima può essere a sua volta ricostruita su una lunga scala temporale (diversi decenni) a partire dalle analisi dei sedimenti lacustri.

Dai risultati del progetto INHABIT appare che:

- gli indici fitoplanctonici sono sensibili alle condizioni meteorologiche, ed è quindi importante attivare una "rete nucleo" di monitoraggio continuo dei siti di riferimento, da utilizzare per correggere i valori degli indici biologici, al fine di evitare che fluttuazioni naturali della trofia, legate alla variabilità meteorologica interannuale, comportino delle oscillazioni nella classificazione qualitativa dei corpi idrici lacustri.
- l'indice macrofitico, invece, sembra meno sensibile alle variazioni trofiche, ma i limiti di classe intercalibrati appaiono molto restrittivi rispetto alle stime dello stato trofico di riferimento ottenute dai sedimenti. Dal momento che le comunità macrofite rispondono lentamente alle variazioni dello stato trofico, si suggerisce che la valutazione di qualità basata sulle macrofite sia integrata da un indice diatomo che permetta di valutare congiuntamente i due aspetti dell'elemento di qualità "macrofite e macrobenthos" previsto dall'Allegato 5 della Direttiva Quadro sulle Acque.

10. Le differenti caratteristiche degli habitat possono modificare la qualità della classificazione ecologica dei laghi? (I3d1)

La definizione della qualità ecologica dei corpi idrici si basa sulle caratteristiche delle comunità biologiche, che possono essere influenzate dalla qualità degli habitat campionati. Per vedere se questa relazione influenza la classificazione qualitativa dei corpi idrici si può cercare un'eventuale influenza sui valori degli indici utilizzati per la classificazione dei parametri idromorfologici raccolti con il metodo *Lake Habitat Survey* (LHS), come le caratteristiche del substrato della zona litorale e sub-litorale, le caratteristiche della sponda con presenza o meno di elementi artificiali, presenza di attività umane all'interno del lago e nella zona riparia, come campeggi, attività nautiche e fluttuazioni di livello.

Riassumendo i risultati delle analisi effettuate:

- le pressioni antropiche lungo la costa non influenzano particolarmente le comunità a macroinvertebrati, anche se esistono comunque correlazioni tra l'indice BQIES e le variabili idromorfologiche;
- non vi sono relazioni significative tra le caratteristiche degli habitat e la distribuzione delle specie ittiche, ma l'abbondanza stimata degli individui è correlata con le caratteristiche morfologiche della zona litorale. La composizione della fauna ittica, nel complesso, rispecchia maggiormente le variabili chimico-fisiche e trofiche rispetto a quelle idromorfologiche;
- anche nel caso delle macrofite, la conformazione idromorfologica della sponda non pare influenzare in modo significativo la classificazione del lago, ma è comunque necessario mantenere un numero elevato di transetti, e

soprattutto valutare con attenzione la presenza delle macrofite sommerse, normalmente presenti in siti di dimensioni ridotte, per evitare una sottostima della qualità ecologica dei laghi;

- tuttavia, la composizione in specie delle macrofite è correlata alla natura del substrato lacustre, dell'uso del suolo della sponda e di quello di tutta l'area circostante il lago, in particolare alla presenza di alberi o strutture che possono creare zone d'ombra sullo specchio lacustre;
- il fitoplancton, per la sua natura strettamente pelagica, non è particolarmente influenzato dalla qualità morfologica delle coste, ma la sua biomassa può reagire in modo significativo alla variabilità idrologica interannuale, sia in modo diretto, che attraverso interazioni con il bacino imbrifero. Ad esempio, inverni piovosi possono causare un maggior dilavamento di sali nutritivi dalle aree agricole, stimolando una maggiore crescita algale e quindi riducendo la qualità ecologica stimata a partire dal biovolume algale e dalla concentrazione di clorofilla.

11. Come procedere per validare i siti di riferimento fluviali (I1d1, I1d4)

La selezione e la verifica dei siti di riferimento costituisce una fase cruciale in ogni processo che, nel rispetto delle indicazioni della WFD, preveda il confronto tra condizioni osservate e condizioni attese. In questo ambito l'attività svolta nel corso del progetto INHABIT ha senza dubbio rivestito un ruolo importante nel processo di verifica su base abiotica dei siti di riferimento nelle due aree oggetto di studio. I presunti siti di riferimento selezionati in Sardegna e Piemonte sono stati sottoposti alla procedura di verifica che prevede, in accordo

con le indicazioni fornite nella legislazione nazionale, la risposta ad una serie di domande o "criteri". Le domande riguardano le pressioni insistenti a diverse scale spaziali sui tratti fluviali e nel loro intorno e sono contenute in una tabella di verifica che consta di 57 criteri. Sulla base della compilazione di queste tabelle, è possibile derivare per ciascun tratto fluviale un punteggio. A ciascun criterio è assegnato un diverso peso che può essere: Irrinunciabile (IR: peso 1), Importante (IM: peso 0.6) e Accessorio (AC: peso 0.2). Per ciascun criterio sono inoltre stabilite una soglia di riferimento e una di rifiuto.

Come prima fase di screening occorre verificare se:

- più di 2 criteri IR superino la soglia di rifiuto,
- più di 4 criteri IR superino la soglia di riferimento,
- più di 3 criteri IM superino la soglia di rifiuto,
- più di 6 criteri IM superino la soglia di riferimento,

altrimenti il sito non può essere considerato sito di riferimento. Se si verifica che più criteri (tra IR, IM) superano una qualche soglia allora le diverse combinazioni possono portare ad un massimo di 6 criteri che superino una delle due soglie o 3 che superino la soglia di rifiuto.

Alla risposta viene poi assegnato un punteggio di 1, 0.5 o 0 a seconda che essa rispetti la soglia di riferimento, sia compresa tra soglia di riferimento e rifiuto o superi la soglia di rifiuto. Il punteggio assegnato alla risposta data a ciascun criterio è poi moltiplicato per il rispettivo peso. In accordo con il tipo di alterazione rappresentato, le 57 domande (o criteri) sono suddivise in 7 categorie: Inquinamento puntiforme – Score A; Inquinamento diffuso – Score B; Vegetazione riparia – Score C; Alterazioni morfologiche – Score D; Alterazioni idrologiche – Score E e F; Pressioni biologiche – Score G, Altre pressioni – Score H. Per ottenere il punteggio finale del tratto, i punteggi delle singole domande

appartenenti alla medesima categoria (e.g. inquinamento diffuso) sono sommati e successivamente divisi per la somma del massimo punteggio ottenibile qualora a tutte le domande di quella categoria fosse dato punteggio 1. I punteggi ottenuti dalle singole categorie di alterazione vengono quindi mediati (media ponderata sul numero di domande presenti in ogni singola categoria) per ottenere un punteggio finale del sito. Il punteggio di 0.9 è posto come soglia di accettazione del sito come sito di riferimento.

Una volta stabilito che, sulla base della rispondenza ai criteri di questa tabella, un tratto fluviale può essere considerato in condizioni di riferimento è necessario procedere con la valutazione degli habitat acquatici o con la valutazione dell'IDRAIM (metodo di valutazione idromorfologica messo a punto da ISPRA). Nel caso del progetto INHABIT, l'applicazione del CARAVAGGIO nei tratti investigati ha consentito di derivare i descrittori HQA, HMS e LUI che, insieme, concorrono alla definizione dell'IQH (indice di qualità dell'habitat). La verifica che il valore di IQH corrisponda allo stato elevato costituisce infine l'elemento di validazione del sito di riferimento.

12. Adeguatezza della regionalizzazione e criticità nei fiumi mediterranei: importanza della tipizzazione (I1d4)

Nell'impostazione dei piani di gestione, uno dei presupposti per effettuare delle classificazioni ecologiche accurate ed anche passaggio propedeutico alla valutazione dello stato ecologico, in accordo con le indicazioni della Direttiva 2000/60/EC, 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 al sistema B delineato 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 rigidità del sistema ufficiale (al secondo livello) di attribuzione dei tipi, 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. Le analisi effettuate nel contesto di INHABIT hanno consentito di individuare i seguenti aspetti chiave, ai quali prestare particolare attenzione nella redazione dei PdG.

- 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 1; non si hanno al momento elementi sufficienti per confermare o confutare la validità della tipizzazione di livello 2 (e.g. al momento non sono state rilevate differenze in base alla taglia del settore fluviale). 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-tico (si veda il seguito).
- In alcune realtà, come quelle dei corsi d'acqua sardi, 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-tico, 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.

13. Perché e come quantificare la variabilità naturale nei fiumi (I1d4, I3d2)

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, 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, sebbene non ci siano 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'appropriatezza definizione delle condizioni di riferimento deve tenere in debita considerazione la variabilità naturale che deve essere quantificata secondo opportune tecniche 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 efficace strumento di caratterizzazione degli habitat fluviali è il CARAVAGGIO, che consente di derivare descrittori sintetici, che sono risultati essere fortemente correlati alla variabilità delle biocenosi acquatiche.

A tale riguardo, si conferma che la variabilità naturale osservata in tratti fluviali di riferimento o tratti non significativamente alterati può essere spiegata in termini di variabilità dei descrittori sintetici che si derivano dal metodo CARAVAGGIO. Gli elementi così raccolti possono consentire una correzione dei sistemi di classificazione indirizzata all'incremento dell'accuratezza dei metodi in uso.

14. Il carattere lenticolo-tico

Fino a pochi anni fa, nel contesto europeo, si sono riscontrate notevoli difficoltà nel sintetizzare in modo relativamente semplice gli aspetti di habitat legati direttamente alla "disponibilità d'acqua" in un determinato tratto fluviale. Per compensare tale lacuna, è stato di recente 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, per verificare l'applicabilità e l'accuratezza di molti metodi biologici di classificazione in uso e per quantificare l'impatto dei prelievi idrici.

15. Incertezza nei sistemi di valutazione della qualità ecologica nei fiumi: quali componenti è necessario considerare (I3d1)?

La WFD richiede che per i sistemi di classificazione dello stato ecologico sia definita l'incertezza della classificazione. L'incertezza complessiva e il potenziale errore nella stima del "reale" stato ecologico di un corpo idrico 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 della comunità;
- iii) le caratteristiche intrinseche del metodo di campionamento utilizzato;
- iv) le caratteristiche dei metodi di smistamento, trasporto e conservazione utilizzati;
- v) le modalità e la competenza disponibile per l'identificazione degli organismi raccolti;
- vi) un'errata definizione dei valori delle condizioni di riferimento, causata da una

limitata disponibilità di siti di riferimento e/o incertezza nella definizione (modellizzazione predittiva) delle relazioni biota-ambiente in tali siti;

vii) in generale, le caratteristiche del metodo di classificazione utilizzato (e.g. scelta di metriche e indici, loro conversione in EQR, limiti di classe etc.).

Utilizzando opportuni coefficienti, alcuni dei quali rinvenibili in letteratura, che definiscono l'incertezza nelle condizioni di riferimento e la variabilità associata al campionamento e al trattamento del campione, è possibile quantificare la probabilità di assegnazione di un determinato campione – che rappresenta il corpo idrico – a una determinata classe di qualità, in termini di precisione del metodo, per gli aspetti considerati. Ciò, di per sé, non garantisce però che il valore ottenuto sia anche accurato (e, ad esempio non si verifichino errori di tipo sistematico) e vicino a un ipotetico "valore vero" (sebbene, nel caso di elementi biologici, tale concetto sia discutibile).

In termini generali, metriche caratterizzate da un'elevata precisione, i.e. che presentano una limitata variabilità tra repliche di campioni, possono non costituire necessariamente un indicatore affidabile della reale qualità ecologica e dello stato di un corpo idrico. I risultati ottenuti in INHABIT mostrano peraltro che gli effetti della precisione del metodo legati agli aspetti di identificazione, smistamento e campionamento sono solo la minima parte dell'"incertezza" complessiva, poiché la maggior quota di variabilità è legata agli aspetti di habitat, e in particolare al carattere lenticolo-tico (LRD) (si veda il punto successivo). Per aumentare, cioè, l'esattezza della classificazione, al di là di una precisione più o meno elevata, ma comunque non molto rilevante per il giudizio finale, è opportuno valutare – soprattutto in area mediterranea – alcuni aspetti di habitat.

16. Come migliorare l'accuratezza complessiva dei sistemi di classificazione in uso per i fiumi (componente macrobentonica) (I3d1)?

INHABIT ha consentito di verificare come una quota rilevante di variabilità osservata nei siti di riferimento, o comunque in tratti fluviali non significativamente alterati, sia associata a fattori di habitat, che sono rilevabili e quantificabili. Si è potuto confermare che il carattere lentico-lotico (LRD) riveste un ruolo determinante nello strutturare le comunità degli invertebrati acquatici. INHABIT ha quindi definito un modello generale che mette in relazione la variabilità dello STAR_ICMi e delle sue metriche componenti (in uso nel metodo di valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua sulla base degli invertebrati) con il carattere lentico-lotico. Considerando tratti fluviali non affetti da inquinamento dell'acqua né da rilevanti alterazioni idromorfologiche e di uso del territorio, la relazione tra STAR_ICMi e LRD - approssimativamente a campana - risulta significativa, con i valori massimi di STAR_ICMi ottenuti in corrispondenza di valori intermedi di LRD (i.e. né troppo lotici né troppo lentici). In generale, i modelli derivati indicano che i valori delle metriche biologiche sono negativamente influenzati da valori di LRD molto lotici o molto lentici e raggiungono invece valori ottimali per valori intermedi di LRD. L'accuratezza complessiva dei metodi di classificazione in uso può quindi essere scarsa in condizioni lentico-lotiche lontane dalla neutralità. Con valori di LRD superiori a 50-60, tratti fluviali che non presentano significative alterazioni antropiche potrebbero essere erroneamente classificati in stato buono o, addirittura, moderato. La medesima sottostima dello stato ecologico potrebbe avvenire con valori di LRD < -20. In condizioni molto lotiche o molto lentiche, ove sia verificata l'assenza di prelievi idrici significativi, è quindi necessario prevedere degli

"affinamenti" ai valori attesi in condizioni di riferimento per lo STAR_ICMi e le sue metriche componenti. Partendo dal tipo fluviale di appartenenza (e.g. per l'uso di appropriati limiti di classe e per il valore "ottimale" della metrica), sarà utile operare un affinamento sito-specifico, sulla base del carattere lentico-lotico osservato nel tratto fluviale al momento del campionamento per la definizione dello stato ecologico.

Ciò può facilmente essere effettuato quando si disponga della quantificazione del carattere lentico-lotico del tratto fluviale campionato, al momento (o in periodi simili) del prelievo biologico. L'informazione necessaria può essere facilmente ottenuta mediante l'applicazione del protocollo CARAVAGGIO i.e. circa 3 ore complessive di lavoro, tra rilievo in campo, archiviazione dati e calcolo descrittivi. I dati raccolti consentiranno la stima di un fattore correttivo delle condizioni di riferimento tabellari, in termini di maggiore accuratezza e quindi in linea con le richieste della WFD. L'applicazione di questo fattore correttivo è, a nostro giudizio, indispensabile in area mediterranea, per limitare la sottostima dello stato ecologico in periodi naturalmente caratterizzati da scarsità idrica.

A tal fine, i modelli definiti in INHABIT, immediatamente utilizzabili in Sardegna, potranno essere facilmente adattati ad altri contesti, per i quali si disponga di una base dati sufficiente (i.e. applicazioni CARAVAGGIO in siti di riferimento a diverso carattere lentico-lotico).

In altre parole, i valori delle metriche biologiche utilizzate per la classificazione dovrebbero essere affiancati da una quantificazione del carattere lentico-lotico del momento in cui è avvenuto il campionamento. Con riferimento al valore di LRD osservato, sarà possibile verificare se le condizioni idrauliche e di habitat locali siano o meno ottimali e se, quindi, sia o meno necessaria una correzione - in termini di migliore stima - dei valori di riferimento effettivamente ottenibili in quelle condizioni.

INHABIT ha consentito di evidenziare che gli effetti di una scarsa accuratezza sulla classificazione cioè il NON usare il correttivo sito-specifico ai valori tabellari per il tipo, si possono manifestare orientativamente per il \approx 30% dei corpi idrici in area mediterranea, per i quali la qualità ecologica sarà quindi sottostimata. L'approccio qui riassunto consente di fatto, in molti casi, di individuare e ridurre in modo importante il manifestarsi di "falsi positivi"; ciò, ad esempio, nel caso relativamente frequente in cui l'analisi di rischio non evidenzia pressioni rilevanti sul corpo idrico mentre il giudizio biologico indica deviazioni evidenti dall'atteso per le biocenosi acquatiche.

17. Quali interventi per ottenere una buona qualità dell'habitat fluviale (I3d2)?

INHABIT ha fornito indicazioni su quali aspetti considerare per un miglioramento degli habitat, in chiave di selezione di potenziali siti di riferimento, e su quali caratteristiche sia utile preservare qualora si pianifichino interventi di modifica e sistemazione di tratti fluviali.

In generale, si è ritenuto che eventuali interventi a carico delle sponde siano maggiormente applicabili rispetto ad interventi che interessano il territorio oltre la sommità di sponda. Su questo presupposto, e pensando alla reale fattibilità della misura, l'opzione più significativa per determinare un miglioramento nella diversificazione degli habitat (e.g. come letta dal descrittore HQA) è quella che prevede la rimozione delle caratteristiche non naturali legate all'uso del territorio in parallelo all'inserimento di caratteristiche tipiche delle condizioni di riferimento. Tra le proposte possibili, la riduzione dei risezionamenti di sponda e alveo, se accompagnata a un recupero della naturalità (che potrebbe avvenire come *passive restoration*), è la misura che avrebbe un effetto significativo di riduzione

dell'alterazione morfologica (riduzione dell'HMS) e di aumento della diversificazione dell'habitat (aumento di valori di HQA) efficaci per migliorare lo stato ecologico, come letto dalle biocenosi macrobentoniche.

18. Perché è importante quantificare la ritenzione dei nutrienti negli ambienti fluviali?

La "ritenzione" dei nutrienti è l'insieme dei processi responsabili dell'accumulo, trasformazione e rimozione dei nutrienti. Essa rappresenta un'importante proprietà funzionale dell'ecosistema fluviale che contribuisce a definire le condizioni ecologiche generali del fiume. In Europa, l'ottenimento dello stato ecologico buono previsto dalla WFD richiede la rapida applicazione di misure efficaci e verificabili per la riduzione del carico dei nutrienti alle acque superficiali e sotterranee. Molti studi hanno dimostrato che nei bacini non alterati sussistono le condizioni ideali per il riciclo dei nutrienti i quali, a seguito di vari processi come ad esempio la denitrificazione, l'assimilazione da parte delle comunità biologiche, l'adsorbimento ai sedimenti, etc., non si accumulano nelle acque fluviali.

La quantificazione dei processi di ritenzione dei nutrienti, l'identificazione delle unità funzionali dell'ecosistema fluviale dove i processi sono più attivi e l'individuazione dei fattori ambientali limitanti i processi sono cruciali nello sviluppo di strategie gestionali per la protezione degli ecosistemi acquatici.

Ad oggi, la quantificazione della ritenzione dei nutrienti avviene tramite l'applicazione di protocolli sperimentali piuttosto laboriosi (esperimenti di aggiunta dei nutrienti) e/o molto costosi (utilizzo degli isotopi stabili), relativamente improponibili come protocolli di routine agli enti che si occupano di monitoraggio e gestione. Per questi motivi, tra i risultati ottenuti dal progetto INHABIT, la relazione osservata tra ampiezza delle "storage zones" e il rapporto tra la larghezza e la

profondità dell'alveo acquista una notevole importanza. Queste caratteristiche morfologiche sono facilmente misurabili e rientrano, peraltro, tra quelle rilevate con il metodo CARAVAGGIO. Esse, per alcuni tipi fluviali, possono essere ritenute un proxy della ritenzione dei nutrienti, cioè fornire indicazioni, sebbene senz'altro generiche, sulle potenzialità dei tratti fluviali nel ritenere i nutrienti.

19. Quali interventi per aumentare l'efficienza di ritenzione dei nutrienti nei bacini idrografici?

INHABIT ha evidenziato in maniera molto chiara l'importanza delle *transient storage*, cioè degli habitat specifici del fiume che vengono identificati con un caratteristica fisica, funzione della velocità di corrente, ma che racchiudono in sé molteplici attributi sia fisici che biologici. In altri termini, è evidente come moltissime caratteristiche che definiscono gli habitat fluviali possono rappresentare dei fattori cruciali in grado di controllare l'estensione delle *transient storage*. Le caratteristiche dell'habitat sembrano quindi influenzare profondamente non solo le comunità biologiche, ma anche le dinamiche dei nutrienti e, in particolare, l'efficienza di ritenzione dell'azoto ammoniacale e dell'ortofosfato. Tratti fluviali con un'elevata diversificazione e ricchezza di habitat sono di per sé favoriti perché in essi aumenta la possibilità che siano presenti anche quelli specifici che vanno ad influire sulle "storage". Più precisamente, l'efficienza di rimozione dei nutrienti può essere incrementata favorendo una gestione degli alvei fluviali che determini un aumento della loro complessità topografica, del rapporto superficie/volume (tra colonna d'acqua e sedimenti) e la ritenzione idraulica, così da consentire un maggiore contatto tra acqua e organismi bentonici.

Tralasciando l'iporreico, che rappresenta un sistema molto complesso, anche la semplice presenza di strutture superficiali all'interno del

canale può contribuire alle *transient storage*. Ad esempio, le dighe di detrito vegetale (meglio note con il termine inglese "*debris dam*"), il detrito legnoso di piccole e grandi dimensioni, ma anche lettiere di foglie, contribuiscono ad aumentare localmente il tempo di residenza dell'acqua in alveo favorendo non solo la ritenzione idrologica ma anche il contatto con le comunità biologiche e quindi l'assimilazione e/o la trasformazione dei nutrienti.

Un risultato molto importante di INHABIT a fini gestionali riguarda la relazione osservata tra l'efficienza di ritenzione dell'NH₄ e il rapporto ampiezza dell'alveo bagnato/profondità dell'acqua. L'ipotesi che caratteristiche dimensionali del tratto fluviale siano cruciali nella dinamica dei nutrienti è supportata da molti studi; il ruolo rivestito dai tratti vicini all'origine del corso d'acqua e, in generale, dai fiumi di basso ordine, nell'attenuazione dei carichi di N e P è ormai riconosciuto. In questi fiumi, infatti, la profondità dell'acqua generalmente scarsa e alti rapporti superficie/volume accentuano l'influenza dei processi biotici e abiotici sulla qualità dell'acqua. Se comparati con i grandi fiumi, che vengono alimentati dal reticolo idrografico a monte e sono quindi sottoposti alle pressioni complessive che si generano in gran parte a monte, i piccoli fiumi con bacini limitati godono di un'elevata indipendenza idrologica e relativa autonomia anche dal punto di vista ecologico. In un'ottica di protezione e riqualificazione ambientale su larga scala, i piccoli corsi d'acqua - spesso non attribuiti a corpi idrici per la WFD e, infine, non monitorati - e le sorgenti diventano le unità fondamentali da mantenere e proteggere prioritariamente per salvaguardare alcuni importanti servizi ecosistemici offerti dall'intero bacino idrografico. Lo stretto legame tra superfici terrestri e acquatiche che si stabilisce in questi corsi d'acqua aumenta la loro possibilità di entrare in contatto con input terrestri di nutrienti e sostanze tossiche, e ciò li rende particolarmente sensibili ai cambiamenti

naturali e dovuti a fattori antropici. Anche per questi motivi, è cruciale la loro salvaguardia nell'ambito dei Piani di gestione dei bacini fluviali.

20. Quali sono i principali fattori ambientali in grado di influire sulle metriche biologiche in uso per la classificazione ecologica nei fiumi (D1d5)?

La prima importante considerazione che si può trarre dalle analisi effettuate in area mediterranea è che è difficile separare i singoli effetti dei vari fattori che concorrono a definire il gradiente di qualità ambientale, in termini di impatto sugli organismi acquatici. Parlando di metriche biologiche, uno dei fattori più importanti nel determinare la variabilità delle metriche stesse è associabile al gradiente di alterazione antropica, che però non si scompone nei singoli fattori che determinano l'alterazione antropica generale. Come già evidenziato, anche il carattere lenticolo-tico (LRD) influisce in modo chiaro sulle metriche biologiche e, in questo caso, il suo effetto è ben distinguibile da quello dei descrittori ambientali che esprimono più specificamente l'alterazione antropica (qualità dell'acqua, morfologia, uso del territorio, etc.). Comparando la risposta delle diverse metriche biologiche (i.e. oltre 50 selezionate) ai fattori di perturbazione o disturbo analizzati, è stato cioè possibile evidenziare due gruppi principali di metriche. Un primo gruppo fortemente relazionato al gradiente di impatto ed un secondo gruppo più relazionato al gradiente lenticolo-tico (LRD). Il gruppo di metriche che sono relazionate al gradiente di qualità conferma quanto noto da letteratura e si compone (tra le altre) delle seguenti metriche: ASPT, N_EPT, EPTD, GOLD (tutte metriche componenti lo STAR_ICMi, formalmente utilizzato per esprimere un giudizio di qualità ai sensi della normativa vigente). A queste si aggiungono Sel OLICHI_SA,

DipAb, sel_TRI_GN, e LEPab (dettagli sulle singole metriche sono rinvenibili nei Deliverable di INHABIT).

Utilizzando approcci di regressione di maggior dettaglio, per i mesohabitat di pool e riffle separatamente, è stato in seguito possibile individuare alcune metriche che rispondono a impatti specifici, quali ad esempio: per le alterazioni di habitat 1-GOLD (pool), log(SelePTD) (pool), DIPB_Siph_G (pool) e MTS (riffle); per l'inquinamento Sel_OLICHI_SA (pool) e MTS (pool).

Tra le metriche biologiche potenzialmente utili a rilevare problemi legati al livello dell'acqua, si evidenziano il numero di Odonati, Coleotteri e Eterotteri (nOCH, positivamente correlato all'LRD), l'indice LIFE e il rapporto *Baetis*/BAETIDAE (*Baetis_BAE*, negativamente correlato con LRD), con particolare riferimento alla comunità rilevata nel mesohabitat di pool. Il mesohabitat di pool sembra più indicato nel separare il gradiente di alterazione generale dal gradiente espresso dall'LRD e, quindi, in presenza di prelievi idrici, l'effetto degli stessi.

È vero che, almeno in area montana, i metodi biologici non sono in grado di rilevare le alterazioni morfologiche e la riduzione di portata dovuta ai prelievi idrici? No. È vero che gli indici comunemente utilizzati, interpretati in modo ordinario, non sono in grado di farlo. Tuttavia, l'uso di metriche dedicate (per l'alterazione morfologica) e l'affiancamento di informazioni sull'habitat (per l'impatto dei prelievi) supportano un'efficace valutazione degli eventuali effetti negativi sulle biocenosi.

21. Note sul monitoraggio e sulla classificazione mediante i macroinvertebrati bentonici in fiumi temporanei

L'intrinseco carattere dei fiumi temporanei, con la loro estrema variabilità stagionale e interannuale, rende la pianificazione del

monitoraggio molto complessa. In particolare, esistono notevoli difficoltà nel definire appropriati periodi di campionamento. A questo proposito, è possibile fornire alcune linee guida generali, che, se attuate, ridurranno la variabilità connessa con il prelievo di campioni biologici in periodi non ottimali per il campionamento (si vedano anche le linee guida sull'argomento predisposte con ISPRA e in fase di pubblicazione, che includono parte dei testi qui riportati).

1. Un corpo idrico afferente ad un tipo temporaneo dovrebbe essere campionato nei periodi per i quali lo stato acquatico (AS) atteso sia eurenico (Gallart et al., 2012). La portata dovrebbe cioè essere abbastanza elevata da consentire la presenza di tutti gli habitat acquatici normalmente rinvenuti nel tratto fluviale, compresa la presenza abbondante di riffles, e per consentire la connettività idraulica ottimale tra i diversi habitat. Di norma, si dovrebbe osservare un susseguirsi di tratti dove l'alternanza di aree di riffle e di pool sia evidente, con notevoli differenze nelle condizioni dei microhabitat tra le due aree.

2. Qualora il corpo idrico in esame sia soggetto a prelievi a monte, per valutare se le condizioni attese siano idonee al campionamento, è necessario fare riferimento ad altri corpi idrici dello stesso tipo, possibilmente nello stesso bacino fluviale e con caratteristiche generali simili, ma per i quali sia nota l'assenza di prelievi idrici significativi i.e. in condizioni di relativa naturalità idrologica.

3. Per la valutazione di tali condizioni attese – e, in generale, per definire la stagione di campionamento più opportuna – si suggerisce di effettuare fotografie (almeno 3) dei siti di campionamento in occasione di ogni visita al sito; esse potranno supportare l'interpretazione dello stato acquatico (funzione delle condizioni idrologiche). Ad esempio, le fotografie possono essere scattate da chi opera il prelievo del campione d'acqua

per le analisi chimico-fisiche, spesso effettuato con cadenza mensile.

4. I fiumi temporanei non andrebbero campionati quando - in condizioni di relativa naturalità idrologica (si veda il punto 2) - si osservi la presenza di pool tra loro isolate i.e. disconnesse, o quando esse risultino dominanti nel corpo idrico e, sebbene connesse, i tratti di riffle siano presenti in misura molto contenuta (e.g. <10%).

5. I corpi idrici soggetti a prelievi significativi, se la verifica delle condizioni eureniche attese (punti 1 e 2) risulta positiva, possono essere regolarmente campionati, anche se le condizioni osservate nel corpo idrico in esame si discostano dallo stato acquatico eurenico.

6. In generale, in seguito a periodi di asciutta, per consentire un'adeguata ricolonizzazione, si dovrebbe programmare il campionamento almeno 2 mesi dopo la ricomparsa dell'acqua in alveo; in aree con corpi idrici adiacenti che non abbiano subito il periodo di asciutta e che siano quindi in grado di supportare una rapida ricolonizzazione, tale periodo – previa verifica – potrà essere ridotto fino ad un minimo di 4 settimane.

Se le raccomandazioni di cui sopra non possono essere seguite sarà fondamentale applicare - ove opportuno - la correzione di accuratezza, sulla base dei valori di LRD osservati, nella stima delle condizioni di riferimento (vedi § 14 e 16): in corpi idrici esenti da prelievi (piena applicazione del modello) e in corpi idrici con prelievi moderati (correzione parziale). Se questa "miglior stima" non verrà applicata, si avrà un'elevata probabilità di derivare una classificazione dello stato ecologico gravemente imprecisa, sottostimando l'effettiva qualità del corpo idrico.

22. Abbiamo elementi innovativi per valutare gli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi fluviali (D1d5, I3d2)?

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" di 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 aumentando, mentre altre lo facciano diminuendo. È come leggeremo l'informazione che il dato biologico ci offre che fa sì che – per noi – 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 tradurre 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 conducono 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.

Nel caso dei prelievi idrici, è nuovamente opportuno fare riferimento alla sensibilità delle comunità macrobentoniche al carattere lenticolo-tico dei fiumi.

Quando siano noti prelievi a carico del corpo idrico in esame, l’adattamento delle biocenosi acquatiche al carattere lenticolo-tico risultante può di fatto essere utilizzato per interpretare l’allontanamento dalle condizioni attese in assenza di prelievi. La relazione generale che descrive la risposta delle comunità bentoniche al carattere lenticolo-tico può infatti essere utilizzata non solo per stimare al meglio le condizioni di riferimento attese in assenza di prelievi, ma anche le variazioni della comunità

in seguito agli stessi. In presenza di prelievi idrici noti, infatti, lo scostamento dai valori ottimali delle metriche biologiche che deriva dall’adattamento delle biocenosi al carattere lenticolo-tico derivante e.g. da una diminuzione di portata, può essere utilizzato con successo per quantificare l’effetto di tali prelievi. Di norma, in area mediterranea, il carattere lenticolo-tico - in seguito a prelievi - passa da neutro/leggermente positivo a fortemente positivo, con palesi effetti depressivi sulle comunità. Tali effetti sono facilmente riscontrabili con una diminuzione dei valori assunti dalla maggior parte delle metriche già in uso per la classificazione; perciò, nessun problema: lo STAR_ICMi rileva già adeguatamente la risposta degli organismi bentonici alle eventuali riduzioni di portata.

INHABIT ha però anche evidenziato come, ad esempio in area alpina, la riduzione di portata possa determinare un aumento dei valori di LRD (e.g. da negativi a neutri), che determina un apparente “miglioramento” della qualità ecologica, ma che in realtà corrisponde a una forte alterazione della biocenosi, rilevabile con chiarezza in presenza di informazioni sul carattere lenticolo-tico del corpo idrico. In quest’ultimo caso, molte metriche biologiche mostreranno un aumento, in quanto ci si sposta da una situazione di forte stress ambientale (valori molto negativi i.e. lotici e forte stress per le comunità acquatiche) per molti organismi acquatici a una più favorevole alla presenza di un numero più elevato di taxa (non solo quelli in grado di colonizzare aree a corrente e turbolenza più elevate). La risposta biologica pertanto c’è, ed è evidente. Semplicemente si muove in una direzione che noi, convenzionalmente, siamo abituati ad associare a un “miglioramento” dello stato dell’ambiente; in presenza di inquinamento dell’acqua, non sbaglieremmo: di norma è così. In questo specifico caso, però, mantenendo una visione “convenzionale” del problema non rispetteremmo l’impianto concettuale della

WFD, che richiede di valutare un allontanamento, non necessariamente un aumento o una diminuzione.

Questa visione del problema, piuttosto semplice da gestire dal punto di vista tecnico, consente di individuare e ridurre in modo importante i “falsi negativi”; ad esempio, nel caso molto frequente in cui tratti interessati da prelievi anche importanti risultino in condizioni biologiche buone o elevate, secondo la chiave di lettura offerta dalla mera applicazione del sistema di classificazione generico. In questo caso, invece, data la peculiarità dell’impatto - i cui effetti mimano situazioni osservabili in contesti naturali differenti - è necessario sempre effettuare approfondimenti. Essi possono essere intesi in chiave monitoraggio d’indagine, al fine di evidenziare gli effetti di una causa solo ipoteticamente nota (dato che con i sistemi generici non viene rilevata) che hanno determinato uno scostamento dalle condizioni effettivamente attese.

La risposta alla domanda formulata nel titolo di questo paragrafo è, perciò, “sì, abbiamo elementi innovativi per valutare gli effetti dei prelievi idrici nei fiumi”.

23. Cenni al problema del “deflusso minimo vitale” e agli *e-flows*.

Al punto precedente abbiamo evidenziato come esista, e sia relativamente semplice - in determinati contesti - la possibilità di evidenziare e quantificare gli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi, combinando informazione biologica e di habitat. Ciò non è che un lato della medaglia. L’altro, che ne è una logica conseguenza, è che lo stesso tipo di informazione può essere utilizzato per fissare obiettivi di qualità in termini, almeno, di “deflusso minimo”. Nel momento in cui è possibile quantificare la variazione delle metriche biologiche in risposta a variazioni di portata, lette attraverso cambiamenti di livello mediati dalla conformazione dell’alveo, i.e. con

il carattere lenticolo-tico, è altrettanto possibile stimare gli effetti della diminuzione di portata dovuta ai prelievi idrici. Abbiamo già anche anticipato (§ 22) che, almeno in area mediterranea, a una diminuzione di portata è associata una diminuzione di molte metriche biologiche usate per la classificazione dello stato ecologico. In questo caso, la quantificazione degli effetti è quindi molto semplice e diretta. Altrettanto semplice sarà individuare il carattere lenticolo-tico al quale corrisponde un determinato obiettivo di qualità (e.g. stato ecologico buono), per esempio nella stagione più critica per le biocenosi. Stiamo cioè parlando di *e-flows* e, più precisamente, dell’aspetto legato alla modulazione dei rilasci per ottenere lo stato ecologico (almeno) buono. La definizione di portate ecologicamente accettabili per garantire la struttura e le funzioni ecosistemiche nel loro complesso è senza dubbio impresa non semplice, che dovrebbe andare oltre il “semplice” ottenimento dello stato ecologico buono. Cionondimeno, la WFD si offre come strumento importante e, di fatto, ci impone di perseguire almeno questo obiettivo, nella speranza di poter, successivamente, affrontare in modo più completo la problematica. Peraltro, ben lontani da approcci olistici al tema, ci si accontenta spesso di definire i cosiddetti deflussi minimi vitali (DMV), che dovrebbero garantire un livello di base in grado di supportare le biocenosi acquatiche. Le sperimentazioni a supporto della validità dei deflussi rilasciati sono però spesso viziate dalla selezione di indicatori inefficaci, che inficiano l’intera attività. Ciò è assai frequente in area alpina, anche per quanto già evidenziato sul “verso” di risposta di molte metriche biologiche. Auspichiamo che, in futuri studi di valutazione o validazione delle quote di DMV, questi aspetti siano presi in considerazione, al fine di evidenziare ciò che risulta in alcuni casi addirittura ovvio. Ad esempio, gli effetti di una riduzione permanente di portata portano il tratto fluviale interessato a ricercare un nuovo

equilibrio, con il quale la qualità e la quantità degli habitat fluviali varieranno sensibilmente rispetto allo stato iniziale. In questi casi, è relativamente semplice evidenziare gli effetti sugli habitat (mediante opportuni indicatori) e possibile sulle biocenosi (con approfondimenti dedicati). In termini di carattere lenticolo-tico, le variazioni possono essere tali da portare un tratto fluviale alle caratteristiche di un tipo fluviale differente da quello originario e/o di attribuzione WFD, con conseguente risposta delle biocenosi (e il generarsi di importanti, apparenti falsi negativi).

In sintesi, le relazioni definite da INHABIT tra metriche biologiche e carattere lenticolo-tico possono essere usate in modo relativamente semplice per definire obiettivi di qualità legati ai cosiddetti deflussi minimi, in termini di raggiungimento dello stato ecologico buono. Almeno in area alpina, in presenza di prelievi significativi e in assenza di inquinamento dell'acqua, lo stato ecologico dovrà però essere valutato quantificando lo scostamento dall'atteso con valori delle metriche in aumento e/o in diminuzione, pena il manifestarsi di numerosi falsi negativi.

24. Gli attuali protocolli di campionamento sono adatti ai laghi e agli invasi sia nell'ecoregione alpina che mediterranea? (I1d1 - I1d5)

La Direttiva Quadro sulle Acque richiede che lo stato di qualità ecologica di un corpo idrico sia valutato a partire dagli elementi di qualità biologica. La variabilità naturale delle componenti biotiche utilizzate per la classificazione di qualità dei corpi idrici lacustri, in modo particolare di quelle che mostrano cicli su base stagionale, porta però a cambiamenti spesso significativi della composizione specifica e della biomassa. Questo significa che la scelta della frequenza di campionamento e la

distribuzione dei prelievi nel corso dell'anno possono rappresentare dei fattori critici quando si tratta di valutare la qualità ecologica a partire dalla struttura delle comunità biotiche. Delle quattro componenti biologiche usate per classificare i laghi, tre (fitoplancton, macrofite e macro-invertebrati) mostrano una spiccata stagionalità e/o una certa variabilità spaziale. I protocolli di campionamento attualmente in uso tengono conto di questo aspetto, ma comportano un numero di campioni, e quindi un costo, relativamente elevati.

La nostra analisi ha messo in evidenza che:

- la variabilità delle metriche fitoplanctoniche rispecchia il gradiente trofico ed è più significativa rispetto a quella spiegata dalle fluttuazioni stagionali, dimostrando la robustezza degli indicatori utilizzati e che le associazioni fitoplanctoniche rilevano un grande stabilità negli schemi di successione interannuali;
- per quanto riguarda il fitoplancton, sarebbe accettabile ridurre il numero dei prelievi annuali da 6 a 4 senza compromettere il risultato della classificazione, rispettando comunque la stagionalità, poiché prelievi di fitoplancton concentrati in una sola stagione determinano una maggiore incertezza nella classificazione;
- nel caso delle macrofite, non è invece possibile ridurre lo sforzo di campionamento senza compromettere la qualità della classificazione;
- le comunità macrofite sono risultate virtualmente assenti in tutti gli invasi, come ci si attendeva a causa della frequente variazione di livello delle loro acque;
- per quanto riguarda i macroinvertebrati, la fascia litorale è quella che comporta la maggior differenziazione degli habitat e qualora sia necessario migliorare la qualità della classificazione sarebbe

opportuno aumentare lo sforzo di campionamento in quest'area ;

- negli invasi, però, sempre a causa delle frequenti variazioni di livello, il campionamento dei macroinvertebrati nella fascia litorale diviene impraticabile. La classificazione di qualità è comunque possibile utilizzando soltanto i campioni sublitorali e profondi.

25. Quali sono le principali lacune nei piani di gestione dei bacini fluviali relative ai laghi e come possono essere colmate? (Pd2 – I3d2)

È stata effettuata un'analisi specifica dei Piani di Gestione dei bacini fluviali, sviluppati ai sensi della WFD 2000/60 per valutare gli approcci, i metodi e i programmi di misure in essi contenuti, con particolare riferimento a quello dell'Autorità di Bacino del fiume Po, all'interno del quale è situata la Regione Piemonte e quello della Regione Sardegna, i due ambiti di studio del progetto INHABIT. Da tale analisi, applicata e approfondita ai laghi oggetto di studio è stato possibile verificare il grado di conoscenza attuale sulle pressioni e sugli impatti, sull'influenza delle attività umane sulla qualità ecologica, e di conseguenza come sono stati definiti i programmi di misure necessari a raggiungere gli obiettivi di qualità richiesti dalla WFD, o a mantenere lo stato di qualità buono o elevato già presente, nel tempo. Per ciascuna delle due Regioni sono state verificate la qualità ecologica e chimica di ciascun lago oggetto di studio, gli obiettivi di qualità previsti e se presenti particolari deroghe o problemi per il raggiungimento degli obiettivi di qualità richiesti dalla normativa. In generale è possibile concludere che:

- all'interno della Regione Piemonte e per i laghi oggetto di studio si sono previste

diverse misure di miglioramento e/o protezione sia di carattere strutturale che non. Principalmente si sono attivate norme e prescrizioni e si è proposta l'attivazione di azioni di condivisione e di gestione della risorsa e del territorio, sia come "luogo" di attività che come "veicolo" di inquinamento. Inoltre si prevede la realizzazione di progetti di ricerca e di approfondimento specifici per quasi tutti i laghi inseriti nel progetto INHABIT, ad eccezione del lago di Morasco, per valutare strategie di miglioramento della gestione del bacino in generale e per il miglioramento della qualità ecologica del lago in particolare. Non si evince però dalla descrizione delle azioni previste, per quanto riguarda i laghi, se verrà trattato l'aspetto idromorfologico ed in particolare se verrà dato rilievo alle relazioni tra le biocenosi presenti, le caratteristiche degli habitat locali e le caratteristiche e/o alterazioni idromorfologiche sia locali che a scala di corpo idrico e di bacino.

- In generale, per quanto riguarda la Regione Sardegna, all'interno del Piano di Gestione sono state previste diverse misure specifiche per gli invasi, soprattutto per quanto riguarda il problema della loro gestione idromorfologica, ovvero rispetto alla questione dell'interrimento, e per quanto riguarda la necessità di migliorarne la qualità soprattutto perché la maggior parte sono invasi utilizzati a scopo idropotabile. Non si evince però se sono presenti misure specifiche riguardo alle relazioni e interazioni tra le biocenosi presenti nei laghi e le caratteristiche idromorfologiche più o meno alterate. Anche per quanto riguarda gli aspetti degli habitat locali e a livello di corpo idrico non si hanno evidenze di

particolari approfondimenti o azioni legati al loro miglioramento o al loro mantenimento. Non si trovano misure specifiche per gli invasi oggetto di studio.

Inoltre, tali piani di gestione sono stati valutati dalla Commissione Europea, secondo quanto previsto dall'art.18 della Direttiva Quadro sulle Acque; per tutti gli stati membri è stato redatto un documento di sintesi sulla situazione generale dell'adozione dei piani di gestione e delle misure in essi contenuti, inserendo raccomandazioni e proponendo miglioramenti per ciascun piano di ciascuna nazione. Secondo quanto emerso dalla valutazione della Commissione è necessario, per i prossimi piani di gestione:

- Colmare le lacune e le mancanze rispetto al monitoraggio degli elementi di qualità e delle sostanze prioritarie per migliorare la pianificazione a livello di bacino: identificare in modo più trasparente le sostanze inquinanti prese in considerazione e come e dove queste vengono monitorate, se esistono dei superamenti e come questi superamenti vengono presi in considerazione nella valutazione dello stato ecologico.
- Specificare meglio, all'interno dei piani di bacino, la designazione dei corpi idrici fortemente modificati definendo chiaramente gli effetti avversi significativi all'uso o all'ambiente e le opzioni ambientali significativamente migliori.
- Inserire programmi di misure che siano relative al miglioramento effettivo dello stato ecologico di qualità, secondo quanto emerso dalle azioni di monitoraggio, giustificando in modo più trasparente e chiaro le ragioni delle deroghe agli obiettivi di qualità, inserendo gli obiettivi specifici per ciascun corpo idrico; tali programmi e misure devono anche essere legate agli impatti

dell'agricoltura, attraverso azioni supplementari da sviluppare insieme alla comunità agricola e ai programmi di sviluppo rurale. Includere nei documenti di lavoro che riguardano la gestione della risorsa idrica tutte le misure e i programmi di misura utili all'ottenimento degli obiettivi previsti e/o di eventuali ulteriori obiettivi.

- Inserire all'interno della valutazione del recupero dei costi, la valutazione economica di una serie di servizi che includano: raccolte d'acqua, estrazioni, immagazzinamenti, trattamenti e distribuzione della acque superficiali e la raccolta il trattamento e la restituzione di acque di scarico, sia in ambito civile che industriale che agricolo. Tali costi devono essere presentati in modo trasparente e relativi a ciascun utilizzatore e devono includere anche i costi ambientali di recupero.

In conclusione si può dire che il modo migliore per colmare le lacune ancora oggi presenti, soprattutto per quanto riguarda i laghi, è quello di effettuare tutte le campagne di monitoraggio previste dalla normativa, per tutti i parametri di qualità; raccogliere informazioni contemporaneamente anche per i parametri chimico-fisici e idromorfologici; approfondire le relazioni tra le pressioni (chimiche e idromorfologiche) e gli impatti (sulle biocenosi), siano esse ripariali o litorali, puntuali o distribuite, o globali.

Il progetto InHabit ha mostrato che il Lake Habitat Survey può essere usato con successo nei laghi ed invasi italiani, sia nell'ecoregione alpina che in quella mediterranea, e ha premesso di mettere in luce alcune relazioni tra la alterazioni idromorfologiche e la qualità ecologica dei corpi idrici lacustri. I risultati del progetto INHABIT possono essere usati come una base ed un esempio per migliorare la conoscenza degli altri corpi idrici lacustri e la qualità complessiva dei Piani di Bacino.

26. Habitat fluviali e aspetti morfologici a scale spaziali differenti (I3d2)

In generale in Italia, con l'eccezione parziale del PdG Padano, è risultato evidente come una delle maggiori carenze nella stesura dei primi piani di gestione dei distretti idrografici riguardasse la conoscenza delle condizioni morfologiche dei corsi d'acqua e soprattutto delle problematiche inerenti le alterazioni dei processi e delle dinamiche fluviali presenti (Pd1). Come è stato anche osservato nella valutazione della Commissione Europea, non sono generalmente previste misure sistematiche di intervento per il comparto morfologico nei vari bacini idrografici e sui singoli corpi idrici, ma solo indicazioni di massima. Tanto meno sono state contemplate misure relative alla tutela e alla valorizzazione degli habitat presenti.

Con il DM 260/2010 sono stati resi ufficialmente disponibili in Italia gli strumenti per raccogliere, catalogare e valutare le informazioni morfologiche in modo coerente - e standardizzato ai sensi della WFD - su due scale di dettaglio spaziale e temporale, quella di corpo idrico/bacino idrografico (IQM) e quella di tratto fluviale/habitat (CARAVAGGIO). Essi forniscono i mezzi per quantificare le condizioni morfologiche e di habitat a supporto delle valutazioni dello stato ecologico, consentendo di acquisire elementi utili per la redazione delle misure di intervento e ripristino per il miglioramento della qualità ecologica.

Poiché i due metodi lavorano con finalità diverse, ma parallele, può essere utile trovare il modo di trasferire proficuamente le informazioni elaborate da un sistema all'altro, sia per ottimizzare le risorse, sia per creare un percorso di analisi integrata tra le procedure che permetta ai gestori di applicare misure da cui possano trarre beneficio sia il sistema fiume nel suo complesso che le singole porzioni dell'ecosistema fluviale e le biocenosi che lo abitano.

INHABIT ha affrontato la tematica proponendo studi contestuali realizzati a scale diverse sui territori indagati del Piemonte e della Sardegna, da mettere a confronto con lo studio delle caratteristiche di habitat, che costituiva uno dei principali tasselli del progetto. Lo studio effettuato in Sardegna dall'Università della Cantabria è basato su modelli di analisi territoriale previsionale a partire da dati reali. La valutazione della continuità longitudinale e del trasporto dei sedimenti, in rapporto alle strutture artificiali trasversali presenti, insieme all'analisi della condizione delle fasce riparie in relazione alla stabilità delle sponde, ha permesso la delimitazione delle aree chiave e critiche, anche rispetto agli habitat, lungo le aste fluviali e nei bacini esaminati. Analogamente a quanto effettuato in Sardegna con approccio modellistico, l'applicazione dell'IQM (Indice di Qualità Morfologica) su un set di corpi idrici in Piemonte ha messo in luce i tratti soggetti ad alterazioni morfologiche, in un contesto altrimenti di buona o elevata naturalità.

Il confronto avviato tra le due procedure, a grande scala da una parte e il CARAVAGGIO dall'altra, per comprendere le potenzialità di un percorso di *down-scaling/up-scaling*, ha evidenziato la confrontabilità delle due scale, delineandone però anche i limiti, dovuti per lo più alla complessità di un mosaico territoriale influenzato da impatti antropici che può rendere difficoltoso, sia ai metodi a grande scala che al CARAVAGGIO, cogliere tutti gli aspetti dell'ambiente fluviale in modo esauriente (i.e. si rende necessaria un'integrazione tra le due scale). Emerge quindi l'importanza di utilizzare sempre contestualmente sistemi di valutazione spazialmente differenziati, per inquadrare e pesare correttamente le informazioni raccolte e in modo che esse siano traducibili in misure efficaci e stratificate che raggiungano gli obiettivi prefissati. Il parallelismo tra le metodologie impostato in INHABIT vuole quindi essere un punto di partenza per suggerire la

strada su cui ci si dovrebbe avviare negli studi propedeutici ai piani di gestione riguardo le criticità morfologiche e di habitat dei corpi idrici fluviali.

27. HMWB, habitat e misure

Nell'ambito della WFD, i corpi idrici fortemente modificati (HMWB) costituiscono una problematica complessa e tuttora aperta dal punto di vista gestionale e non solo. Anche a causa della limitata conoscenza degli effetti delle alterazioni idromorfologiche sulle biocenosi, la definizione degli obiettivi di qualità degli HMWB è ancora oggetto di discussione. Il progetto INHABIT ha affrontato tale tematica, con particolare riguardo all'identificazione delle variabili fisiche e di habitat che in simili contesti possano risultare maggiormente correlate con le biocenosi macrobentoniche. Analogamente, si è voluto verificare la risposta delle metriche biologiche a tali alterazioni. Nel corso del progetto INHABIT, un'attività svolta in parallelo alle azioni di progetto ha visto lo studio e la caratterizzazione dei corpi idrici fortemente modificati in un bacino pianiziale densamente antropizzato, mediante un approccio di analisi del tutto analogo a quello sviluppato in INHABIT. In tale contesto, si è verificato come anche in situazioni così degradate dal punto di vista fisico, le biocenosi rispondano in primo luogo alle modifiche a carico degli habitat. L'analisi dei dati ha evidenziato come le differenze di qualità tra i gruppi di corpi idrici (reference -> naturali -> fortemente modificati -> artificiali) si manifestino chiaramente nelle comunità macrobentoniche, confermando la validità della separazione degli HMWB rispetto ai naturali. Una parziale sovrapposizione tra corpi idrici fortemente modificati e naturali è tuttavia mantenuta, a causa del fatto che, anche tra i corpi idrici non HMWB, le alterazioni possono essere molto significative. In particolare, le variabili che maggiormente

esercitano un effetto sulle comunità biologiche (macrobenthos) sono risultate essere: la qualità e lo sviluppo della fascia riparia, la presenza di sponda non artificializzata, l'assenza di arginature addossate al canale e l'uso del territorio prossimo all'alveo. La scala spaziale di analisi risultata di maggior rilevanza per le comunità di macroinvertebrati è stata quella del tratto fluviale (≈ 500 m); più in generale, è risultata importante la fascia di territorio adiacente al canale.

Si conferma quindi l'importanza degli habitat acquatici e di sponda per le comunità di macroinvertebrati, anche in corsi d'acqua i cui ecosistemi siano stati fisicamente compromessi in modo permanente ed esteso. Si conferma inoltre come la scala spaziale di caratterizzazione dell'habitat (approccio INHABIT) possa essere, anche nell'ambito degli HMWB, la più idonea per individuare, applicare e verificare le misure di ripristino finalizzate al miglioramento della qualità ecologica; ciò, tramite interventi specifici sulle componenti di habitat individuate (e.g. condizioni della fascia riparia, sponde).

I risultati ottenuti hanno anche evidenziato che la caratterizzazione degli HMWB basata sulla destinazione d'uso - che in pianura è ricondotta per lo più al contesto territoriale - e sulle alterazioni idromorfologiche dominanti, può altresì fornire un'importante base informativa su cui impostare delle misure gestionali differenziate. Se le alterazioni dominanti che identificano il CI fortemente modificato costituiscono normalmente gli elementi inamovibili, uso e contesto territoriale definiscono invece i margini plausibili di operatività e di intervento sui medesimi fattori di disturbo o, meglio ancora, sugli elementi non indispensabili al mantenimento dell'uso.

28. Come utilizzare l'informazione delle metriche biologiche per valutare l'efficacia delle misure di recupero nei fiumi (D1d5).

Prevenire il deterioramento dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali proteggendoli, migliorandoli e ripristinandoli è, in Europa, un tema da sempre considerato centrale. La valutazione dell'inquinamento e gli effetti risultanti sugli ecosistemi non sono certamente una novità. È infatti dagli anni '70 che ci si occupa in vario modo di sviluppare e utilizzare sistemi di valutazione degli effetti delle alterazioni antropiche sugli ecosistemi acquatici e da allora sono state proposte politiche specifiche atte a migliorare lo stato dei corpi idrici.

In questo contesto, l'emanazione della WFD ha senz'altro individuato nuove modalità secondo cui procedere nella valutazione dello stato ecologico anche riconoscendo la centralità degli Elementi di Qualità Biologica in questo processo. La WFD impone peraltro che vengano adottate specifiche misure per fare in modo che i corpi idrici possano raggiungere (o mantenere) lo stato buono o elevato.

Per soddisfare quindi i requisiti della WFD è innanzi tutto necessario disporre di elementi che consentano la valutazione dello stato ecologico, a valle dei quali impostare piani di gestione e misure dedicate attraverso le quali raggiungere gli obiettivi di qualità.

In Italia, il recepimento della WFD ha determinato, per la valutazione della componente macrobentonica fluviale, l'adozione dello STAR_ICMi. Questo è un indice multimetrico, sviluppato in contesto europeo e adatto a verificare il degrado generale. Il fatto che lo STAR_ICMi si componga di 6 diverse metriche fa sì che la valutazione delle singole metriche possa fornire un'indicazione delle varie pressioni che agiscono su un determinato corpo idrico. Gli effetti di specifiche pressioni e di specifiche misure, potranno quindi essere

quantificati in relazione alle singole metriche che compongono lo STAR_ICMi, ognuna delle quali può presentare diversa sensibilità alle varie forme di impatto, come evidenziato dal progetto INHABIT. In aggiunta, INHABIT ha portato alla selezione di ulteriori metriche, dedicate a evidenziare specifici impatti o fattori ambientali, mediante le quali sarà possibile valutare l'efficacia di eventuali misure di ripristino. Esse ben si prestano al monitoraggio di sorveglianza e d'indagine e, comunque a una migliore comprensione nel quadro generale nel monitoraggio operativo.

In Sardegna, e più in generale in contesto mediterraneo, metriche idonee alla valutazione complessiva delle alterazioni presenti sono: STAR_ICMi, ASPT, NEPT, Diversità di Shannon, LEPab (Abbondanza dei Leptophlebiidae), DIPab (Abbondanza dei Ditteri), SelTRI_GN (Abbondanza di Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae); per la valutazione delle alterazioni di habitat: log(SeIEPTD), DIPB (Abbondanza di Ceratopogonidae, Culicidae e Syrphidae), % shredders, MTS (nel riffle), 1-GOLD e Abbondanza di *Dugesia* e *Lymnaea*; per la valutazione della qualità dell'acqua: SelOLIGHI_SA (Abbondanza di Naididae, Tubificidae e Chironomidae), MTS (nella pool), TRIab (Abbondanza Tricotteri), SelTri_SA (Abbondanza Leptoceridae, Rhyacophilidae, Glossosomatidae), *Leuctra&Calopteryx*, SelEpeGN (Abbondanza di *Proclleon*, *Centroptilum*, *Ecdyonurus*); infine per la valutazione degli effetti dei prelievi (carattere lenticolo-tico), oltre a quanto già detto in precedenza: nOCH (Odonati, Coelotteri ed Eterotteri), Baetis/BAETIDAE, SelEpeM (Abbondanza di *B. cfr. rhodani*, *Ecdyonurus*, *Habrophlebia*).

29. Strumenti pratici messi a punto e distribuiti da INHABIT.

MacrOper.ICM - Il software MacrOper.ICM, che consente di effettuare la classificazione di qualità ecologica sulla base dei

Macroinvertebrati bentonici in tutti i tipi fluviali italiani, è stato ulteriormente sviluppato nel corso di INHABIT, in collaborazione con DEB Università della Tuscia. La classificazione che viene fornita è in linea con le richieste della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD: EC 2000/60), del DM 260/2010 (“Decreto Classificazione”), del DM 56/2009 (“Decreto Monitoraggio”) e del del DM 131/2008 (“Decreto Tipizzazione”), per il monitoraggio dei corsi d’acqua italiani.

Il software MacrOper.ICM, che rappresenta lo strumento di calcolo abbinato al Sistema di Classificazione MacrOper, consente di:

- Calcolare con facilità e in modo automatico le metriche basate sugli invertebrati macrobentonici dei fiumi richieste per la classificazione;
- Classificare i corpi idrici di tutti i tipi fluviali italiani secondo la WFD sulla base dei macroinvertebrati bentonici.
- Ottenere una classe di qualità direttamente confrontabile con quelle ottenibili negli altri Paesi europei.
- Classificare sia campioni singoli sia siti comprendenti diversi campioni.
- Importare (taxalist) ed esportare (metriche, classi di qualità e opzioni di calcolo) informazioni in modo semplice ed intuitivo.
- Eseguire, qualora necessario, un’armonizzazione tassonomica sulle taxalist in ingresso, salvando la nuova versione dei dati.

Il software, a valle di procedure di registrazione differenziate per enti, privati, etc, può essere scaricato dal sito web di INHABIT.

CARAVAGGIOsoft - Tutte le informazioni raccolte col metodo CARAVAGGIO possono essere archiviate nel software CARAVAGGIOsoft. Il software, sviluppato sulla piattaforma MS Access 2000, consente l’archiviazione di tutti i dati registrati sulla scheda di campo. Inoltre, consente di calcolare alcuni dei descrittori disponibili per il metodo CARAVAGGIO: LRD, HMS, HQA e LUI e l’export di dati grezzi ed elaborati. In INHABIT, il

software – in collaborazione con CNR-ITC, che ne ha curato lo sviluppo dal punto di vista tecnico -, è stato ripreso ed aggiornato; esso è distribuito attraverso il sito web di INHABIT.

Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali - Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO – Nel corso di INHABIT, è stato completato il Manuale del metodo CARAVAGGIO, edito come primo volume della serie Monografie del CNR-IRSA, con il Patrocinio del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Il volume descrive la modalità di applicazione in campo del metodo CARAVAGGIO - Core Assessment of River hAbitat VALue and hydromorphological cOndition – finalizzato alla caratterizzazione degli habitat fluviali.

Il manuale, nell’illustrare il metodo CARAVAGGIO, si propone come supporto per chi abbia già frequentato, o si appresti a frequentare, il corso di formazione dedicato, ritenuto comunque indispensabile per una corretta applicazione del protocollo a fini normativi. Il manuale delinea ogni componente del metodo in modo particolareggiato, fornendo definizioni e indicazioni applicative; contiene i dettagli utili a comprendere e decifrare la scheda di campo in ogni aspetto, sezione per sezione. Anche la guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali è distribuita attraverso il sito web di INHABIT (www.life-inhabit.it).

30. WFD e Direttiva HABILAT

INHABIT ha evidenziato come sia necessaria un’armonizzazione tra la WFD e la Direttiva HABILAT (HD: 92/43/CEE). Infatti, può accadere, e.g. in aree ricche di specie endemiche e/o rare come la Sardegna, che la gestione dei corpi idrici finalizzata ai soli obiettivi di qualità della WFD trascuri la tutela di specie a rischio di estinzione, determinando quindi il fallimento complessivo delle strategie

di salvaguardia della biodiversità a livello regionale. Nel pianificare l'integrazione tra le due Direttive, è cruciale che siano considerati non solo gli habitat e le specie in allegato alla Direttiva HABITAT, ma anche le specie endemiche a rischio non incluse negli stessi allegati. Per gli invertebrati acquatici, e in particolare gli insetti, si segnala come essi meriterebbero più attenzione nei piani di conservazione della biodiversità. Invece le pochissime specie acquatiche - e gli habitat ai quali esse sono associate - direttamente inserite nei vari testi normativi, rappresentano solo in minima parte gli elementi meritevoli di tutela. Nonostante la presenza della HD e della WFD, permangono quindi importanti lacune nella loro tutela, in buona parte connesse alla scarsa conoscenza delle loro preferenze autoecologiche, soprattutto in area mediterranea. Queste lacune sono anche la probabile motivazione della scarsa presenza degli insetti acquatici negli allegati della HD. Peraltro, il raggiungimento degli obiettivi WFD solo apparentemente esula dagli approfondimenti su tassonomia, distribuzione ed ecologia di molti gruppi biologici - con il risultato che questi aspetti risultano trascurati - , sebbene sia proprio la variabilità ad essi legata a determinare talvolta le maggiori difficoltà nell'interpretare in modo esaustivo i risultati delle classificazioni di qualità. Parliamo, in questo caso, soprattutto di una cosiddetta 'zona grigia', riferendoci a quelle specie la cui tutela sarebbe necessaria o auspicabile ma che, di fatto, non vengono incluse in alcuna normativa, date la frammentarietà o la totale indisponibilità d'informazioni in merito. Sarà necessario, nell'immediato futuro, porsi l'obiettivo di colmare alcune di queste lacune, concentrandosi su organismi considerati di particolare interesse ai fini della tutela della biodiversità dell'Europa meridionale.

In conclusione delle attività del progetto INHABIT, ci sembra opportuno ricordare come le condizioni di habitat e l'idromorfologia locale rivestano un ruolo cruciale per il funzionamento degli ecosistemi di fiumi e laghi, nonché nel determinare la struttura delle biocenosi presenti. Perciò, approcci e metodi utilizzati a fini di monitoraggio e classificazione dello stato ecologico dovrebbero tenerli in grande considerazione, individuandoli nel dettaglio e quantificandone l'influenza sul biota e sui processi ambientali.