



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 D2: Demonstration actions in regions not directly covered by the project

- Action D2_IRSA (month 19-36) Demonstration actions in regions not directly covered by the project by IRSA
- Action D2_ISE (month 19-36) Demonstration actions in regions not directly covered by the project by ISE
- Action D2_PI (month 19-36) Demonstration actions in regions not directly covered by the project by ARPA Piemonte
- Action D2_SA (month 19-36) Demonstration actions in regions not directly covered by the project by RAS

Deliverable D2d1

Atti dei seminari tecnici nazionali INHABIT

Proceedings of INHABIT national workshops

Centralità dell'habitat nell'interpretazione dello stato ecologico: criticità e aspetti chiave nel contesto della WFD

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 D2: Demonstration actions in regions not directly covered by the project

Deliverable D2d1

Atti dei seminari tecnici nazionali INHABIT

Proceedings of INHABIT national workshops

Centralità dell'habitat nell'interpretazione dello stato ecologico: criticità e aspetti chiave nel contesto della WFD

A cura di: Stefania Erba, Marcello Cazzola & Andrea Buffagni

CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque

Brugherio, 30 novembre 2013

SOMMARIO

Prefazione	2
Preface	2
D2d1.1 - Il contesto nazionale di implementazione della WFD, il quadro normativo di riferimento e il progetto INHABIT	6
D2d1.2 - Lo stato dell'implementazione della WFD in Piemonte: quadro conoscitivo, necessità di approfondimenti e risultati attesi da INHABIT	16
D2d1.3 - Introduzione generale al progetto INHABIT e struttura delle attività	23
D2d1.4 - Approccio sperimentale e caratteristiche di habitat nei siti fluviali del progetto INHABIT	30
D2d1.5 - Validazione dei siti di riferimento e verifica della tipizzazione nei siti fluviali delle aree di studio del progetto INHABIT: punti di forza e criticità	41
D2d1.6 - Attività di classificazione nel progetto INHABIT: sintesi dei risultati per i siti fluviali in Sardegna	50
D2d1.7 - Capacità di rimozione dei nutrienti nei fiumi temporanei: sintesi dei principali risultati ..	60
D2d1.8 - Macroinvertebrati acquatici direttiva 2000/60 (WFD) – Metodo di campionamento con substrati artificiali per i fiumi non guadabili. problematiche e soluzioni	68
D2d1.9 - Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) – Metodo di campionamento da sponda con retino immanicato per i fiumi non guadabili.....	85
D2d1.10 - Habitat e idromorfologia negli ambienti lacustri: l'approccio INHABIT.....	94
D2d1.11 - Valutazione dello stato idromorfologico nei laghi a supporto della classificazione di stato ecologico	101
D2d1.12 - Variabilità naturale e legata a fattori antropici degli elementi di qualità biologica nei laghi.....	108
D2d1.13 - Relazione tra fattori legati all'habitat ed elementi di qualità biologica nei laghi.....	116
D2d1.14 - Influenza delle caratteristiche dell'habitat sui macroinvertebrati lacustri: l'esempio del lago di Viverone	124
D2d1.15 - Relazioni tra fauna ittica, stato trofico e idromorfologia nei laghi: indicazioni dal progetto inhabit.	131

Allegato I - Lista partecipanti Workshop INHABIT - Cagliari, 11-12 dicembre 2012

Allegato II - Lista partecipanti Workshop INHABIT - Roma, 27 marzo 2013

Allegato III - Lista partecipanti Conferenza finale INHABIT - Milano, 29-30 ottobre 2013

Prefazione

Il progetto INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413 "Idromorfologia locale, habitat e Piani di Gestione: nuove misure per migliorare la qualità ecologica in fiumi e laghi sud europei" è un progetto LIFE+ cofinanziato dall'Unione Europea che intende trasferire sul piano applicativo le informazioni di habitat e idromorfologia locale riguardanti i bacini fluviali, a supporto dell'implementazione dei programmi di misure.

Nel corso del suo svolgimento, in particolare nell'ambito delle attività di comunicazione e divulgazione dei risultati (DI) e di dimostrazione in regioni non direttamente interessate dal piano sperimentale (D2), il progetto ha previsto un vasto numero di incontri, meeting, riunioni tecniche e workshops.

Tra questi, due workshop nazionali, insieme alla conferenza finale di progetto - che hanno visto la numerosa partecipazione di Agenzie ambientali, Enti di gestione delle risorse idriche, Autorità locali, Università ed Enti di ricerca - hanno avuto particolare rilevanza a livello italiano. Il primo workshop, dal titolo "Criticità e aspetti chiave nella classificazione dello stato ecologico", si è svolto a Cagliari presso la Regione Autonoma Sardegna i giorni 11 e 12 dicembre 2012. Il secondo workshop, dal titolo "Centralità dell'habitat nell'interpretazione dello stato ecologico nel contesto della WFD", si è tenuto presso l'Università La Sapienza di Roma il 27 marzo 2013. Infine, la conferenza finale "Habitat e stato ecologico: risposta biologica a possibili misure di ripristino in fiumi e laghi italiani" si è svolta a Milano presso l'Area della Ricerca del CNR il 30 e 31 ottobre 2013. Contestualmente e successivamente a tali attività è maturato un vivace dibattito scientifico su una serie di tematiche affrontate dal progetto INHABIT, in particolare in relazione ai metodi di indagine e di raccolta delle biocenosi acquatiche.

La struttura dei due deliverable dell'attività D2, concepiti inizialmente nella proposta di

progetto come resoconto dei due workshop nazionali, è stata successivamente modificata alla luce della estensione dei contenuti affrontati nel contesto nazionale ed internazionale, nonché delle sostanziali differenze negli esiti tematici cui si è pervenuto nei due contesti. È stato per tali ragioni ritenuto più opportuno dedicare un Deliverable (D2d1) ai risultati dei workshop nazionali ed un secondo (D2d2) ai risultati degli incontri internazionali.

Il presente Deliverable D2d1, raccoglie pertanto una selezione dei contributi presentati nel corso dei due workshop nazionali, oltre a due lavori a cura della Agenzia Regionale del Veneto, non inclusi nelle attività workshop e dedicati alla presentazione di due procedure per il campionamento della fauna macrobentonica in peculiari condizioni ambientali, ritenuti importanti per il contesto INHABIT. Il Deliverable comprende argomenti specifici per i due ambienti investigati in INHABIT, fiumi e laghi, corredati da un contributo introduttivo, a cura del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, che descrive il quadro normativo di riferimento di implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque all'interno del quale si svolge l'azione del progetto. Per quanto riguarda i fiumi, i contributi affrontano le seguenti tematiche: le relazioni tra INHABIT e le attività di implementazione della WFD in Piemonte, la generale struttura del progetto, l'approccio sperimentale adottato in INHABIT, il contributo del progetto alle attività di validazione dei siti di riferimento e gli aspetti critici della tipizzazione, i risultati dell'attività di classificazione dei tratti fluviali studiati e i risultati degli esperimenti di aggiunta dei nutrienti. Accanto a tali contributi, sono presentate per i fiumi due procedure di campionamento della fauna macrobentonica in ambienti problematici. Nella parte relativa ai laghi, i contributi riguardano: le modalità di studio dell'habitat negli ambienti lacustri e il supporto di questo alla valutazione dello

stato ecologico, la variabilità naturale degli elementi di qualità biologica e le loro relazioni con i fattori di habitat, i risultati della interazione tra fattori di habitat e fauna macrobentonica e l'attività svolta relativamente alla fauna ittica.

Desideriamo inoltre ringraziare sentitamente la Prof. ssa Elvira De Matthaeis (Università di Roma Sapienza), senza il cui supporto non sarebbe stato possibile organizzare il workshop INHABIT di Roma.

Preface

INHABIT project 'Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes' is a Life+ co-funded European project aiming at integrating information on local hydro-morphological and habitat features into practical measures to improve the reliability of implementation of WFD River Basin Management Plans (RBMPs) in South Europe.

In the context of INHABIT project, several national and international meetings and workshops were held as part of communication and dissemination action (D1) and demonstration actions in regions not directly covered by the project (D2). Among these, two national workshops and the project final conference - participated by Environment agencies, government officers, environmental NGOs, scientific consultants and water managers - have been particularly relevant at Italian level. The first national workshop "Critical issues and key aspects in ecological status classification" was held in Cagliari at Regione Autonoma Sardegna on December, 11th and 12th 2012. The second national workshop, entitled "Habitat centrality in ecological status interpretation in the context of WFD" was held in Rome on March, 27th 2013. Lastly, INHABIT final conference "Habitat and ecological status: biological response to possible restoration measures in Italian rivers and lakes" was held in Milan at CNR Research Area on October, 30th and 31st 2013. During and after the dissemination activities a lively scientific debate on a range of issues addressed by INHABIT project has matured.

The subject of the two D2 deliverables, initially conceived in the project proposal as proceedings of the two national workshops, was modified afterwards in order to contain the many themes covered by both the national and international contexts. It has been eventually reckoned as more

appropriate to specifically reserve one Deliverable (D2d1) to the results of the national workshops and focus the other one (D2d2) primarily on an international perspective.

As a result of this approach, Deliverable D2d1 includes a set of papers presenting the results of the national workshops, plus two extra papers by Veneto Environment Agency, not included in workshop activities, providing description for two sampling procedures for benthic fauna in peculiar environmental conditions, considered important for INHABIT context.

The Deliverable includes specific topics for the two investigated environments, rivers and lakes, with an introductory paper by the Italian Ministry of Environment and Land and Marine Protection (MATTM) giving an overview on the normative framework for WFD implementation in Italy, basis of INHABIT project action. Single papers deal with the following issues, for rivers: relation between INHABIT and WFD implementation in Piedmont, INHABIT project general scheme, INHABIT experimental approach, the project input to reference sites validation and typization, the results of classification activities on studied sites and results of nutrient addition. Besides these, two sampling procedures for benthic fauna are presented for problematic water bodies. For lakes the papers deal with: habitat assessment procedures in lakes and habitat support to ecological status evaluation, natural variability of biological quality elements and their relations with habitat features, the results of interactions between habitat features and benthic fauna and activities related to fish fauna.

We would like to sincerely thank Prof. Elvira De Matthaeis (University of Rome La Sapienza) for her invaluable support in the organization of the INHABIT workshop in Rome.

D2D1.1 - IL CONTESTO NAZIONALE DI IMPLEMENTAZIONE DELLA WFD, IL QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO E IL PROGETTO INHABIT

A cura di:

Gabriela Scanu*, Mariachiara Barile & Claudia Vendetti

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma

*scanu.gabriela@minambiente.it

RIASSUNTO

Con l'emanazione della direttiva 2000/60/CE è stata introdotta una nuova impostazione della politica sulla gestione delle acque che ha comportato una serie di importanti ed innovative modifiche dell'assetto normativo italiano in questo settore. In particolare sono state definite regole e obblighi finalizzati alla tutela delle acque non più in relazione solo alla loro destinazione d'uso, ma anche in funzione del raggiungimento di un buono stato ambientale delle stesse. La direttiva quadro è stata recepita nell'ordinamento italiano attraverso il decreto legislativo 152/2006. Successivamente sono stati emanati diversi decreti attuativi per la regolamentazione di aspetti tecnici (es. tipizzazione, monitoraggio, classificazione, etc.). Tali decreti hanno tenuto conto dei risultati dell'attività di ricerca di qualificati istituti scientifici del settore delle acque. L'attività di aggiornamento della regolamentazione tecnica sta proseguendo anche in considerazione dei Gruppi di Lavoro costituiti presso ISPRA e delle risultanze di altra attività scientifica quale quella del progetto INHABIT. L'esperienza del progetto INHABIT è, infatti, d'interesse per il Ministero dell'ambiente nell'ambito dell'attività di indirizzo e coordinamento degli enti territoriali

per gli aspetti inerenti il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici.

SUMMARY

The new policy approach on water management introduced by the Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC contributes to achieve important and innovative changes in the Italian legislation in this field.

Specifically, the WFD has been a key driving force for the development of rules and obligations aimed at protecting water, not only in relation to their use, and, also, at to meet the ultimate objective of achieving "good" environmental status for all Community waters. The Legislative Decree 152/2006 formally introduced the WFD requirements into Italy's legal framework; additional Ministerial regulations on technical criteria (typing, monitoring, classification, etc.) were issued to implement the Environmental Code with Community amendments.

These decrees have taken account of the outcomes of the scientific research institutes in the water sector. The updating of the technical regulation is continuing also in consideration of the Working Groups constituted by ISPRA and on the results of other scientific activities, such as that of the INHABIT project.

In fact, the experience coming from INHABIT is of interest to the Ministry of the Environment in the context of its policy and coordination activities of local authorities, for matters relating to the monitoring and classification of water bodies.

1. INTRODUZIONE

La direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 (Commissione Europea, 2000) istituisce un quadro per la protezione delle acque superficiali (fiumi, laghi, acque marino costiere e di transizione) e sotterranee della Comunità

Europea adottando obiettivi, principi e misure di base comuni. Lo scopo è quello di istituire un quadro condiviso a livello comunitario per l'attuazione di una gestione integrata delle risorse idriche, orientata verso una politica di utilizzo sostenibile dell'acqua. La direttiva persegue molteplici finalità quali la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, la protezione dell'ambiente, il miglioramento delle condizioni degli ecosistemi acquatici e la mitigazione degli effetti delle inondazioni e della siccità. Il suo obiettivo ultimo è quello di raggiungere un *"buono stato chimico ed ecologico"* di tutte le acque comunitarie entro il 2015. L'assetto normativo che era presente all'interno dell'Unione Europea è stato modificato ed innovato con l'emanazione della direttiva quadro.

La direttiva quadro sulle acque (DQA) costituisce uno degli atti normativi più ambiziosi e completi emanati in ambito comunitario. A completamento del quadro giuridico già presente in materia di acque (direttiva 91/271/CE concernente il trattamento delle acque reflue urbane, direttiva 98/83/CE concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano: Commissione Europea 1991; 1998), successivamente all'emanazione della DQA sono stati adottati una serie di ulteriori atti normativi in materia di: inquinamento chimico delle acque superficiali (Commissione Europea, 2008a), protezione delle acque sotterranee (Commissione Europea, 2006a), valutazione e gestione dei rischi di alluvione (Commissione Europea, 2007). Un altro importante atto che ha ampliato il campo di applicazione della politica prevista dalla DQA è la direttiva 2008/56/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (Commissione Europea, 2008b) (Fig. 1).

Al fine di armonizzare l'attuazione di una norma così complessa e ambiziosa sull'intero territorio comunitario la Commissione, in accordo con i vari Paesi Membri, ha istituito

una *"Strategia Comune di Implementazione"* (CIS, *Common Implementation Strategy*). All'interno della CIS sono stati stabiliti gruppi di lavoro, tra i quali di particolare importanza è stata l'attività svolta all'interno del gruppo di lavoro Ecostat che ha riguardato l'intercalibrazione dei metodi biologici.

La CIS ha portato nel tempo alla pubblicazione di 28 linee guida¹. Tra queste si ricordano quelle sull'identificazione, sul monitoraggio e sulla classificazione dei corpi idrici che sono state un riferimento fondamentale durante la stesura dei regolamenti attuativi stabiliti a livello nazionale per tali aspetti. Nell'ambito della CIS è stata inoltre effettuata l'intercalibrazione dei metodi biologici al fine di giungere ad una omogenea valutazione dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici sul territorio europeo. I risultati del processo di intercalibrazione sono stati riportati nelle due decisioni europee *"che istituiscono i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati Membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione"* (Commissione Europea 2005; 2013a).

Attraverso il coordinamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), l'Italia ha partecipato e continua a partecipare attivamente all'attività della CIS anche attraverso la collaborazione di esperti di ISPRA e di altri enti ed istituti di ricerca (CNR-IRSA, CNR-ISE, ENEA e ISS). I suddetti istituti hanno collaborato con il MATTM anche per lo sviluppo dei metodi di classificazione e per tutti gli altri aspetti tecnici necessari all'attuazione della DQA, quali per esempio la tipizzazione, l'identificazione dei siti di riferimento e di monitoraggio, etc.

2. RELAZIONE DI SINTESI

¹ linee guida scaricabili al seguente link:
https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal: idcl=FormPrincipal:libraryContentList: pager&page=0&FormPrincipal_SUBMIT=1&org.apache.myfaces.trinidad.faces.STATE=DUMMY.

2.1 Il quadro normativo nazionale di riferimento

A livello nazionale la direttiva 2000/60/CE è stata recepita attraverso la parte terza, rubricata “Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche”, del decreto legislativo del 3 aprile 2006, n. 152, “*Norme in materia ambientale*” (Italia, 2006). Il decreto è stato successivamente modificato per rispondere agli aggiornamenti apportati alla regolamentazione comunitaria. Pertanto dal 2008 al 2010 il Ministero dell'ambiente ha emanato quattro decreti, d'intesa con la Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano, che hanno modificato gli allegati tecnici 1 e 3 della succitata parte terza del Dlgs 152/06. Le modifiche hanno riguardato la tipizzazione, l'individuazione dei corpi idrici, l'analisi delle pressioni, la trasmissione delle informazioni ed il sistema di classificazione dei corpi idrici (tab. 1).

Per la definizione dei decreti attuativi, il MATTM ha proceduto, anche attraverso riunioni, alla consultazione dei vari soggetti interessati all'attuazione della DQA, quali le Autorità di Bacino nazionali e le Regioni. Attraverso, inoltre, la collaborazione di ISPRA, per gli aspetti più prettamente tecnici sono state coinvolte anche le Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA).

2.1.1 Aspetti innovativi della regolamentazione

L'attuazione della 2000/60/CE risulta particolarmente complessa ed impegnativa in considerazione degli ambiziosi obiettivi da raggiungere nonché degli aspetti innovativi che sono stati introdotti per la gestione delle acque. Va evidenziato, infatti, che a differenza di quanto previsto dalla pregressa normativa, lo “stato di qualità” delle acque non è più definito

in funzione dell'uso ma sulla base delle sue condizioni ambientali. Vengono pertanto considerate, nel sistema di classificazione dei corpi idrici, anche le comunità biologiche (e.g. flora acquatica, fauna ittica, ecc.), le condizioni idromorfologiche oltre che i parametri chimici e fisico-chimici.

L'obiettivo previsto dalla normativa in vigore per le acque superficiali è, infatti, il raggiungimento del “buono stato ecologico” di tutti i corpi idrici entro il 2015.

Con il nuovo sistema di valutazione, la classe di qualità dei corpi idrici è definita anche sulla base dell'entità delle alterazioni, provocate dalle attività antropiche, sugli Elementi di Qualità Biologica (EQB). Per la misura di tali alterazioni è stato pertanto necessario definire delle condizioni di riferimento, ossia quelle condizioni che più si avvicinano alla naturalità di un ecosistema acquatico². La classificazione dello stato di qualità ecologico di un corpo idrico si esprime, quindi, come rapporto di qualità ecologica dato dal grado di scostamento delle condizioni osservate rispetto a quelle di riferimento.

Altro aspetto innovativo introdotto dalla DQA riguarda la gestione delle acque, valutate non più come singole entità ma in relazione al bacino idrografico di appartenenza. Ciascun corpo idrico è considerato quindi all'interno di un sistema complesso di acque superficiali e

² “condizioni di riferimento” (punto 1.1.1 dell'allegato 3 alla parte terza del Dlgs 152/06, così come modificato dal DM 56/09): rappresentano uno stato corrispondente a pressioni molto basse senza gli effetti dell'industrializzazione di massa, dell'urbanizzazione e dell'agricoltura intensiva e con modificazioni molto lievi degli elementi di qualità biologica, idro-morfologica e chimico-fisica; sono stabilite per ogni tipo individuato all'interno delle categorie di acque superficiali, esse sono pertanto tipo-specifiche; non coincidono necessariamente con le condizioni originarie indisturbate e possono includere disturbi molto lievi, cioè la presenza di pressioni antropiche è ammessa purchè non siano rilevabili alterazioni a carico degli elementi di qualità o queste risultino molto lievi; consentono di derivare i valori degli elementi di qualità biologica necessari per la classificazione dello stato ecologico del corpo idrico; vengono espresse come intervallo di valori, in modo tale da rappresentare la variabilità naturale degli ecosistemi.

sotterranee tra esse interconnesse che tiene conto anche delle caratteristiche del territorio sul quale scorrono con particolare attenzione alle pressioni su di esso incidenti. L'attuale disciplina prevede una gestione integrata dei bacini idrografici attraverso un approccio olistico per l'attuazione della protezione delle acque che nella definizione delle misure di protezione e miglioramento prende in considerazione l'intero corpo idrico ossia sorgente, affluenti e foce.

2.2 Il monitoraggio

L'allegato 1 della parte terza del Dlgs 152/06 così come modificato dal Decreto Ministeriale 14 aprile 2009 n. 56 (§ tab.1) definisce i criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici. Il monitoraggio deve essere progettato per acquisire una visione coerente e globale dello stato di qualità delle acque all'interno dei distretti ivi comprese le acque marino-costiere in esso ricadenti. La regolamentazione italiana, in conformità con quanto riportato dall'allegato V della DQA, prevede tre tipi di monitoraggio: sorveglianza, operativo e di indagine.

“Le Autorità competenti nel definire i programmi di monitoraggio assicurano all'interno di ciascun bacino idrografico: la scelta dei corpi idrici da sottoporre al monitoraggio di sorveglianza e/o operativo in relazione alla diversa finalità dei due tipi di controllo”. Il monitoraggio di sorveglianza è realizzato con i seguenti obiettivi: integrare e convalidare i risultati dell'analisi dell'impatto di cui all'allegato 3 della parte terza del Dlgs 152/06; per la definizione dei futuri programmi di monitoraggio; per la valutazione delle variazioni a lungo termine di origine naturale e antropica. Il monitoraggio di sorveglianza è realizzato su un numero sufficiente e rappresentativo di corpi idrici al fine di fornire una valutazione circa lo stato complessivo delle acque di ciascun bacino e sottobacino idrografico all'interno del distretto. Va effettuato con cadenza almeno sessennale e

prevede al suo interno l'identificazione di una *“rete nucleo”* (di cui fanno parte anche i siti di riferimento), da esaminare con cadenza triennale, per la verifica delle variazioni a lungo termine di origine naturale o conseguenti da una diffusa attività di origine antropica. I parametri da monitorare, ai fini della classificazione dello stato ecologico, sono tutti gli elementi di qualità biologica, idromorfologica e fisico-chimica (di cui alle tabelle 3.6, per fiumi e laghi, e 3.7, per acque di transizione e marino-costiere, del sopraccitato DM). Sono inoltre da monitorare le altre sostanze inquinanti, non previste *nell'elenco di priorità* (di cui si dirà di seguito), appartenenti alle famiglie di cui all'elenco dell'allegato VIII del decreto in trattazione, qualora scaricate e/o rilasciate e/o immesse e/o già rilevate in quantità significative nel bacino idrografico o sottobacino.

Per lo stato chimico devono essere monitorate le sostanze dell'elenco di priorità (ossia, ai sensi della DQA, le *“sostanze definite ai sensi dell'articolo 16, paragrafo 2, ed elencate nell'allegato X. Tra queste sostanze, vi sono «sostanze pericolose prioritarie» che sono quelle definite ai sensi dell'articolo 16, paragrafi 3 e 6, che devono essere oggetto di misure a norma dell'articolo 16, paragrafi 1 e 8)*, di cui al punto A.2.6 del succitato allegato. La concentrazione nelle acque di tali sostanze è controllata qualora, in base alle analisi delle pressioni e degli impatti, risultino attività che ne comportino scarichi, emissioni, rilasci e perdite nel bacino o sottobacino idrografico. Nell'effettuare l'identificazione delle sostanze prioritarie da monitorare occorre tener conto anche delle attività impattanti pregresse.

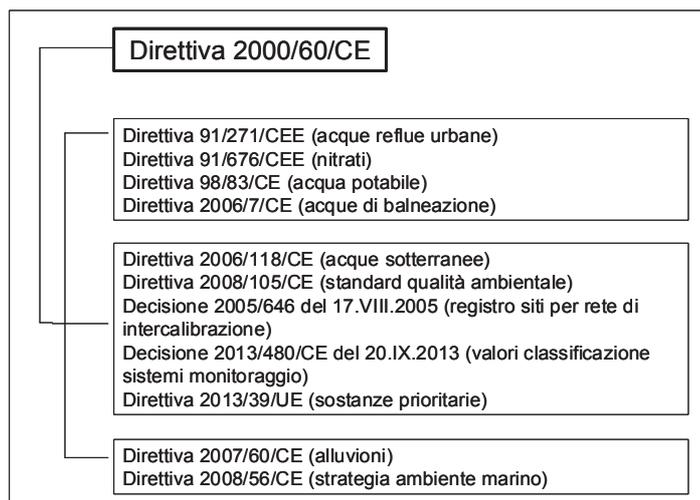


Fig. 1- Quadro normativo europeo.

Tab. 1 - Regolamenti del MATTM recanti criteri tecnici in attuazione della parte terza del Dlgs 152/2006.

Decreto	Argomento	Titolo	Modifiche al D.Lgs 152/06
DM 16 giugno 2008, n. 131	Tipizzazione, analisi delle pressioni e degli impatti, individuazione dei corpi idrici	<i>Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo.</i>	allegati 1 e 3
DM 14 aprile 2009, n. 56	Monitoraggio ed identificazione condizioni riferimento	<i>Regolamento recante "Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo".</i>	allegati 1 e 3
DM 17 luglio 2009	Trasmissione informazioni	<i>Individuazione delle informazioni territoriali e modalità per la raccolta, lo scambio e l'utilizzazione dei dati necessari alla predisposizione dei rapporti conoscitivi sullo stato di attuazione degli obblighi comunitari e nazionali in materia di acque.</i>	
DM 8 novembr e 2010, n. 260	Classificazione	<i>Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo.</i>	allegato 1

Il monitoraggio operativo viene effettuato su tutti i corpi idrici che sono stati identificati “*a rischio*” di non raggiungere gli obiettivi ambientali entro il 2015 sulla base delle analisi di pressioni e impatti e/o sulla base dei risultati del monitoraggio di sorveglianza. Il monitoraggio operativo si applica anche ai corpi idrici nei quali vengono scaricate e/o immesse e/o rilasciate e/o presenti sostanze dell’elenco di priorità. Gli obiettivi del monitoraggio operativo sono: stabilire lo stato di qualità dei corpi idrici monitorati; valutare le variazioni dello stato degli stessi a seguito dell’attuazione dei programmi di misure. Il ciclo è almeno triennale e, ai fini della classificazione dello stato ecologico, devono essere monitorati solo alcuni degli elementi di qualità biologica, identificati in relazione alla maggiore sensibilità alle pressioni incidenti sul corpo idrico in esame. Indicazioni allo scopo sono fornite dalle tabelle 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 dell’allegato 1 alla parte terza del Dlgs 152/06 che riportano gli elementi di qualità più influenzabili da determinate pressioni per le diverse categorie di corpi idrici (fiumi, laghi, acque di transizione e marino-costiere). Per stabilire lo stato ecologico delle acque superficiali sono effettuati anche i controlli per le altre sostanze inquinanti, non previste nell’*elenco di priorità* e appartenenti alle famiglie di cui all’elenco dell’allegato VIII del decreto in trattazione, qualora scaricate o immesse nel corpo idrico in quantità significativa da poter essere un rischio per il raggiungimento degli obiettivi di qualità finali.

Il monitoraggio di indagine è previsto in casi specifici nei quali è necessario un approfondimento dell’attività conoscitiva (inquinamento accidentale, difficoltà nella identificazione delle cause di inquinamento ecc.). Pertanto, questo tipo di monitoraggio prevederà ulteriori parametri di indagine e frequenze adatte al tipo di investigazione che è necessario effettuare.

La corretta identificazione dei siti è fondamentale per evitare errori di valutazione nella classificazione o dell’efficacia delle misure. Ai sensi del punto A.3.4. dell’allegato 1 del sopracitato decreto per sito si intende una “*stazione di monitoraggio, individuata da due coordinate, rappresentativa di un’area del corpo idrico*”. Qualora non sia possibile nel sito individuato monitorare tutti gli elementi di qualità è necessario identificare dei sottositi, all’interno della stessa area, i cui risultati di monitoraggio integrino quelli rilevati nel sito principale. In tal caso i sottositi devono essere posizionati in modo da controllare la medesima ampiezza e il medesimo insieme di pressioni.

Nell’identificazione dell’area di controllo, oltre a tener conto della tipologia e dimensione delle pressioni presenti, occorre anche considerare le varie caratteristiche di habitat presenti nell’area, in quanto determinanti della variabilità delle comunità biologiche. In relazione a tale aspetto l’allegato 1 alla parte terza del Dlgs 152/06, nel sopra citato punto A.3.4, indica, in generale, che per il monitoraggio biologico è opportuno individuare e selezionare l’habitat dominante, che sostiene l’elemento di qualità più sensibile alle pressioni presenti. Specifica inoltre che “*nel determinare gli habitat da monitorare si tiene conto di quanto riportato, sull’argomento, nei singoli protocolli di campionamento*” al fine di non tralasciare precisazioni e dettagli, dovuti alle peculiarità dei diversi EQB, riportati nelle singole metodologie di campionamento.

L’importanza dell’identificazione dei “*siti*” in relazione agli habitat presenti per la corretta attribuzione dello stato ecologico è stato uno dei punti di attenzione del progetto INHABIT i cui risultati, pertanto, faciliteranno l’applicazione della normativa per gli aspetti relativi ai programmi di monitoraggio.

Si sottolinea inoltre l’importanza del rispetto delle indicazioni presenti nella tabella 3.6 dell’allegato 1 del sopracitato decreto in merito alla coincidenza di campionamento per alcuni degli

elementi di qualità in essa riportati al fine di una corretta interpretazione dai dati finali di monitoraggio.

2.3 I distretti e la pianificazione

Al fine di ottimizzare la gestione dei bacini idrografici, in coerenza con quanto stabilito dalla regolamentazione comunitaria, il decreto legislativo 152/2006, all'articolo 64, accorpa i bacini idrografici del territorio italiano in otto Distretti idrografici, di seguito elencati: Alpi orientali, Padano, Appennino settentrionale, Serchio, Appennino centrale, Appennino meridionale, Sardegna e Sicilia (Fig. 2).



Fig. 2 - I distretti idrografici italiani.

Ai fini del raggiungimento degli obiettivi ambientali, l'articolo 13 della direttiva quadro prevede che venga predisposto un Piano di Gestione (PdG) per ciascun Distretto idrografico attribuendone la competenza alle Autorità di Distretto idrografico. Nell'attesa della piena operatività delle Autorità di distretto, l'adozione è al momento a cura dei Comitati istituzionali delle autorità di bacino di rilievo nazionale (Legge 27 febbraio 2009 n. 13 recante: "Misure straordinarie in materia di

risorse idriche e di protezione dell'ambiente"), integrati dai componenti designati dalle regioni il cui territorio ricade nel distretto a cui si riferisce il piano. E' attualmente in corso di approvazione una modifica del Dlgs 152/06, attraverso un Disegno di legge collegato alla Legge di stabilità 2014, per stabilire in via definitiva la configurazione delle Autorità di distretto e superare, quindi, la sopraddetta fase transitoria in evidente contrasto con l'ordinamento comunitario.

I PdG devono stabilire adeguati "programmi di misure" (art. 11 DQA) delle acque del distretto, in relazione agli obiettivi da raggiungere ed alle pressioni antropiche presenti.

Il progetto INHABIT contribuisce al miglioramento degli strumenti utili alla caratterizzazione dei corpi idrici, soprattutto per quanto concerne gli aspetti idromorfologici e di habitat. Come sopra detto, si evidenzia che tali aspetti incidono nella valutazione dello stato di qualità e, conseguentemente, nella verifica dell'efficacia delle misure attuate.

Allo stato attuale i PdG sono stati adottati per tutti gli otto Distretti. Nell'analisi effettuata dalla Commissione europea sui Piani dei Distretti italiani (scaricabile al seguente link: http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map_mc/map.htm) vengono messi in evidenza alcuni punti critici che necessitano di miglioramenti per la piena conformità alla direttiva 2000/60/CE. Tra questi si sottolineano gli aspetti relativi a: la *governance* delle risorse idriche e l'attuale assetto dei Distretti; gli aspetti economici, quali per esempio il recupero anche parziale dei costi ed il principio "chi inquina paga"; l'uso delle risorse idriche in agricoltura per il quale sono assenti tutti gli incentivi ad un uso efficiente e sostenibile; etc. In conformità a quanto riportato dall'articolo 13 della DQA, dal 2013 sono state avviate, da parte delle Regioni e Autorità di bacino, le attività previste per l'aggiornamento dei PdG, che dovranno concludersi entro il 2015 ed in tale riesame si dovrà tener conto delle

sopracitate osservazioni espresse dalla Commissione.

2.4 Le attività in corso

In considerazione della complessità del monitoraggio previsto dalla direttiva quadro, il MATTM con il supporto di ISPRA e degli istituti scientifici CNR-IRSA, CNR-ISE, ENEA e ISS, ha istituito un tavolo di lavoro, al quale hanno partecipato rappresentanti delle Regioni e delle Agenzie per l'ambiente (ARPA). Il tavolo ha affrontato i problemi che sono emersi a seguito della prima applicazione dei metodi biologici, richiamati nell'allegato 1 del DLgs 152/06, vista l'estrema eterogeneità del territorio italiano. I risultati di tale attività, integrati da osservazioni pervenute al MATTM direttamente dai propri esperti, saranno oggetto di prossime modifiche all'allegato di cui sopra. I lavori sono stati anche l'occasione per effettuare le opportune verifiche dei siti di riferimento proposti dalle regioni per un elenco nazionale aggiornato.

Il MATTM ha inoltre elaborato uno schema di decreto per l'identificazione dei corpi idrici fortemente modificati e artificiali, concordato con le Regioni e Autorità di bacino, che a breve verrà pubblicato in Gazzetta Ufficiale.

A livello comunitario si è conclusa la seconda fase del processo di intercalibrazione che ha portato all'emanazione della Decisione della Commissione Europea che istituisce *"i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione"* (Commissione Europea, 2013a).

Infine si è recentemente conclusa, con l'emanazione della direttiva 2013/39/UE (Commissione Europea, 2013b), l'attività di negoziazione per la modifica della regolamentazione in vigore sullo stato chimico. Tale direttiva *"modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque"* e riporta un aggiornamento delle sostanze

dell'elenco di priorità per la classificazione dello *"stato chimico"* dei corpi idrici.

La nuova programmazione 2013-2015 per l'attività CIS a livello comunitario si articola in tre cluster principali sulle seguenti tematiche: Stato delle Acque, Gestione delle Acque e Diffusione e Integrazione delle Conoscenze. In particolare per lo *"Stato delle Acque"* sono stati istituiti i seguenti quattro Gruppi di Lavoro: *"EcoStat, E-Flows, Groundwater, Chemicals"*.

3. CONCLUSIONI

La direttiva quadro per la sua complessità e in particolare per gli obiettivi ambientali che essa introduce, che considerano anche lo stato di salute degli ecosistemi acquatici, risulta di non facile attuazione. I gruppi di lavoro istituiti a livello europeo e nazionale sono risultati indispensabili per una corretta implementazione della normativa e per l'armonizzazione della sua attuazione nei vari territori.

Il progetto INHABIT, contribuendo a migliorare la comprensione circa la relazione tra fattori ambientali e la determinazione dello stato ecologico, fornisce suggerimenti per il perfezionamento delle azioni messe in atto, a livello nazionale e locale, per l'attuazione della DQA. I risultati raggiunti nei vari step del progetto sono stati utili nell'ambito dell'attività di validazione dei metodi di classificazione effettuata a livello nazionale. Saranno inoltre tenuti in considerazione per eventuali modifiche o chiarimenti di alcuni aspetti tecnici della regolamentazione quali ad esempio i criteri per l'identificazione dei siti di monitoraggio e per il campionamento nonché per facilitare la valutazione dell'efficacia delle misure, quest'ultima, di fondamentale importanza per l'aggiornamento dei PdG.

A livello nazionale ed europeo, grazie all'emanazione della DQA, sono stati fatti molti passi avanti per la tutela delle acque superficiali e sotterranee, ma è necessario fare ancora ulteriori progressi, non solo dal punto di vista

normativo e attuativo ma anche nell'ambito della ricerca affinché si sviluppino strumenti innovativi per il controllo e la tutela e risanamento dei corpi idrici.

BIBLIOGRAFIA

COMMISSIONE EUROPEA, 1991a. Direttiva 91/271/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane. Gazzetta Ufficiale n. L 135 del 30.05.1991.

COMMISSIONE EUROPEA, 1991b. Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dell'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Gazzetta Ufficiale n. L 375 del 31.12.1991.

COMMISSIONE EUROPEA, 1998. Direttiva 98/83/CE del Consiglio, del 3 novembre 1998, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 330 del 5.12.98.

COMMISSIONE EUROPEA, 2000. Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 327 del 22.12.2000.

COMMISSIONE EUROPEA, 2001. Strategia di Implementazione Comune per la Direttiva Quadro sulle Acque. Comunità Europea, ISBN 92-894-2040-5.

COMMISSIONE EUROPEA, 2005. Decisione della Commissione del 17 agosto 2005 relativa all'istituzione di un registro di siti destinati a formare la rete di intercalibrazione conformemente alla direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 243 del 19.09.2005.

COMMISSIONE EUROPEA, 2006a. Direttiva 2006/118/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 12 dicembre 2006 sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal

deterioramento. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 372/19 del 27.12.2006.

COMMISSIONE EUROPEA, 2006b. Direttiva 2006/7/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 15 febbraio 2006 relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 64/37 del 4.03.2006.

COMMISSIONE EUROPEA, 2007. Direttiva 2007/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2007 relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi di alluvioni. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 288 del 6.11.2007.

COMMISSIONE EUROPEA, 2008a. Direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008, relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento e del Consiglio. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 348 del 24.12.2008.

COMMISSIONE EUROPEA, 2008b. Direttiva 2008/56/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 17 giugno 2008 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino). Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 164 del 25.6.2008.

COMMISSIONE EUROPEA, 2013a. Decisione della Commissione del 20 settembre 2013 che istituisce a norma della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione e che abroga la decisione 2008/915/CE. Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 266 dell'8 ottobre 2013.

COMMISSIONE EUROPEA, 2013b. Direttiva del parlamento europeo e del consiglio 2013/39/UE del 12 agosto 2013 che modifica le

direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque. Gazzetta ufficiale della repubblica italiana n. 67 del 2 settembre 2013.

ITALIA, 2006. Decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152. Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario n. 88 del 14.04.2006.

D2D1.2 - LO STATO DELL'IMPLEMENTAZIONE DELLA WFD IN PIEMONTE: QUADRO CONOSCITIVO, NECESSITÀ DI APPROFONDIMENTI E RISULTATI ATTESI DA INHABIT

P.E. Botta¹, A. Bottino¹, T. Ferrero¹, A. Fiorenza¹, L. Giordano¹, A. Nicola¹, A. Buffagni², S. Erba² & E. Sesia¹

¹ARPA Piemonte

² CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

RIASSUNTO

Nel presente articolo viene presentata la situazione relativa all'implementazione della Water Frame Directive (WFD) in Piemonte e alcune delle attività svolte nell'ambito del progetto INHABIT sui corsi d'acqua piemontesi. In particolare sono sintetizzati i risultati relativi alla tipizzazione e all'individuazione dei corpi idrici e i risultati della prima proposta di classificazione relativa ai dati del primo triennio di monitoraggio 2009-2011. I risultati del monitoraggio del primo triennio confermano in generale una buona correlazione dello stato di qualità con le pressioni insistenti sul corpo idrico; solo nel caso di corpi idrici caratterizzati da sole pressioni idromorfologiche, si evidenzia una limitata risposta degli elementi di qualità biologica.

In particolare i risultati ottenuti grazie alle attività svolte nel progetto INHABIT hanno consentito la validazione dei potenziali Siti di Riferimento individuati preliminarmente in Regione Piemonte.

I siti selezionati per il progetto INHABIT e su cui sono stati effettuati attività e campionamenti specifici in Piemonte sono dodici: sei appartenenti alla HER 06 (Pianura Padana) e sei appartenenti alla HER 01 (Alpi Occidentali). Queste attività hanno messo a disposizione i dati per una stima dell'incertezza delle metriche degli Elementi di Qualità Biologica e una valutazione delle caratteristiche di habitat

(strumento necessario all'interpretazione della risposta biologica e al miglioramento - i.e. accuratezza - dei sistemi di classificazione) Inoltre i dati raccolti in Regione Piemonte hanno consentito una prima validazione delle tipologie fluviali individuate in Piemonte rispetto al macrobenthos.

SUMMARY

The following article is about the implementation of the Water Framework Directive (WFD) in Piedmont and about some of the activities carried out within the INHABIT Project on water bodies of Piedmont.

Results about rivers typology, identification of surface water bodies and classification based on data of three years monitoring (2009-2011) are summarized. The results of the first three years monitoring confirm a good relationship between the quality state and the impacts occurring on the water body; a limited response of the biological community has been shown by water bodies affected only with hydro-morphological impacts. The results obtained through INHABIT Project activities have made possible the validation of the reference sites previously identified in Piedmont.

Twelve sites have been selected by INHABIT Project for Piemonte, on these sites specific activities and sampling have been carried out. Six sites belong to HER 01 (Alpi Occidentali) and six belong to HER 06 (Pianura Padana). Data obtained through project activities have been used for the assessment of the uncertainty of the Biological Quality Elements (BQE) metrics and for the evaluation of the habitat characteristics (necessary instrument to understand the biological response and to improve the accuracy of the classification systems).

Furthermore, the data collected have made possible a first validation of the river typologies identified in Piedmont related to the benthic invertebrates community.

1. INTRODUZIONE

Il progetto INHABIT è inserito nell'ambito del programma LIFE+, strumento finanziario per l'ambiente istituito dall'Unione Europea che si occupa della promozione e dello sviluppo di politiche e legislazione comunitaria in campo ambientale.

Nell'ottica della WFD il monitoraggio rappresenta lo strumento per la verifica dell'analisi delle pressioni. I risultati del monitoraggio del primo triennio (2009-2011) hanno confermato in generale una buona correlazione dello stato di qualità con le pressioni insistenti sui corpi idrici; solo nel caso di corpi idrici caratterizzati da sole pressioni idromorfologiche, si evidenzia una limitata risposta degli elementi di qualità biologica.

In quest'ottica, le attività svolte nell'ambito del progetto INHABIT hanno rappresentato un valido strumento per consolidare alcune fasi relative all'implementazione della WFD e per analizzare e approfondire alcuni aspetti critici emersi dal primo ciclo di monitoraggio, attraverso:

- Raccolta di dati idromorfologici a scala locale, chimico-fisici e biologici per stimare la variabilità in siti naturali e impattati
- Valutazione delle relazioni tra variabilità naturale di habitat, idromorfologica e chimico-fisica e risposta delle comunità acquatiche.
- Prima validazione dei tipi fluviali individuati in Piemonte.

Il presente lavoro sintetizza quindi lo stato di implementazione della WFD in Piemonte e i risultati rilevanti ottenuti in conseguenza della partecipazione di Arpa Piemonte al progetto INHABIT, presentando quanto esposto nel corso del primo workshop nazionale di progetto tenutosi a Cagliari nel dicembre 2012.

2. L'IMPLEMENTAZIONE DELLA WFD IN PIEMONTE

2.1 Tipizzazione e corpi idrici

Il corpo idrico (CI) rappresenta l'unità di base gestionale prevista dalla WFD. È una parte di corso d'acqua o lago, omogeneo per tipologia, pressioni e stato.

La definizione dei tipi fluviali è propedeutica alla classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali. Lo stato ecologico è definito "in base al più basso dei valori riscontrati durante il monitoraggio biologico e fisico-chimico" (all. V alla WFD); questi valori sono rappresentati come scostamento dalle condizioni di riferimento del tipo fluviale di appartenenza del corpo idrico.

Il numero di tipi in Piemonte (44) è piuttosto elevato; in alcuni casi, tenendo conto della necessità di definire le condizioni di riferimento, il dettaglio risulta eccessivo.

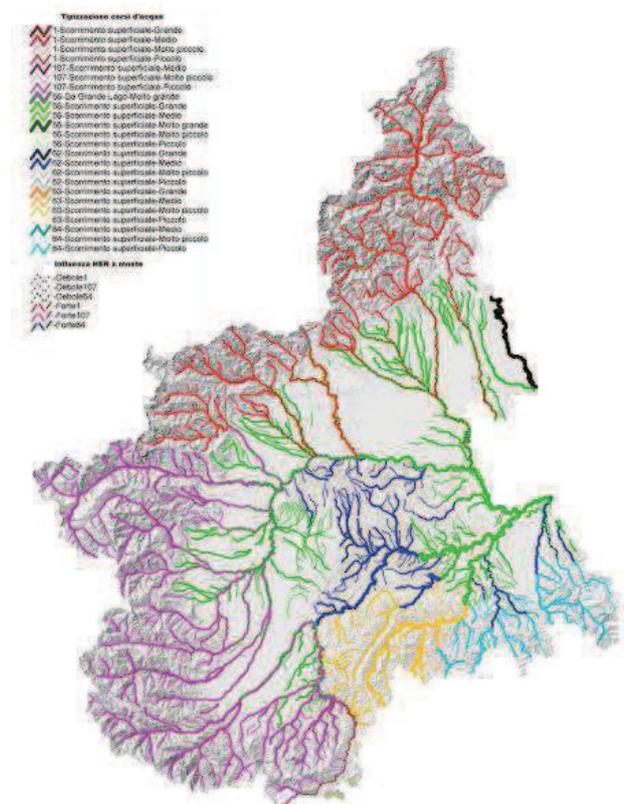


Fig. 1. Tipi fluviali individuati in Piemonte.

Per quanto riguarda i corpi idrici, in Piemonte, sono 439 i corpi idrici fluviali per cui è stata effettuata l'analisi di rischio e che sono stati inseriti nel Piano di Gestione del Distretto del Bacino del Po (di cui 17 corpi idrici artificiali). In Piemonte sono 39 i corpi idrici lacustri per cui è stata effettuata l'analisi di rischio e che sono stati inseriti nel Piano di Gestione del Distretto del Bacino del Po. Tutti i dettagli relativi al processo di implementazione della WFD in Piemonte sono riportati in ARPA PIEMONTE (2009).

2.2 Reti di Monitoraggio

Le Reti di monitoraggio e i Programmi di monitoraggio sono impostati secondo quanto previsto dalla WFD.

Il primo ciclo triennale 2009-2011 si è concluso e ha previsto il monitoraggio di tutti gli elementi chimico fisici e biologici necessari alla classificazione. È stata prevista un'elevata sito-specificità in termini di EQ (Elementi di Qualità) da monitorare e relativamente alle frequenze di campionamento.

È stata avviata la sperimentazione del metodo IDRAIM, che a partire dal 2012 è stato applicato secondo quanto previsto dal Decreto 260/2010. Si è quindi realizzata una rimodulazione del secondo ciclo triennale di monitoraggio 2012-2014 in funzione dei risultati acquisiti. Per il secondo triennio è stata prevista una maggiore flessibilità complessiva dell'intero sistema in termini di punti da monitorare, componenti chimiche e biologiche da ricercare, tipologia di monitoraggio (operativo, sorveglianza, indagine) e frequenze di campionamento.

Per quanto riguarda la struttura generale la rete del triennio 2012-2014 ha mantenuto la stessa impostazione della rete del triennio 2009-2011.

La Rete di Monitoraggio Regionale per i fiumi (RMR-F) è costituita da

- 193 Corpi Idrici che sono la Rete base (RB)
- 12 potenziali Siti di Riferimento (SR)

- Siti di una Rete Aggiuntiva (RA) variabili negli anni (2011 e 2014)

La RA è costituita da stazioni di monitoraggio aggiuntive (SA) all'interno di CI per i quali è già prevista la stazione principale e da un sottoinsieme di CI non fisso, selezionato per specifiche valutazioni e finalità.

I dettagli relativi alla programmazione della Rete e delle attività per il triennio 2012-2014 sono riportate in ARPA PIEMONTE (2011).

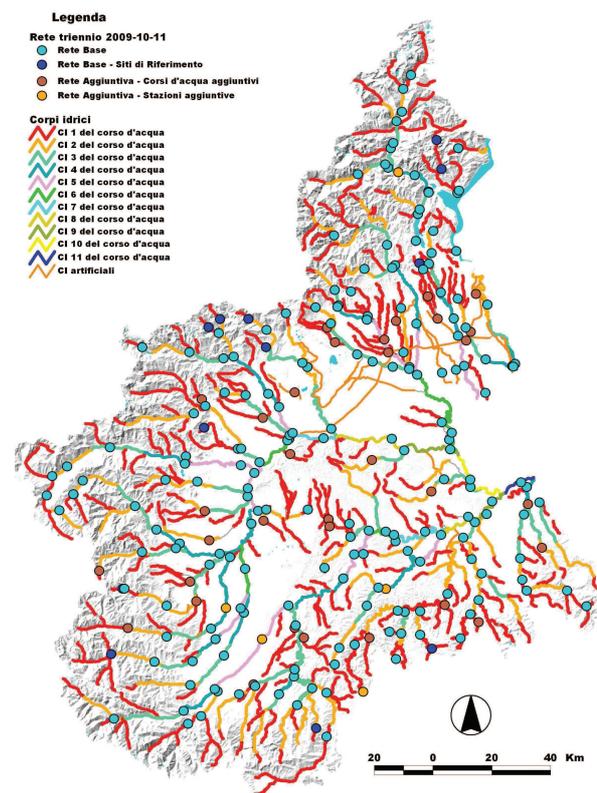


Fig. 2. La Rete di monitoraggio 2012-2014

2.3 Classificazione primo triennio (2009-2011)

Dall'integrazione dei dati relativi agli Elementi di Qualità Biologica (EQB), agli Elementi Chimici – Generali e Inquinanti Specifici, è stata effettuata l'attribuzione della classe di Stato Ecologico (SE) al CI.

Dall'analisi dei dati emerge come circa il 54% si trovi in stato complessivamente "Buono" o superiore.

Tab. 1. Risultati classificazione Stato Ecologico

Classe di Stato Ecologico	N° Corpi Idrici
ELEVATO	13
BUONO	91
SUFFICIENTE	59
SCARSO	21
CATTIVO	7
N.C	2
Totale Corpi Idrici	193

Riguardo ai diversi elementi di qualità biologica (EQB), appare una maggiore concordanza dei risultati tra Macroinvertebrati e Macrofite che risultano anche essere gli EQB che influenzano maggiormente l'attribuzione della classe di Stato Ecologico, mentre le Diatomee rivestono un ruolo marginale.

Tab.2. Risultati classificazione delle diverse metriche: valori percentuali delle Classi di Qualità.

Classe di SE	STAR_ICMi	ICMi	IBMR	LIMeco	SQA
ELEVATO	19,6	51,9	28,2	63,7	19,7
BUONO	39,1	35,4	30,8	20,7	70,5
SUFFICIENTE	29,1	7,6	20,5	11,9	9,8
SCARSO	8,4	5,1	20,5	2,1	-
CATTIVO	3,9	-	-	1,6	-
Totale CI	179	79	39	193	193

Solo nel 4% dei casi il LIMeco risulta determinante nell'attribuzione della classe di qualità.

Gli SQA risultano peggiorativi in 21 CI; di questi 16 vengono declassati da Elevato a Buono; gli altri da Buono a Sufficiente.

Tab. 3. Risultati classificazione Stato Chimico

SC CI triennio 09_11	N° CI
BUONO	166
NON BUONO	25
N.C	2
To tale CI	193

I risultati definitivi e complessivi relativi al triennio sono stati pubblicati in ARPA PIEMONTE (2012).

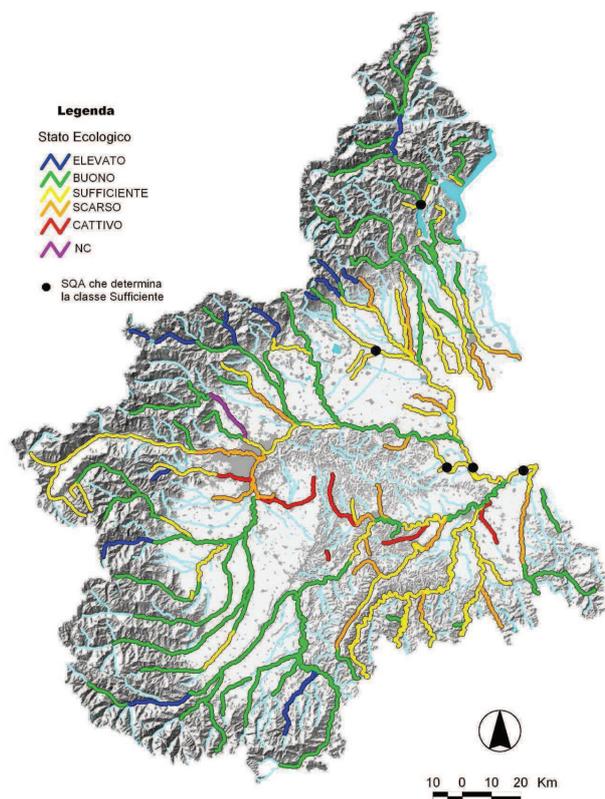


Fig. 3. Classificazione Stato Ecologico complessivo anni 2009-2011

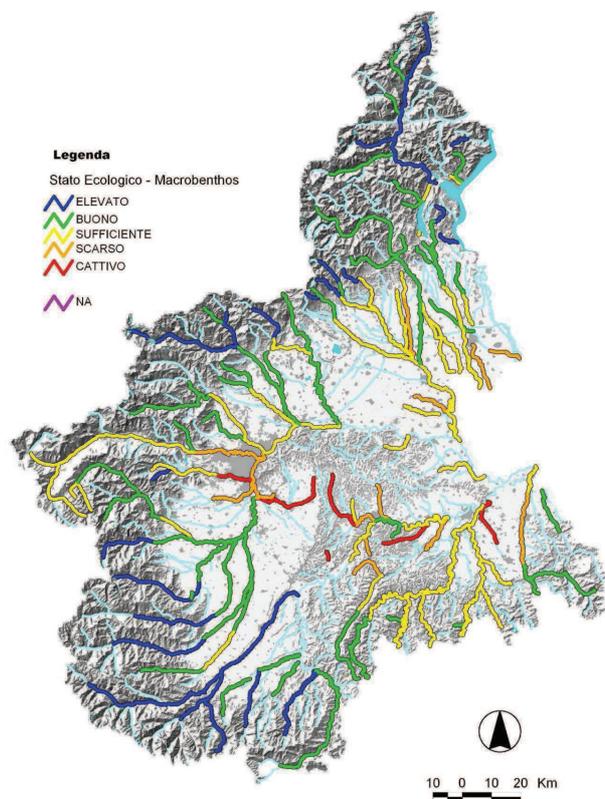


Fig. 4. Classificazione Stato Ecologico Macroinvertebrates anni 2009-2011

3. NECESSITÀ DI APPROFONDIMENTI E RISULTATI DI INHABIT

Nell'ottica della WFD il monitoraggio rappresenta lo strumento per la verifica dell'analisi delle pressioni. I risultati del monitoraggio del primo triennio confermano in generale una buona correlazione dello stato di qualità con le pressioni insistenti sul CI; solo nel caso di CI caratterizzati da sole pressioni idromorfologiche, si evidenzia una limitata risposta degli elementi di qualità biologica.

I risultati del progetto INHABIT, che hanno rappresentato il valore aggiunto all'implementazione della WFD in Piemonte, hanno permesso di valutare e comprendere i dati raccolti per i siti piemontesi ai fini della classificazione ufficiale.

Innanzitutto è stato necessario procedere alla selezione di siti di riferimento appropriati e alla loro validazione (Erba et al., 2011). In particolare, la selezione dei siti di riferimento ha previsto l'individuazione dei corpi idrici a minor impatto antropico sulla base dell'analisi di rischio. La validazione dei siti è stata realizzata valutando la corrispondenza dei corpi idrici ai criteri previsti dal documento IRSA-CNR (Buffagni et al., 2008). Dei dodici siti potenziali selezionati in un primo momento solo undici hanno superato tutti i criteri previsti per l'accettabilità, sei di questi sono stati oggetto di raccolte dedicate nel corso del progetto INHABIT (Erba et al., 2011).

Nel corso del progetto è stata prevista la raccolta di dati (idromorfologici, chimico-fisici e biologici) per stimare la variabilità dei siti naturali e di quelli impattati. I siti selezionati per il progetto sono stati dodici (tabella 4): sei appartenenti alla HER 06 (Pianura Padana) e sei appartenenti alla HER 01 (Alpi Occidentali). Di questi alcuni sono siti di riferimento. Per alcuni è stato previsto un punto aggiuntivo a breve distanza per la valutazione delle alterazioni di habitat.

Tab 4 – Siti di campionamento INHABIT

COD corpo idrico	Fiume	Comune	Prov
06SS2T103PI	CERONDA	Varisella	TO
06SS2T740PI	STREGO	Ghemme	NO
06SS2T267PI	L'ODDA	Formigliana	VC
06SS2T256PI	GUARABIONE	Buronzo	VC
06SS2T842PI	SIZZONE	Maggiora	NO
06SS2T339PI	OLOBBIA	Cerrione	BI
01SS2N710PI	SAVENCA	Issiglio	TO
01SS2N934PI	VIONA	Mongrando	BI
01SS2N462PI	POGALLO	Cossogno	VB
01SS2N282PI	LOANA	Malesco	VB
01SS2N082PI	CAMPIGLIA	Valprato Soana	TO
01SS2N817PI	TESSO	Coassolo Torinese	TO

Per ciascun tratto fluviale considerato, sono sempre stati raccolti campioni di fauna macrobentonica da pool e riffle (qualora fosse attesa l'alternanza di tali mesohabitat) oppure da 2 aree generiche, sebbene il campionamento routinario per il monitoraggio operativo preveda la raccolta di un solo campione.

Per ogni sito (i.e tratto fluviale) sono stati raccolti dati della comunità biologica effettuando due campagne di raccolta del macrobenthos in due stagioni differenti (inverno e estate 2011). Le diverse unità di campionamento sono state tenute separate con indicazione del microhabitat e del flusso di riferimento (Buffagni et al. 2007; APAT, 2007). Nelle stazioni di studio è stato applicato il metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2005) per la valutazione dell'habitat sensu DM 260/2010 e sono stati quindi calcolati gli indici previsti dal Decreto (HQM, HQA e LUI) che concorrono alla definizione dell'IQH. In particolare l'applicazione del metodo CARAVAGGIO non è di norma prevista se non nei siti di riferimento. Nel caso del progetto INHABIT, la scelta di applicare simultaneamente alla raccolta dei dati biologici anche l'applicazione del metodo CARAVAGGIO ha consentito di ottenere informazioni utili per interpretare più correttamente la variabilità osservata nelle biocenosi.

In generale, i dati raccolti con il progetto INHABIT hanno consentito l'approfondimento di svariate tematiche tra le quali:

- La valutazione delle relazioni tra variabilità naturale di habitat, idromorfologica e chimico-fisica e risposta delle comunità acquatiche. In

questo ambito è stata effettuata una prima validazione biologica dei tipi fluviali (Erba et al., 2012).

- È stata effettuata la classificazione dello Stato Ecologico dei siti e bacini di studio secondo gli strumenti più aggiornati e conformi alla WFD (Cazzola et al., 2012).

- È stata quantificata la precisione delle metriche degli EQB considerati nel calcolo degli EQR (si veda INHABIT I3d1.1, 2013), con valutazione di variabilità spaziale e temporale.

- Sono state valutate le caratteristiche di habitat (strumento necessario all'interpretazione della risposta biologica e al miglioramento - i.e. accuratezza - dei sistemi di classificazione).

4. CONCLUSIONI

In Regione Piemonte l'applicazione della WFD è ormai consolidata nei suoi aspetti principali (tipizzazione, individuazione corpi idrici, analisi pressioni, reti e programmi di monitoraggio). Dall'analisi dei dati del primo triennio di monitoraggio emerge come circa il 54% dei corpi idrici fluviali si trovi in stato complessivamente "Buono" o superiore.

Nell'ottica della WFD il monitoraggio rappresenta lo strumento per la verifica dell'analisi delle pressioni. I risultati del monitoraggio del primo triennio confermano in generale una buona correlazione dello stato di qualità con le pressioni insistenti sul CI; solo nel caso di CI caratterizzati da sole pressioni idromorfologiche, si evidenzia una limitata risposta degli elementi di qualità biologica (pressioni presenti, stato buono).

Il progetto INHABIT riveste una particolare importanza nell'affrontare questa discordanza.

I siti selezionati per gli approfondimenti nel progetto INHABIT sono dodici: sei appartenenti alla HER 06 (Pianura Padana) e sei appartenenti alla HER 01 (Alpi Occidentali). Per alcuni è stato previsto un punto aggiuntivo a breve distanza ma con particolari alterazioni idromorfologiche locali.

Per quanto concerne l'analisi idromorfologica gli indici calcolati sono in stato Elevato e hanno permesso di verificare la bontà della scelta dei reference inclusi nel progetto INHABIT.

L'analisi TWINSPAN che ha riguardato oltre ai campioni INHABIT anche i corpi idrici individuati come "non a rischio" di raggiungimento degli obiettivi della WFD (Erba et al., 2012) ha evidenziato come alcune suddivisioni corrispondono in modo netto alle categorie rappresentate dalle Idroecoregioni (HER), con una prima suddivisione che distingue i campioni Alpini e della Pianura Padana da quelli dell'Appennino e del Monferrato. In generale, i campioni delle Alpi Occidentali ben si separano da tutti gli altri. Anche le Alpi Meridionali risultano ben distinte. Altri gruppi invece comprendono siti dell'Appennino Settentrionale e Piemontese, portando a ritenere probabilmente poco significativa una suddivisione in queste due idroecoregioni per il territorio piemontese per quanto riguarda il macrobenthos. In generale, il carattere lenticolotico riveste comunque un ruolo di rilievo nell'interpretazione di alcune dicotomie tra i gruppi TWINSPAN definiti sulla base delle biocenosi bentoniche.

Ringraziamenti

Si ringraziano i colleghi della Struttura Qualità delle Acque di Arpa Piemonte che hanno fatto parte del gruppo di lavoro ARPA. Si ringraziano inoltre i colleghi dei Dipartimenti Provinciali che hanno fornito la loro collaborazione e supporto ai campionamenti.

BIBLIOGRAFIA

APAT, 2007. Metodi biologici per le acque. Parte I. Manuali e Linee guida n. 46, APAT, Roma.

ARPA PIEMONTE, 2009, "Processo di implementazione della Water Framework Directive (2000/60/CE) in Piemonte", ARPA Piemonte, Torino
(www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/)

temi-ambientali/acqua/acque-superficiali-corsi-dacqua/documentazione-e-dati-ambientali)
ARPA PIEMONTE, 2011, Programma di monitoraggio 2012-2014, ARPA Piemonte, Torino

(<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/acqua/acque-superficiali-corsi-dacqua/documentazione-e-dati-ambientali>)

ARPA PIEMONTE, 2012, Monitoraggio triennio 2009-2011. Proposta di classificazione dello Stato di qualità dei Corpi Idrici ai sensi del Decreto 260/2010 ARPA Piemonte, Torino (www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/acqua/acque-superficiali-corsi-dacqua/documentazione-e-dati-ambientali)

BUFFAGNI A., CIAMPITIELLO M. & ERBA S., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva europea sulle Acque (WFD) – Principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. CNR-IRSA. Notiziario dei Metodi Analitici. Dicembre 2005, 32-46.

BUFFAGNI A. & ERBA S., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, marzo 2007, 2-27.

BUFFAGNI A., ERBA S., ASTE F., MIGNUOLI C., SCANU G., SOLLAZZO C. E PAGNOTTA R., 2008a. Criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la Direttiva 200/60/EC. IRSA-CNR, Notiziario dei Metodi Analitici, Numero Speciale 2008, 2-23.

BUFFAGNI A., ERBA S., & PAGNOTTA R., 2008b. Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/EC (WFD). Il sistema di classificazione MacrOper. Notiziario dei Metodi Analitici Ist. Ric. Acque, Numero Speciale 2008, 24-46.

CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di

classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

ERBA S., DEMARTINI D., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico – Aree di studio, siti, e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Project INHABIT–LIFE08 ENV/IT/00413. 166 pp. www.life-inhabit.it

ERBA S., CAZZOLA M., PINTUS M., CASULA R., CONI M., RAVIOLA M., FERRERO T., SESIA E. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable I1d4. variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti fluviali studiati. Project INHABIT–LIFE08 ENV/IT/00413. 90 pp. www.life-inhabit.it
INHABIT I3d1.1, 2013. In: Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

D2D1.3 - INTRODUZIONE GENERALE AL PROGETTO INHABIT E STRUTTURA DELLE ATTIVITÀ

A cura di:

Buffagni A*¹, S. Erba¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, G. Pace¹, C. Belfiore^{1,2}, R. Tenchini^{1,2}, M. Ciampittiello³, A. Marchetto³, E. Sesia⁴, A. Fiorenza⁴, T. Ferrero⁴, R. Casula⁵, G. Erbi⁵, M. Pintus⁵, M.G. Mulas⁵ & R. Pagnotta¹

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

²DEB – Università della Toscana

³CNR-ISE, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del Consiglio Nazionale delle Ricerche

⁴ARPA Piemonte

⁵Regione Autonoma della Sardegna

*buffagni@irsa.cnr.it

RIASSUNTO

Il progetto INHABIT 'Idromorfologia locale, habitat e Piani di Gestione: nuove misure per migliorare la qualità ecologica in fiumi e laghi sud europei' è parte del programma LIFE+, supportato dall'Unione Europea. Lo scopo generale del progetto è quello di integrare le informazioni sulle caratteristiche idromorfologiche locali e di habitat in misure pratiche volte al miglioramento dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici e di migliorare l'attendibilità della valutazione dello stato ecologico in Sud Europa. Il progetto presenta un legame profondo con gli aspetti più innovativi e di dettaglio dell'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque.

Gli obiettivi di dettaglio riguardano una serie di aspetti, tra i quali: il proponimento di misure innovative che tengano in considerazione informazioni relative all'idromorfologia e all'habitat, la quantificazione della variabilità naturale di parametri idromorfologici, di habitat e chimico-fisici che influenzano le comunità biologiche e la valutazione dell'importanza degli aspetti legati alla quantità

d'acqua nella definizione dello stato ecologico e la relativa incertezza.

Il progetto INHABIT è costituito da diverse attività che si sviluppano a diverse scadenze temporali: i) fase preparatoria del progetto (P), che consiste nella revisione di approcci e metodi, selezione dei metodi, dei protocolli e dei corpi idrici oggetto di studio; ii) valutazione delle condizioni e della variabilità ambientale e biologica (I1); iii) relazione tra nutrienti, comunità biotiche e condizioni ambientali (I2); iv) proposta di misure innovative per i Piani di Gestione dei Bacini Idrografici (I3); v) azioni dimostrative sulla classificazione ecologica e sull'incertezza (D1); vi) azioni dimostrative in regioni non direttamente interessate dal progetto (D2); vii) comunicazione e divulgazione dei risultati (DI).

Il progetto si configura come altamente innovativo prendendo in considerazione aspetti di cruciale importanza nel contesto delle risorse idriche in ambito sud europeo e, allo stesso tempo, poco considerati nel corso della stesura dei Piani di Gestione e più in generale dalla stessa Direttiva Quadro.

SUMMARY

INHABIT Project 'Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes' is a LIFE+ project supported by the European Union under the LIFE + Environment Policy and Governance 2008 programme. The aim of the project to a wider extent is to integrate information on habitat and local hydromorphological features into practical measures to improve the reliability of implementation of WFD River Basin Management Plans (RBMPs) in South Europe. The project has a strong linkage with Water Framework Directive implementation, with regard to some of the most innovatory aspects. Detail objectives are dealing with a series of features: inclusion of innovative measures related to habitat into RBMPs, quantification of

natural variability for hydromorphological, habitat and chemico-physical variables known to have an influence on biological communities and evaluation of importance of water quantity in the definition of ecological status and related uncertainty.

INHABIT project is organized into a set of activities developing at different time scales: i) Preparatory project phase (P); dealing with the review of approaches and methods, selection of methods, protocols and study sites; ii) assessment of environmental and biological condition and variability (I1); iii) relationship between nutrients, community and environmental conditions (I2); iv) Proposal of innovative measures for river basin management plans (I3); v) Demonstration actions on classification and uncertainty (D1); vi) Demonstration actions in regions not directly covered by the project (D2); vii) Communication and dissemination of results (DI).

The project has a highly innovative approach in particular for what water resources in South Europe is concerned. INHABIT takes into account some crucial aspects of lakes and river management, both extremely important and generally overlooked during RBMPs drafting and WFD implementation.

1. INTRODUZIONE

Il progetto INHABIT è inserito nell'ambito del programma LIFE+, strumento finanziario per l'ambiente istituito dall'Unione Europea che si occupa della promozione e dello sviluppo di politiche e legislazione comunitaria in campo ambientale. Il programma si articola in tre componenti tematiche: LIFE+ "Natura e biodiversità", LIFE+ "Informazione e comunicazione" e LIFE+ "Politica e governance ambientali". All'interno di questa componente il progetto INHABIT è parte della sezione 'Acqua' che copre un ampio spettro di temi, tra i quali il monitoraggio e la gestione dei bacini fluviali.

Il progetto INHABIT ha lo scopo di integrare le informazioni sulle caratteristiche di habitat e di idromorfologia locale in misure pratiche volte al possibile miglioramento dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici ai sensi della WFD (RBMP/PdG) e dell'attendibilità della valutazione dello stato ecologico in Sud Europa. Il focus è diretto all'analisi di fiumi e laghi selezionati all'interno di due aree italiane, Piemonte e Sardegna, che coprono un ampio range di caratteristiche ambientali e di tipi di corpo idrico. I risultati del progetto si prefiggono di fornire una base per l'implementazione dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici su vasta scala in Italia e, possibilmente, in Europa. Il progetto presenta molteplici obiettivi, tra questi:

- proporre misure innovative che tengano in considerazione informazioni relative all'idromorfologia locale e all'habitat;
- quantificare la variabilità naturale di alcuni parametri di habitat e chimico-fisici, in grado di influenzare le comunità biologiche e la definizione delle corrispondenti risposte biologiche;
- la definizione di alcuni elementi utili al miglioramento dei Piani di Gestione, in particolare a) influenza delle caratteristiche di habitat legate alla portata sulla valutazione dello stato ecologico dei fiumi; b) influenza delle variazioni di livello e delle zone artificiali della riva e della costa sulla valutazione dello stato ecologico dei laghi; c) interazione tra caratteristiche di habitat e concentrazione di nutrienti (e, ad esempio, la loro rimozione) come strumento per migliorare la qualità dell'acqua nei fiumi; d) trasporto su larga scala, trans-bacino, dei nutrienti e possibili conseguenze per l'implementazione dei Piani di Gestione e dei programmi di misure;
- la valutazione del ruolo degli aspetti sopra elencati nell'attribuzione dello stato ecologico e la relativa incertezza.

2. STRUTTURA GENERALE DEL PROGETTO INHABIT

Il progetto INHABIT si compone di diverse fasi, o attività, con diversa scansione temporale.

Fase preparatoria del progetto (P) – Revisione di approcci e metodi, selezione dei metodi, dei protocolli e delle stazioni. L'azione si articola principalmente in due fasi, la prima ha riguardato l'analisi degli approcci e dei metodi utilizzati per la stesura dei Piani di Gestione nelle aree oggetto dello studio. Il secondo aspetto analizzato si è occupato della selezione dei metodi e dei protocolli da utilizzare durante il progetto. Particolare attenzione è stata dedicata alla selezione di metodi per la derivazione dell'informazione idromorfologica e di habitat da utilizzare per la potenziale implementazione dei Piani di Gestione. All'interno dei PdG italiani tali aspetti sono al momento quelli meno considerati e necessitano di analisi approfondite volte anche a definire l'approccio metodologico più appropriato. I risultati delle due fasi sono presentati nel dettaglio rispettivamente nei deliverable del progetto Pd1 (Marziali et al., 2010), Pd3 (Buffagni et al., 2010) e Pd4 (Balestrini et al., 2010).

Valutazione delle condizioni e della variabilità ambientale e biologica (I1). Sulla base dei risultati ottenuti nella fase preparatoria (P), si è svolta la raccolta su campo di dati biologici, chimici e di habitat in diversi corpi idrici appartenenti a due tipi fluviali in ciascuna delle aree investigate (in Sardegna e Piemonte). Ugualmente, sono stati raccolti dati analoghi per i laghi. I campioni sono ottenuti da siti di riferimento (ossia siti semi-naturali) e da tratti alterati. Le alterazioni che interessano i corpi idrici sono relative principalmente agli aspetti di habitat, mentre sono esclusi tratti interessati da significativo inquinamento dell'acqua. Parte di questa attività ha consistito, per i fiumi, nella validazione dei siti di riferimento selezionati, attuata mediante la compilazione delle tabelle

'verifica criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la Direttiva 2000/60/EC' (Buffagni et al., 2008) che costituiscono lo strumento che consente di convalidare lo status di reference sulla base delle caratteristiche abiotiche riscontrate nel sito considerato. La selezione dei siti di riferimento avviene con l'individuazione di siti (tratti fluviali) che presentino condizioni di disturbo antropico minime (i.e. non significative). Per consentire l'individuazione di tali siti è necessario verificare una serie di criteri predefiniti (elencati in Buffagni et al., op. cit.). Detti criteri, con diverso ordine di importanza (irrinunciabili, importanti, accessori), quantificano le eventuali pressioni insistenti sui siti candidati a siti di riferimento e nel loro intorno, alle diverse scale spaziali (i.e. bacino, tratto, sito). La validazione dei siti di riferimento per il Piemonte e la Sardegna sono presentati rispettivamente nel deliverable I1d1 (Erba et al., 2011) e I1d4 (Erba et al., 2012). Oltre a questi aspetti, Inoltre il deliverable I1d1 presenta le caratteristiche delle aree di studio con una descrizione dei tratti investigati mentre i deliverable I1d4 (Erba et al., 2012) e I1d5 (Morabito et al., 2012) sono dedicati alla presentazione degli aspetti legati alla variabilità legata a fattori naturali ed antropici dei tratti investigati, rispettivamente per fiumi e laghi.

Relazione tra nutrienti, comunità biotiche e condizioni ambientali (I2). L'interazione tra nutrienti, idromorfologia locale, condizioni di habitat e comunità biotiche è investigata per i laghi e per i fiumi. Sulla base dei dati ottenuti nel gruppo di azioni P, è stato studiato l'impatto delle fonti puntuali e non puntuali di composti di azoto e fosforo in ciascuno dei bacini considerati e sono state analizzate le relazioni tra le caratteristiche del bacino (uso del territorio, topografia, struttura del paesaggio, etc.), le caratteristiche del tratto fluviale e i carichi di nutrienti. Tra i deliverable dedicati alla tematica dei nutrienti nel progetto INHABIT l'I2d1 (Balestrini et al., 2012) si occupa della descrizione delle caratteristiche

idromorfologiche e fisico-chimiche dei tratti fluviali studiati. Tale caratterizzazione riveste un ruolo cruciale nell'interpretazione delle dinamiche di ritenzione in quanto consente di descrivere la composizione chimico fisica di base delle acque e di definire importanti aspetti in grado di influire sul tempo di residenza dell'acqua e sulle interazioni acqua-sedimento. I risultati relativi alle metriche di assorbimento nei tratti investigati sono presentati e discussi nel deliverable I2d2 (Balestrini & Biazzini, 2012). *Proposta di misure innovative per i Piani di Gestione dei Bacini Idrografici (I3)*. Le comunità biologiche (Elementi di Qualità Biologica – EQB *sensu* WFD) presentano una risposta più immediata alle variazioni delle condizioni di habitat su scala locale e solo in misura minore a fattori geomorfologici su larga scala. La scala di habitat e le condizioni idromorfologiche locali risultano di grande importanza per la corretta interpretazione della risposta delle comunità biologiche all'attuazione di misure di riqualificazione. Sebbene i processi a scala di

bacino siano di importanza fondamentale per la pianificazione a lungo termine (i.e. superiore alla scala temporale), risultano difficilmente individuabili le relazioni tra variabili biologiche e idromorfologiche a larga scala con una conseguente scarsa connessione di tali relazioni con la qualità dei corpi idrici. Peraltro, è indispensabile che a valutazioni effettuate a tale scala spaziale si affianchi l'analisi di informazioni a scala locale, più rilevanti per l'interpretazione dei dati biologici. Lo scopo principale di questo gruppo di azioni è quello di proporre eventuali misure integrative nei Piani di Gestione, che possano essere facilmente implementabili a valle di un'analisi di dettaglio delle condizioni idromorfologiche locali e di habitat dei corpi idrici. Il diagramma in figura 1 rappresenta la relativa importanza delle scale spaziali nella velocità di risposta alle pratiche gestionali e nelle ricadute applicative dell'attività di ricerca.

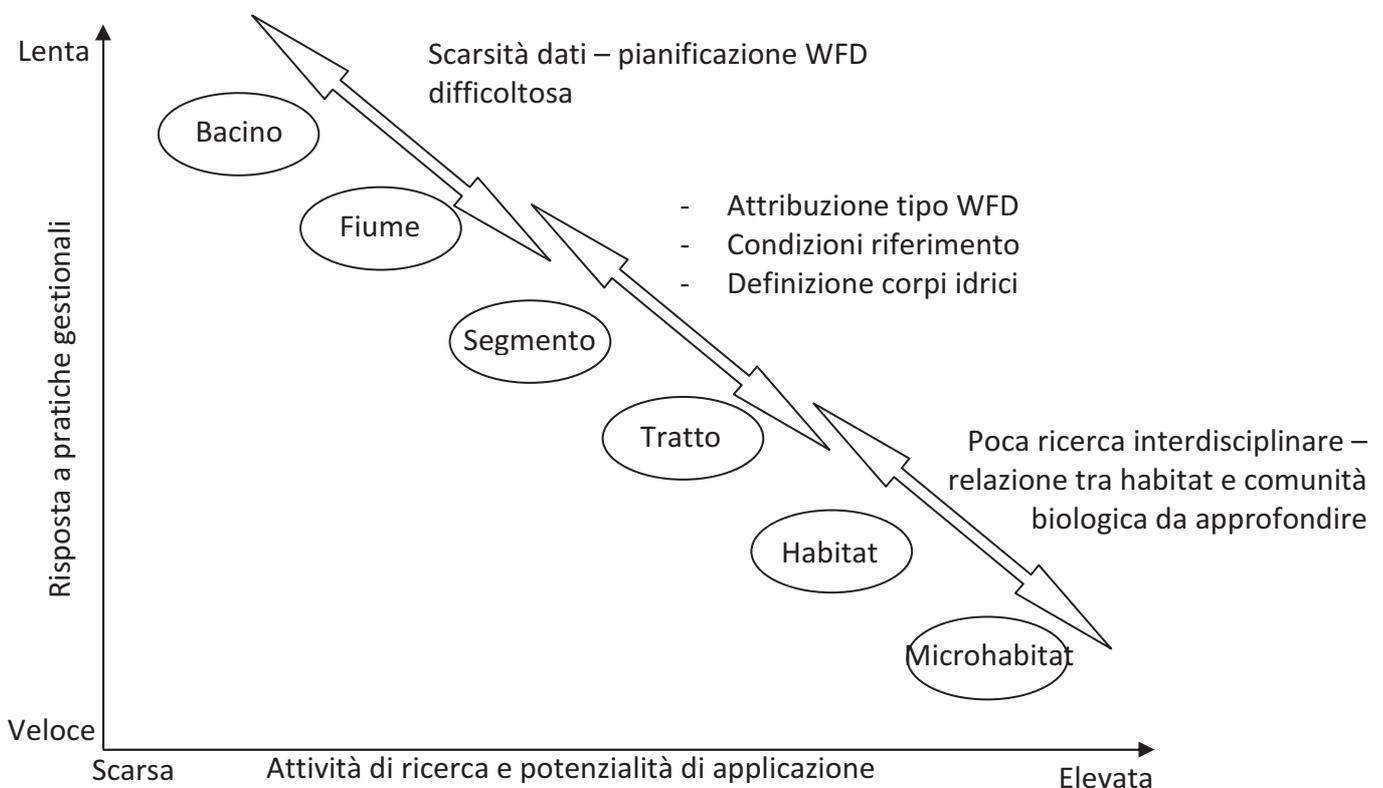


Fig. 1 - Quadro conoscitivo e implicazioni applicative della implementazione della WFD a diverse scale spaziali (da Newson & Large, 2006 mod.).

I risultati ottenuti per i fiumi hanno consentito di:

- definire le relazioni tra le comunità bentoniche (e la conseguente classificazione dello stato ecologico) e la variabilità locale dell'habitat, che include la messa a punto di criteri per ridurre l'incertezza (I3d1);
- compilare una lista di possibili misure di intervento sull'habitat per il ripristino della qualità ecologica, messe a punto sulla base dei casi studio di INHABIT (I3d2);
- analizzare le potenzialità delle misure sugli aspetti chiave della dinamica dei nutrienti e possibilità di *up-scaling* (I3d3).

Azioni dimostrative sulla classificazione ecologica e sull'incertezza (D1). L'attività di questa azione ha consistito nell'applicazione nelle aree di studio dei metodi di classificazione degli ecosistemi acquatici più aggiornati disponibili in Italia, in accordo con una serie di aspetti caratterizzanti l'ecosistema acquatico (e.g. comunità biologiche, aspetti di habitat, chimismo delle acque etc.). A partire dai metodi applicati (metriche, indicatori etc.) sono stati selezionati descrittori statistici che consentono di confrontare i risultati di diverse tecniche per la stima dell'incertezza e per la valutazione dell'influenza dell'incertezza della classificazione sui Piani di Gestione e sui programmi di misure. Effetti sulle condizioni di habitat simili a quelli determinati da naturali variazioni di flusso possono essere dovuti all'utilizzo e alla gestione delle risorse idriche e, in ultima analisi, possono risultare in modificazioni potenzialmente marcate delle condizioni idromorfologiche dei fiumi e dei laghi. La variabilità naturale e/o quella indotta dall'attività antropica possono avere effetti congiunti sia su siti di riferimento sia su corpi idrici evidentemente alterati rendendo difficoltosa la previsione degli effetti sulla

classificazione ecologica dei corpi idrici e sulla relativa incertezza. I risultati della classificazione delle stazioni investigate sono presentati per i fiumi nel deliverable D1d1 (Cazzola et al., 2012).

Azioni dimostrative in regioni non direttamente interessate dal progetto (D2). Le potenzialità dell'approccio INHABIT sono state estese a bacini idrici di regioni non considerate nel corso del progetto. In particolare sono stati considerati due casi studio particolari: fiumi dell'isola di Cipro e corpi idrici fortemente modificati (HMWB) in Italia Settentrionale.

3. CONCLUSIONI

- INHABIT si configura come progetto con una spiccata vocazione applicativa, in conformità con la componente tematica 'Politica e Governance ambientali' del programma LIFE+ cui il progetto si riconduce.
- In linea con gli altri progetti afferenti al programma LIFE+, INHABIT prende in considerazione istanze scientifiche e normative che si articolano su un arco temporale molto ampio. Nel caso del progetto INHABIT, l'attività si contestualizza nell'ambito di aspetti chiave dell'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque che sono stati al centro dell'attività scientifica in Italia ed in Europa, in particolare negli ultimi 5 anni (e.g. definizione delle condizioni di riferimento, tipizzazione, predisposizione di sistemi di monitoraggio conformi alla Direttiva, stesura delle parti tecniche normative etc.).
- Prendendo le mosse dal contesto scientifico-normativo in atto INHABIT si concentra su aspetti generalmente poco considerati nel corso della stesura dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici, e

più in generale dalla stessa Direttiva Quadro, di fatto non concepita per ambienti mediterranei e nella quale risultano sostanzialmente assenti riferimenti alla gestione di invasi e fiumi temporanei.

- Il progetto INHABIT affronta le problematiche relative alla quota di variabilità legata agli aspetti di habitat che determinano, negli ambienti acquatici, la composizione delle comunità biologiche e le conseguenti classificazioni che contribuiscono alla definizione dello stato ecologico. Per la risoluzione di tali problematiche, che risultano di importanza non trascurabile in area mediterranea, INHABIT si prefigge di fornire strumenti che possano essere direttamente implementati all'interno dei Piani di Gestione.
- L'approccio adottato nel progetto ha previsto l'applicazione simultanea di metodi di recente sviluppo e altamente innovativi che prendono in considerazione molteplici aspetti degli ecosistemi acquatici. In questo ambito INHABIT rappresenta uno dei primi esempi su scala nazionale di tale approccio olistico.
- Nella gestione degli ambienti acquatici si osserva una differenza tra la risposta spaziale degli elementi biologici che avviene ad una scala ristretta, rispetto all'unità operativa spaziale considerata nei piani di gestione, i.e. il bacino imbrifero. Il progetto INHABIT considera gli aspetti di habitat come ideale connessione tra la risposta biologica (a scala ristretta) e l'unità di gestione (a scala più ampia).

BIBLIOGRAFIA

- BALESTRINI R. & BIAZZI D., 2012. Deliverable I2d2. Rapporto tecnico – Lunghezza di assorbimento e relativi parametri nei siti fluviali studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 36 pp. www.life-inhabit.it
- BALESTRINI R., BIAZZI D., CAZZOLA M. & FERRERO T., 2012. Deliverable I2d1. Rapporto tecnico - Caratterizzazione fisico-chimica e idromorfologica dei siti studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 43 pp. www.life-inhabit.it
- BUFFAGNI A., ERBA S., ASTE F., MIGNUOLI C., SCANU G., SOLLAZZO C. & PAGNOTTA R., 2008. Criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la Direttiva 2000/60/EC. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Numero speciale 2008: 2-23.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & DEMARTINI D., 2010. Deliverable Pd3. Indicazione generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 99 pp. www.life-inhabit.it
- CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it
- ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 166 pp. www.life-inhabit.it
- ERBA S., CAZZOLA M., PINTUS M., CASULA R., CONI M., RAVIOLA M., FERRERO T., SESIA E. &

BUFFAGNI A., 2012. Deliverable I1d4. Variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti fluviali studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 90 pp. www.life-inhabit.it

MARZIALI L., ERBA S., FERRERO T., CIAMPITTIELLO M., CASULA R. & BUFFAGNI A., 2010. Deliverable Pd1. Piani di Gestione dei Bacini Idrografici ai sensi della WFD (2000/60/EC) in alcuni Distretti idrografici italiani: approcci, metodi, fattori di scala e programmi di misure. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 143 pp. www.life-inhabit.it

MORABITO G., MARCHETTO A., AUSTONI M., OGGIONI A., LUGLIÈ A., MARIANI M.A., PADEDDA B.M., SECHI N., SESIA E., FERRERO T., FOGLIATI P., FORNARO G., PANNOCCHIA M., VIETTI F. & CIAMPITTIELLO M., 2012. Deliverable I1d5. Variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti lacustri studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 34 pp. www.life-inhabit.it

NEWSON M.D. & LARGE A.R.G., 2006. 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 31: 1606–1624.

D2D1.4 - APPROCCIO SPERIMENTALE E CARATTERISTICHE DI HABITAT NEI SITI FLUVIALI DEL PROGETTO INHABIT

A cura di:

Erba S.*¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, R. Pagnotta¹, M. Pintus² & A. Buffagni¹

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

²Regione Autonoma della Sardegna

*erba@irsa.cnr.it

RIASSUNTO

Il contenuto del presente contributo riassume l'approccio sperimentale adottato nel progetto INHABIT per i fiumi e presentato nel contesto dei workshop di Cagliari e Roma. Durante il progetto INHABIT sono stati indagati un totale di 44 siti fluviali in Sardegna (formalmente appartenenti a tipi fluviali perenni e temporanei) e 18 siti in Piemonte (da 2 tipi fluviali). In tutti i siti sono state considerate le seguenti componenti: invertebrati acquatici, diatomee, campioni acquosi per l'analisi chimico-fisica di base, caratterizzazione idromorfologica e di habitat (applicazione del metodo CARAVAGGIO). Le informazioni ottenute con il metodo CARAVAGGIO hanno consentito di caratterizzare i siti sia dal punto di vista delle singole caratteristiche ambientali rilevate (e.g. modifiche della sponda, tipo di flusso, tipo di substrato ecc.), sia mediante il calcolo di indice sintetici e descrittori (i.e. HMS, HQA, LUI, IQH e LRD) che consentono di quantificare diversi aspetti dell'habitat. L'approccio sperimentale adottato ha portato a selezionare i siti lungo un gradiente di alterazione di habitat, selezionando siti che non presentassero pesanti alterazioni nella qualità dell'acqua alcuni dei quali individuati come siti di riferimento (almeno 2 siti per tipo fluviale).

SUMMARY

The present contribution summarizes the experimental approach adopted within the INHABIT project for rivers presented during Cagliari and Rome workshops. During the INHABIT project 44 and 18 rivers sites were respectively investigated in Sardinia (perennial and temporary rivers) and Piedmont (2 different river types). In all sites benthic and diatoms samples were collected jointly with the characterization of physicochemical variables and habitat by means of CARAVAGGIO method. Through CARAVAGGIO method sites have been characterized both in terms of single habitat features recorded (e.g. bank modifications, flow type, substrate type, etc.) and in terms of results of the indices and descriptors (i.e. HMS, HQA, LUI, IQH and LRD) allowing the quantification of different aspects of the habitat. The investigated river sites reflect a gradient in habitat in terms of alteration and diversification. Water pollution does not affect the investigated sites and at least two reference sites were selected within each of the investigated river types.

1. INTRODUZIONE

L'aspetto innovativo dell'attività sperimentale effettuata nel contesto del progetto INHABIT è principalmente legato alla raccolta simultanea di dati biologici, di habitat, idromorfologici, ed ambientali. In particolare, il focus delle attività è indirizzato allo studio delle relazioni habitat/biota. Infatti, anche quando la caratterizzazione delle comunità biologiche è ben consolidata nelle pratiche di monitoraggio, e.g. per gli invertebrati acquatici nei fiumi, la relazione tra la comunità investigata in esame e le caratteristiche dell'habitat è di norma studiato solo superficialmente. Ciò si verifica in particolare quando l'obiettivo è quello di attribuire al sito/corpo idrico in esame una classe di qualità ecologica. Infatti, sebbene la WFD richieda esplicitamente di considerare

alcuni aspetti idromorfologici (e.g. struttura dell'alveo, variazioni di larghezza e profondità, condizioni di flusso e substrato, continuità) per l'interpretazione dei dati biologici, queste relazioni sono abitualmente trascurate. Ciò è stato fino ad oggi senza dubbio legato alla scarsa disponibilità di metodi di campo idonei alla raccolta delle necessarie informazioni. Cionondimeno, alla luce della necessità di valutare gli esiti delle classificazioni ecologiche, la quantificazione della variabilità naturale di questi aspetti appare fondamentale per una corretta classificazione dello stato ecologico e per quantificarne l'incertezza. Gli obiettivi principali che ci si prefigge di ottenere, con la raccolta dati del progetto INHABIT, sono legati a:

quantificare e modellizzare le condizioni di riferimento in funzione della diversificazione degli habitat;

perfezionare la definizione di tipi e sottotipi fluviali;

ricavare informazioni che consentano di interpretare il dato biologico in chiave variazione di habitat e idromorfologia locale;

ricavare informazioni che consentano di mettere in relazione la capacità di rimozione dei nutrienti e alle caratteristiche di habitat e possibilmente delle biocenosi acquatiche;

proporre delle misure per il miglioramento dei piani di gestione che siano basate sull'informazione di habitat;

ricavare informazioni che consentano di migliorare l'affidabilità dei metodi di classificazione.

L'approccio con cui sono state pianificate le raccolte dati è stato in particolare presentato nel contesto del primo workshop nazionale di progetto (Cagliari, dicembre 2012) e in parte ripreso negli interventi del secondo workshop nazionale di Roma (marzo 2013). La presente relazione si pone l'obiettivo di fornire un quadro sintetico dell'approccio sperimentale del progetto per quanto concerne i fiumi e presentare alcuni risultati preliminari relativi alle caratteristiche di habitat rilevati nei siti

investigati mediante il metodo CARAVAGGIO, rimandando ai diversi Deliverable di progetto per tutti gli approfondimenti relativi alle aree di studio e al tipo di dati raccolti (Pd2, Erba et al., 2010; Pd3, Buffagni et al., 2010a; I1d1, Erba et al., 2011; I1d2, Cazzola et al., 2012a e I1d3, Demartini et al., 2012).

2. APPROCCIO SPERIMENTALE E SINTESI DEI RISULTATI

Nel progetto INHABIT sono stati indagati un totale di 44 siti fluviali in Sardegna, investigati in due diversi periodi (maggio 2011 e marzo 2013) e 18 siti in Piemonte investigati in due stagioni (inverno e primavera-estate 2011) (con l'aggiunta di un sito di riferimento localizzato in Lombardia). L'approccio adottato per la selezione dei siti ha previsto per ciascuna delle due aree l'individuazione di siti di riferimento e di siti interessati principalmente da alterazione idromorfologica e di habitat. In particolare, il criterio di selezione è stato quello di individuare almeno 2 siti di riferimento per tipo fluviale ed un numero variabile di siti alterati idoneo a coprire un vasto gradiente di alterazione per quanto concerne le condizioni idromorfologiche. Nella selezione si è spesso adottato il criterio di individuare siti localizzati a breve distanza l'uno dall'altro che evidenziassero preponderanti differenze nelle caratteristiche di habitat ma che presentassero caratteristiche costanti per quanto riguarda la qualità dell'acqua. La descrizione dettagliata dei siti e delle aree di studio è stata oggetto del deliverable I1d1 (Erba et al., 2011), mentre i criteri per la selezione dei siti di riferimento e l'attribuzione tipologica dei siti sono consultabili nel dettaglio nel deliverable Pd2 (Erba et al., 2010). In tutti i siti sono state considerate le seguenti componenti: invertebrati acquatici, diatomee, campioni acquosi per l'analisi chimico-fisica di base, caratterizzazione di habitat. Per quanto concerne i fiumi il campionamento della fauna macrobentonica è effettuato mediante una

tecnica multihabitat. La stessa metodologia è stata recentemente proposta ed adottata in Italia nel contesto dell'implementazione della Direttiva per la classificazione dello stato ecologico (monitoraggio operativo) dei corpi idrici superficiali (fiumi guadabili, D.M. 56/09; CNR-IRSA, 2007). Sebbene la raccolta di 10 unità di campionamento in un solo mesohabitat o area del fiume (i.e. pool, riffle o generico) sia ritenuto idoneo al fine della classificazione, per consentire analisi di maggiore dettaglio si è ritenuto opportuno procedere a campionamenti addizionali in aree differenti, come previsto per e.g. il monitoraggio di sorveglianza, per i siti di riferimento e per quelli appartenenti alla rete nucleo. Il campionamento in due mesohabitat distinti è stato effettuato in tutti i siti localizzati in Sardegna (pool e riffle) e in siti selezionati nell'area del Piemonte, dove si è proceduto a campionare nei mesohabitat pool e riffle o effettuare due raccolte in generico. Tutti i campioni raccolti in aree diverse sono stati tenuti separati, ottenendo in linea di massima per ciascun sito 20 diverse liste macrobentoniche, specifiche per ciascun microhabitat campionato, caratterizzato in termini di tipo di substrato e tipo di flusso. Per la caratterizzazione di habitat a livello di tratto fluviale in tutti i siti selezionati per il progetto INHABIT è stato applicato il metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al. 2005). Il metodo prevede che per un tratto di 500 m lungo l'asse longitudinale del fiume, vengano riconosciute specifiche caratteristiche degli habitat fluviali e ripari. I compartimenti fluviali considerati dal metodo sono: alveo, sponde e aree perifluviali. Il metodo è diviso in due parti. La prima parte prevede che vengano rilevate caratteristiche di sponda e alveo in 10 transetti (*Spot-Checks*), posizionati ogni 50 m. La seconda parte prevede un rilevamento complessivo (*Sweep-up*) dei 500 m, in cui si registrano caratteristiche relative all'uso del territorio, alla conformazione generale delle sponde e dell'alveo e alla presenza di specifiche

caratteristiche. Nelle figure 1-4 sono riportati alcuni esempi delle informazioni che è possibile ricavare dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO. Le schede e la chiave applicativa necessarie per l'applicazione del metodo CARAVAGGIO possono essere scaricate dal sito web del Progetto INHABIT (<http://www.life-inhabit.it/it/download/public-reports-guidelines>).

Dall'applicazione del CARAVAGGIO è inoltre possibile derivare alcuni indici e descrittori:

- l'indice HMS (Habitat Modification Score; Raven et al. 1998; Buffagni et al., 2010a);
- l'indice HQA (Habitat Quality Assessment; Raven et al. 1998; Buffagni et al., 2010a);
- il descrittore LRD (Lentic-lotic River Descriptor; Buffagni et al. 2010a; b);
- l'indice LUI (Land Use Index; Buffagni et al., 2010a);

nel seguito brevemente descritti, rimandando per i dettagli di calcolo a Buffagni et al. (2010a).

L'indice HMS, che consente una quantificazione dell'alterazione morfologica, è ottenuto dalla somma di punteggi attribuiti a singole caratteristiche indicanti le alterazioni morfologiche (e.g. rive e alveo rinforzati o risezionati). Più elevato è il punteggio, maggiore è il grado di alterazione rilevato. Anche l'indice HQA, che permette di stimare la diversificazione degli habitat fluviali è ottenuto dalla somma di singole caratteristiche (e.g. tipi diversi di flusso e substrato). Ad alti punteggi corrisponde un buon grado di diversificazione degli habitat. L'indice LUI, che consente una quantificazione dell'uso del territorio a livello di sito, si ottiene dalla somma degli usi del territorio rilevati agli SC e allo sweep-up, sulla sponda e sulla sommità. Ad usi del territorio diversi vengono attribuiti punteggi differenti in base al tipo di impatto considerato. I punteggi delle varie sezioni sono ponderati secondo caratteristiche rilevate nella scheda come altezza della sommità di sponda o estensione della sponda. HMS, HQA e LUI concorrono a definire l'indice di qualità degli habitat (IQH)

secondo quanto previsto dal Decreto italiano sulla classificazione (DM 260/2010). Tale indice consente una classificazione complessiva particolarmente utile per discriminare lo stato elevato e quindi selezionare i siti di riferimento. Infine, il descrittore LRD, che consente di caratterizzare un sito in termini di carattere lentico-lotico, dove l'aggettivo lentico si intende riferito ad aree fluviali caratterizzate da poca turbolenza, mentre l'aggettivo lotico è relativo ad aree caratterizzate da una certa turbolenza e elevata granulometria del substrato, è dato dalla somma di punteggi dati a singole caratteristiche (tipi di flusso,

impedimenti allo scorrimento dell'acqua), presenti sia nella parte relativa ai singoli spot-checks, sia nella parte di sweep-up. Questi punteggi possono essere positivi o negativi. Punteggi negativi indicano una situazione lotica, mentre punteggi positivi, indicano una situazione lentica. Per i risultati della classificazione dei siti in accordo con tali indici si rimanda al deliverable del progetto D1d1 (Cazzola et al., 2012b).

L'elenco dei corpi idrici investigati con i codici utilizzati in alcune figure del presente contributo è riportato nelle tabelle 1 (Sardegna) e 2 (Piemonte).

Tab. 1 - Elenco corpi idrici fluviali investigati – regione Sardegna.

codice fig. 6, 8	Nome fiume	Nome sito	mese-anno
S1	Baldu	Baldu Monte Culvert	mag-11
S2	Barrastoni	Barrastoni	mag-11
S3	Baldu	Baldu Down Culvert	mag-11
S4	Canale	Canale Monte Depuratore	mag-11
S5	Cedrino Irgoli Affluente	Cedrino Irgoli Affluente	mag-11
S6	Cialdeniddu	Cialdeniddu	mag-11
S7	Corr'e Pruna	Corr'e Pruna Monte	mag-11
S8	Corr'e Pruna	Corr'e Pruna Ponte	mag-11
S9	Corr'e Pruna	Corr'e Pruna Valle	mag-11
S10	E Gurue	E Gurue	mag-11
S11	Flumineddu	Flumineddu Gorroppu	mag-11
S12	Foddeddu	Foddeddu Valle	mag-11
S13	Liscia	Liscia Valle Lago	mag-11
S14	Lorana	Lorana Monte	mag-11
S15	Lorana	Lorana Valle	mag-11
S16	Museddu	Museddu	mag-11
S17	Picocca	Picocca Ref	mag-11
S18	Posada Affluente	Posada Affluente	mag-11
S19	Porceddu	Porceddu	mag-11
S20	Posada	Posada Valle Guado	mag-11
S21	Safaa	Safaa Alientu	mag-11
S22	Rio San Giuseppe	Rio San Giuseppe Solago/Sarossa	mag-11
S23	Solana	Solana	mag-11
S24	Sperandeu	Sperandeu	mag-11
S25	Saserra	Saserra Ref	mag-11
S26	Tirso	Tirso	mag-11
S27	Sud Limbara	Terra Mala Valle Ponte	mag-11
S28	Sud Limbara	Terra Mala Ref	mag-11
S29	Barrastoni	Barrastoni valle ponte	mar-13
S30	Barrastoni	Barrastoni monte	mar-13
S31	Baldu	Baldu ponte (monte ponte)	mar-13
S32	Baldu	Baldu valle	mar-13
S33	Oddastru	Oddastru valle ponte FS	mar-13
S34	Rio Malchittu	Rio Malchittu Nuraghe	mar-13
S35	Foddeddu (Corongiu)	Corongiu km109	mar-13
S36	Tricarai	Tricarai valle ponte	mar-13
S37	Tricarai	Tricarai ref	mar-13
S38	Foddeddu	Foddeddu Tortoli	mar-13
S39	Monte pecora	Monte pecora ref	mar-13
S40	Mortorinci	Mortorinci valle ponte	mar-13
S41	Mortorinci	Mortorinci ref	mar-13
S42	Gorbini	Oleandro ref	mar-13
S43	Sa Teula	Sa Teula ref	mar-13
S44	Campu E'Spina	Campu E'Spina	mar-13

Tab. 2 - Elenco corpi idrici fluviali investigati – regione Piemonte.

HER	Codice fig. 7	Nome fiume	Nome sito	mese-anno
HER1	Campiglia - 1	Campiglia	Campiglia REF	apr-11
HER1	Campiglia - 2	Campiglia	Campiglia REF	giu-11
HER1	Loana - 1	Loana	Loana REF	apr-11
HER1	Loana - 2	Loana	Loana REF	lug-11
HER1	Pogallo - 1	Pogallo	Pogallo REF	apr-11
HER1	Pogallo - 2	Pogallo	Pogallo REF	ago-11
HER1	Savenca - 1	Savenca	Savenca REF	mar-11
HER1	Savenca - 2	Savenca	Savenca REF	giu-11
HER1	Savenca SDOP - 1	Savenca	Savenca SDOP	mar-11
HER1	Savenca SDOP - 2	Savenca	Savenca SDOP	giu-11
HER1	Tesso - 1	Tesso	Tesso	mar-11
HER1	Tesso - 2	Tesso	Tesso	lug-11
HER1	Tesso SDOP - 1	Tesso	Tesso SDOP	mar-11
HER1	Tesso SDOP - 2	Tesso	Tesso SDOP	lug-11
HER1	Viona - 1	Viona	Viona	apr-11
HER1	Viona - 2	Viona	Viona	giu-11
HER1	Viona SDOP - 1	Viona	Viona SDOP	apr-11
HER1	Viona SDOP - 2	Viona	Viona SDOP	giu-11
HER6	Sizzone - 1	Sizzone	Sizzone REF	mar-11
HER6	Sizzone - 2	Sizzone	Sizzone REF mulino	mag-11
HER6	Guarabione - 1	Guarabione	Guarabione	mar-11
HER6	Guarabione - 2	Guarabione	Guarabione	mag-11
HER6	Guarabione SDOP - 1	Guarabione	Guarabione SDOP	feb-11
HER6	Guarabione SDOP - 2	Guarabione	Guarabione SDOP	mag-11
HER6	Olobbia - 1	Olobbia	Olobbia	mar-11
HER6	Olobbia - 2	Olobbia	Olobbia	giu-11
HER6	Olobbia SDOP - 1	Olobbia	Olobbia SDOP	mar-11
HER6	Olobbia SDOP - 2	Olobbia	Olobbia SDOP	lug-11
HER6	Strego -1	Strego	Strego	feb-11
HER6	Strego - 2	Strego	Strego	mag-11
HER6	Ceronda -1	Ceronda	Ceronda REF	feb-11
HER6	Ceronda - 2	Ceronda	Ceronda REF	giu-11
HER6	Odda -1	Odda	Odda	feb-11
HER6	Odda - 2	Odda	Odda	mag-11
HER6	Curone -1	Curone	Curone REF	mar-11

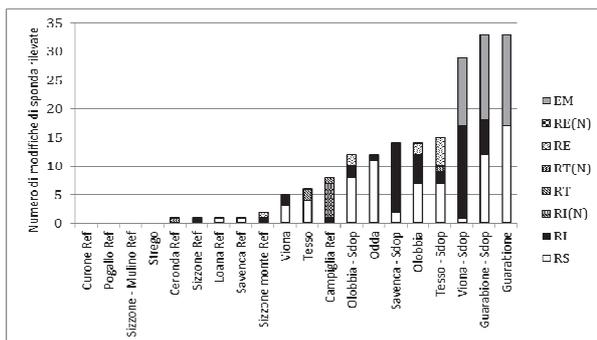


Fig. 1 - Numero di modifiche di sponda (Sez. B) rilevate in Piemonte per tratto investigato. Codici modifiche utilizzati: RS (Sponda risezionata), RI (Rinforzo di sponda), RI (N) (rinforzo di tipo “naturalistico”) RT (Rinforzo alla sommità), RT (N) (Rinforzo alla sommità di tipo “naturalistico”), RE (Rinforzo al piede), RE

(N) (Rinforzo al piede di tipo “naturalistico”), EM (Arginatura) (da Demartini et al., 2012).

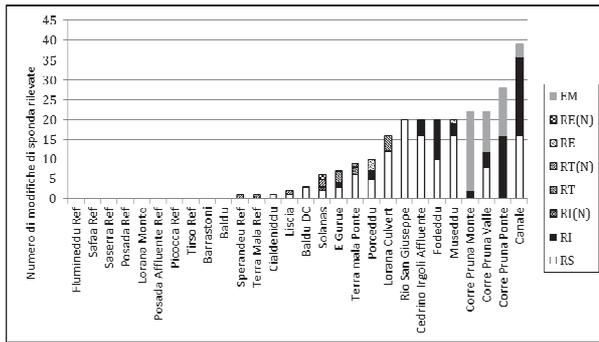


Fig. 2 - Numero di modifiche di sponda (Sez. B) rilevate in Sardegna per tratto investigato. Codici modifiche utilizzati: RS (Sponda risezionata), RI (Rinforzo di sponda), RI (N) (rinforzo di tipo “naturalistico”) RT (Rinforzo alla sommità), RT (N) (Rinforzo alla sommità di tipo “naturalistico”), RE (Rinforzo al piede), RE (N) (Rinforzo al piede di tipo “naturalistico”), EM (Arginatura) (da Demartini et al., 2012).

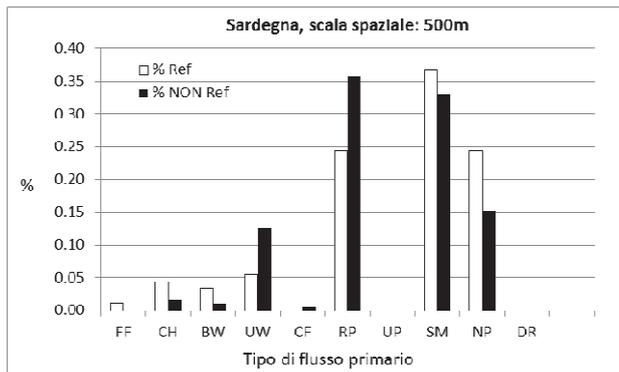


Fig. 3 - Tipi di flusso rinvenibili in Sardegna nei siti di Riferimento e in tratti non di riferimento. Codici tipo di flusso utilizzati: FF (Free-Fall), CH (Chute), BW (Broken standing Waves), UW (Unbroken standing Waves), CF (Chaotic Flow), RP (Incrispato/Rippled), UP (Upwelling), SM (Liscio/Smooth), NP (Non percettibile), DR (Asciutto/Dry).

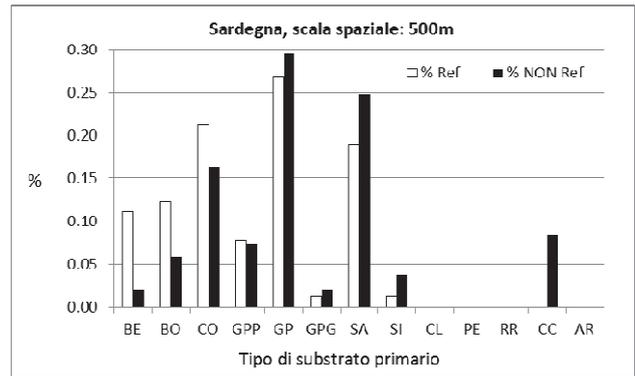


Fig. 4 - Tipi di substrato del canale rinvenibili in Sardegna nei siti di Riferimento e in tratti non di riferimento. Codici Tipi di substrato utilizzati: BE (Bedrock), BO (Boulders), CO (Cobbles), GPP (Pebble), GP (Gravel-Pebble), GPG (Gravel) SA (Sand), SI (Silt), CL (Clay), PE (Peat), RR (Rip-Rap), CC (Concrete), AR (Artificial).

I dati raccolti mediante il metodo CARAVAGGIO sono stati archiviati all’interno di un database denominato CARAVAGGIOsoft (Di Pasquale & Buffagni, 2006), appositamente dedicato alla gestione dei dati raccolti su campo. Il CARAVAGGIOsoft, costruito in Microsoft Access, è stato sviluppato presso il CNR-IRSA a partire da un database inizialmente sviluppato dal Centre for Ecology and Hydrology (UK) per il metodo inglese River Habitat Survey, metodo di cui il CARAVAGGIO è un’evoluzione sviluppata per i fiumi sud Europei. Il CARAVAGGIOsoft è in lingua inglese per continuità con i software precedenti e per garantire migliore comparabilità internazionale. Per ulteriori dettagli si rimanda al notiziario IRSA del Dicembre 2006 (Di Pasquale & Buffagni, 2006) in cui il CARAVAGGIOsoft è stato più compiutamente descritto.

Nelle figure 1-4 sono presentate alcune delle singole caratteristiche rilevate con il Metodo CARAVAGGIO. In particolare gli istogrammi delle figure 1 e 2 presentano il numero di modifiche di sponda, includendo i diversi tipi di modifica, rispettivamente per i siti fluviali piemontesi e sardi. Risulta evidente in entrambe le aree la diversificazione dei siti investigati che presentano un ampio gradiente di alterazione, da una totale assenza di

modifiche di sponda (siti nella porzione sinistra del grafico) alla presenza di modifiche importanti (porzione destra). Le figure 3 e 4 presentano invece per i siti fluviali della Sardegna rispettivamente i tipi di flusso e di substrato rinvenibili, suddivisi tra siti di riferimento e non di riferimento. È possibile individuare i flussi e i substrati predominanti per entrambe le categorie di siti, in particolare si può in certo modo rilevare una presenza percentualmente più elevata di substrati più grossolani (porzione sinistra del grafico) nei siti di riferimento e, in taluni casi, di substrati artificiali nei siti non di riferimento (i.e. 'Concrete - CC').

Le figure 5 e 6 rappresentano il gradiente ambientale investigato rispettivamente in Piemonte (Erba et al., 2011) e Sardegna in termini di alterazione di habitat (HMS) e diversificazione dell'habitat (HQA). In Piemonte i siti sono ordinati per valori crescenti di HMS, rispettivamente prima nella HER 1 e poi nella HER 6. Per L'HMS si riporta un solo valore poiché le caratteristiche esaminate per il calcolo dell'indice non sono soggette a variazioni stagionali. Sono riportati invece valori di HQA diversi e relativi alla prima e alla seconda campagna sperimentale, anche se non per tutti i siti. In entrambe le HER è presente un buon gradiente per quanto riguarda l'alterazione morfologica (i.e. HMS). È possibile notare che anche nei siti reference possono essere presenti lievi alterazioni comunque con un livello dell'indice che è sempre al di sotto di 6, che è il valore che discrimina lo stato elevato dallo stato buono (si veda Buffagni et al., 2010a). Per quanto riguarda le caratteristiche di habitat, l'indice HQA raggiunge buoni punteggi. Tutti i siti di riferimento hanno punteggi superiori al limite che discrimina lo stato elevato dallo stato buono (i.e. 47 per alpi, HER 1; 42 per fiumi di pianura, HER 6). I siti della HER 6 appaiono in genere maggiormente diversificati, dei siti della HER 1. La variabilità dell'HQA tra le due stagioni è limitata, mentre è maggiore se si considerano i diversi siti. Il sito

con una differenza stagionale più marcata è il Sizzone, dove nella seconda stagione l'indice assume un punteggio più elevato rispetto alla prima. In linea generale, com'era possibile aspettarsi, ad alti livelli di alterazione morfologica, corrisponde una minor diversificazione degli habitat. Marcate differenze di HMS e HQA si osservano per i siti 'sdoppiati', cioè per i siti per cui dovrebbero essere invariate le caratteristiche legate alle qualità dell'acqua ma cambiare quelle relative agli habitat. Queste differenze sono particolarmente evidenti se si confrontano i siti Savenca e Savenca sdop e Viona e Viona sdop. Meno marcate sono le differenze tra i due siti sul fiume Olobbia e i due sul Guarabione che sono comunque siti per i quali l'alterazione di habitat è marcata.

Anche in Sardegna (Figura 6) il grafico è ordinato secondo valori di HMS crescenti. Il gradiente dell'indice HMS sembra ben coperto arrivando anche a valori molto alti (di poco inferiori a 90). Andando ad osservare l'indice HQA, come ci si aspetterebbe, i siti in cui l'alterazione è più marcata hanno una bassa diversificazione a livello di habitat. Molto differenziati in termini di HMS sono i due siti posizionati sul Lorana: uno privo di alterazioni (S14) e l'altro con HMS superiore a 40 (S15). Il Corre Pruna Ponte (S8) è quello che maggiormente si differenzia dagli altri due Corre pruna (S7 e S9) sia per HQA che HMS, mentre i due siti sul Baldu (S31 e S32) sono più simili tra loro (HQA 54 e 57; HMS 9 e 17). Per quanto riguarda i siti campionati nel 2013, è stato mantenuto il medesimo approccio di sdoppiare i siti sul medesimo fiume in modo che i siti presentassero diverse caratteristiche di habitat (e.g. Mortorinci reference, con HMS =0 e Mortorinci Ponte con HMS =34).

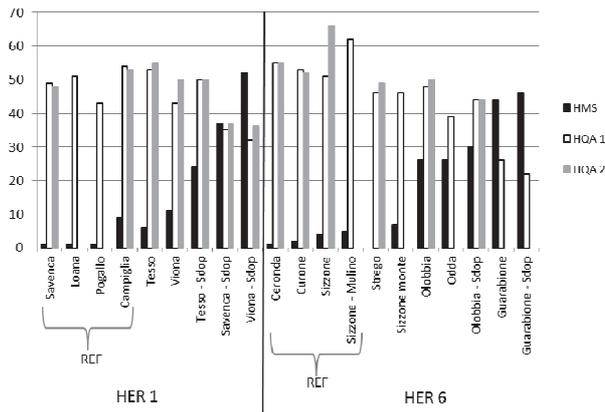


Fig. 5 - Valori degli indici HMS e HQA in Piemonte nei siti investigati nel progetto INHABIT per le idroecoregioni Alpi occidentali (HER 1) e pianura padana (HER 6).

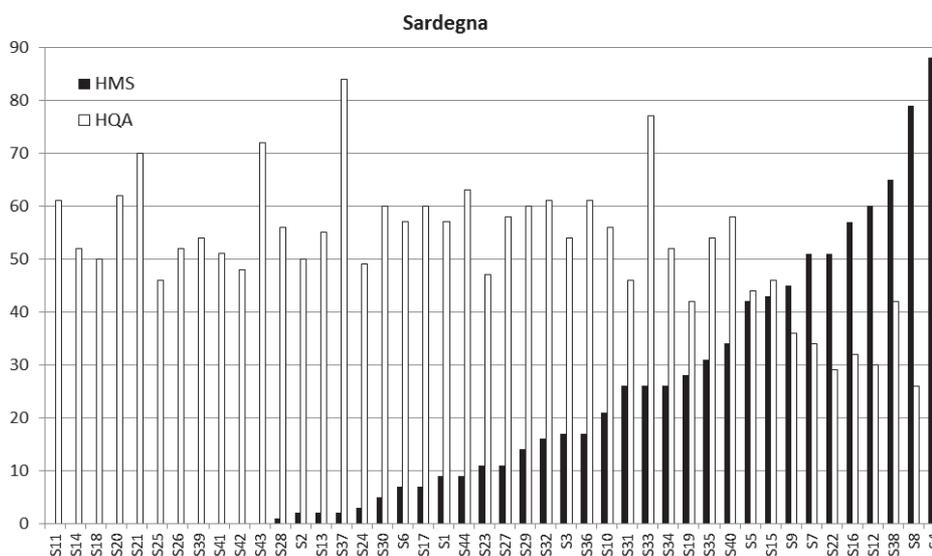


Fig. 6 - Valori degli indici HMS e HQA in Sardegna nei siti investigati nel progetto INHABIT (HER 21).

I diversi siti analizzati risultano anche ben differenziarsi in termini di carattere lenticotico (LRD). In Piemonte (Figura 7) i siti coprono un gradiente tra - 55 e + 35 e in Sardegna (Figura 8), sebbene si tratti di una zona con tipico carattere mediterraneo i siti raggiungono livelli di loticità paragonabili a quelli alpini (i.e. -40) fino ad arrivare a situazioni di carattere molto ed estremamente lenticico (i.e. valori LRD > 30).

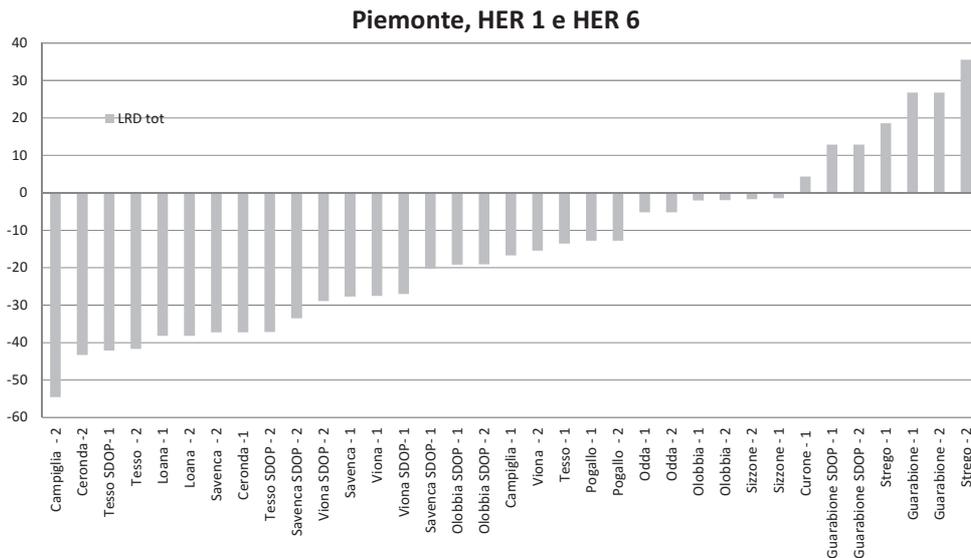


Fig. 7 - Valori del descrittore LRD nei siti investigati in Piemonte nel progetto INHABIT (HER 1 e 6).

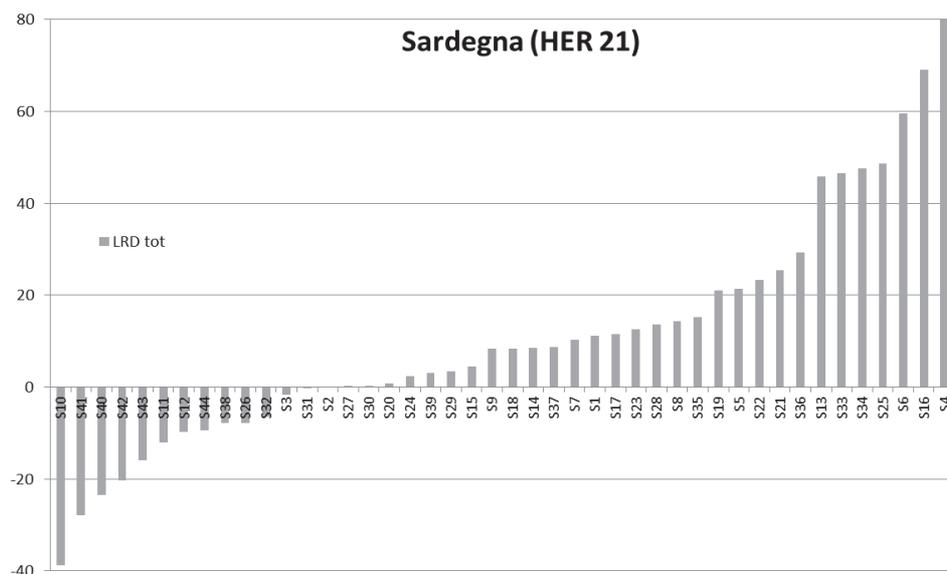


Fig. 8 - Valori del descrittore LRD nei siti investigati in Sardegna nel progetto INHABIT (HER 21).

3. CONCLUSIONI

- L’approccio sperimentale adottato per la raccolta dati nel progetto INHABIT relativamente ai siti fluviali è funzionale al raggiungimento di molteplici obiettivi, tesi a mettere in risalto la centralità dell’habitat in una serie di aspetti degli ecosistemi dulciacquicoli, quali le condizioni di riferimento, la definizione dei tipi, gli aspetti dell’incertezza

nella classificazione e le misure per il miglioramento dei piani di gestione.

- Tali aspetti sono stati in parte affrontati nel corso dello svolgimento del progetto e saranno approfonditi nella fase conclusiva e presentati nei deliverable finali.

- I dati sperimentali raccolti nel contesto del progetto INHABIT nei siti fluviali sono stati archiviati in apposite banche dati, una parte delle quali è stata resa disponibile nel corso dei

workshop di progetto (Cagliari, dicembre 2012 e Roma, marzo 2013). La descrizione delle banche dati è disponibile sul sito web del progetto www.life-inhabit.it in due deliverable dedicati.

- L'attività sperimentale condotta sui siti fluviali nel corso del progetto ha portato alla raccolta simultanea di molteplici informazioni relative a diversi aspetti dell'ecosistema. Un ruolo centrale è stato rivestito, data la natura stessa del progetto, dalla raccolta di informazioni relative all'habitat, effettuata mediante il metodo CARAVAGGIO.

- I dati raccolti mediante il metodo CARAVAGGIO hanno consentito una caratterizzazione dei siti fluviali sia dal punto di vista delle singole caratteristiche ambientali rilevate, sia mediante il calcolo di indice sintetici e descrittori. I sintetici risultati descrittivi qui presentati mettono in luce l'ampio gradiente ambientale considerato dei siti fluviali investigati, dal punto di vista di molteplici aspetti dell'habitat quali le alterazioni morfologiche, la diversificazione degli habitat acquatici ed il carattere lenticolo.

BIBLIOGRAFIA

BUFFAGNI A., ERBA S. & CIAMPITIELLO M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Dicembre 2005 (12): 32-46.

BUFFAGNI A., ERBA S. & DEMARTINI D., 2010a. Deliverable Pd3. Indicazione generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 99 pp. www.life-inhabit.it.

BUFFAGNI A., ERBA S. & ARMANINI D. G., 2010b. The lentic-lotic character of rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72: 45-60.

CAZZOLA M., BALESTRINI R., ERBA S., DEMARTINI D., BELFIORE C., TENCHINI R., FERRERO T., BOTTINO A., NICOLA A., CASULA R. & BUFFAGNI A., 2012a. Deliverable I1d2. Banca dati relativa agli aspetti biologici e alla qualità delle acque. Parte A: fiumi. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 41 pp. www.life-inhabit.it

CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012b. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it

CNR-IRSA, 2007. Macroinvertebrati e Direttiva 2000/60/CE (WFD). IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, marzo 2007. 118 pp.

DEMARTINI D., ERBA S., CAZZOLA M., FIORENZA A., BOTTA P., TENCHINI R., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable I1d3. Banca dati relativa alle informazioni idromorfologiche e di habitat. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 46 pp. www.life-inhabit.it

DI PASQUALE D. & BUFFAGNI A., 2006. Il software CARAVAGGIOsoft: uno strumento per l'archiviazione e la gestione di dati di idromorfologia e habitat fluviale. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Dicembre 2006: 39-64.

D.M. 56/09. Decreto ministeriale 14 aprile 2009 n. 56. MATTM. Regolamento recante 'Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e dell'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo'. G.U. 124, suppl. ord. 83 del 30 maggio 2009.

D.M. 260/2010. Decreto ministeriale 8 novembre 2010 n. 260. MATTM. Regolamento

recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. G.U. 30 del 7 febbraio 2011. ERBA S., ARESE C., BALESTRINI R., LOTTI A., MARZIALI L., PINTUS M., CASULA R., CONI M., FERRERO T., FIORENZA A., RAVIOLA M., SESIA E. & BUFFAGNI A., 2010. Deliverable Pd2. Tipizzazione e condizioni di riferimento in alcuni bacini fluviali italiani: approcci, metodi e selezione delle aree di studio. Parte A: FIUMI. 231 pp. www.life-inhabit.it.

ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 166 pp. www.life-inhabit.it.

RAVEN P. J., HOLMES N. T. H., DAWSON F. D., FOX P. J. A., EVERARD M., FOZZARD I. R. & ROUEN K. J. 1998. River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Environment Agency, Bristol. 96 pp.

D2D1.5 - VALIDAZIONE DEI SITI DI RIFERIMENTO E VERIFICA DELLA TIPIZZAZIONE NEI SITI FLUVIALI DELLE AREE DI STUDIO DEL PROGETTO INHABIT: PUNTI DI FORZA E CRITICITÀ

A cura di:

Erba S.*¹, M. Cazzola¹, R. Pagnotta¹, A. Buffagni¹, C. Belfiore^{1,2}, R. Tenchini^{1,2}, P.E. Botta³, T. Ferrero³, A. Fiorenza³, E. Sesia³, M. Pintus⁴, R. Casula⁴, G. Erbi⁴ & M.G. Mulas⁴

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

²DEB – Università della Tuscia

³ARPA Piemonte

⁴Regione Autonoma della Sardegna

*erba@irsa.cnr.it

RIASSUNTO

La presente relazione illustra il contributo del progetto INHABIT, presentato in occasione del I workshop nazionale del progetto a Roma (marzo 2013), su due importanti tematiche relative all'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque. Vengono in particolare riassunti i risultati ottenuti in relazione alla validazione dei siti di riferimento fluviali in Piemonte e Sardegna unitamente alla validazione tipologica nelle aree di studio. La procedura per la verifica dei siti di riferimento in accordo con le normative nazionali è illustrata nei suoi punti salienti. A tale procedura sono stati sottoposti i siti di riferimento selezionati per il progetto. Per quanto riguarda la validazione dei tipi fluviali, un'analisi TWINSpan è stata effettuata con l'obiettivo di identificare i gruppi biocenotici che caratterizzano i diversi tipi. I raggruppamenti ottenuti con tale analisi sono stati interpretati sulla base di una serie di variabili abiotiche note per la loro rilevanza nel definire la composizione delle biocenosi acquatiche. I risultati finali del processo di validazione dei siti di riferimento hanno portato

a confermare per il Piemonte 2 siti di riferimento nella idroecoregione (HER) 'pianura padana' e 4 nella HER 1 (alpi occidentali). Per la Sardegna i siti di riferimento confermati sono stati complessivamente 16. La validazione biologica (i.e. relativa agli invertebrati bentonici) dei tipi fluviali ha evidenziato la necessità di approfondimenti di terzo livello nell'area mediterranea e confermato la generale validità della suddivisione in idroecoregioni.

SUMMARY

The present work, related to a talk given during the I national workshop in Rome (March 2013), summarizes the contribution of the INHABIT project to two important themes related to the process of WFD implementation in the investigated areas. In particular, results obtained from the validation of reference sites in Piedmont and Sardinia together with the validation of river types in the study areas are presented. Procedure for the verification of reference sites according to the national Italian normative is briefly described. Such procedure has been allied to potential reference sites selected for INHABIT project. For what stream type validation is concerned, TWINSpan analysis has been performed on biological data in order to identify groups of biocoenoses typical of the different types. Obtained groupings have been interpreted by means of a set of abiotic variables known to exert an influence on biocoenotic assemblages.

In relation to river reference sites validation 2 sites in the Po plain (HER 6) and 4 in the Western Alps (HER 1) were validated for Piedmont, together with 16 river sites for Sardinia. River type validation, considering benthic invertebrates communities, emphasized the need to define subtypes in Sardinia and confirms the general validity of hydroecoregion approach in Piedmont.

1. INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque (WFD, 2000/60/EC) e i conseguenti atti di recepimento nazionali costituiscono documenti chiave dell'attuale normativa in tema di tutela e gestione delle acque. Tra gli aspetti innovativi fondamentali per l'attuazione delle normative vigenti e per la definizione dello stato ecologico dei fiumi vi sono senz'altro la tipizzazione e la selezione di siti di riferimento tipo specifici. I criteri secondo i quali definire i tipi fluviali, sanciti nel Decreto Ministeriale 131/2008, hanno l'obiettivo di individuare gruppi omogenei di fiumi (i.e. tipo fluviale) all'interno dei quali la variabilità naturale risulti limitata. È importante considerare che negli ecosistemi acquatici esistono molteplici fattori che, agendo a diverse scale spaziali, influiscono sulle comunità biologiche (e.g. disponibilità di habitat, velocità di corrente, tipo di substrato). È generalmente riconosciuto il fatto che l'habitat fisico sia particolarmente importante nella definizione della normale funzionalità dell'ecosistema (Rabeni, 2000). Sebbene i fattori di habitat rivestano un ruolo chiave nello strutturare le biocenosi, sono spesso trascurati nella definizione dei sistemi di valutazione della qualità ecologica, ivi compresa la definizione dei tipi fluviali. È inoltre noto che la particolare situazione idrologica dei fiumi temporanei, che presentano un ambiente fisicamente severo, ha una grande influenza sui processi abiotici e sulle condizioni degli habitat per gli organismi acquatici (Meyer & Meyer, 2000). Questi aspetti evidenziano come, specialmente in area mediterranea dove l'imprevedibilità e la variabilità idrologica rivestono un ruolo cruciale, sia importante raccogliere dati che consentano una più precisa caratterizzazione dei fattori ambientali in grado di determinare discontinuità nelle biocenosi. Una volta raccolti gli elementi che consentono una definizione dei tipi fluviali che corrisponde a specifiche comunità biocenotiche si dovrà quindi procedere alla selezione di siti di riferimento, in

ciascun tipo fluviale identificato. La selezione e la verifica dei siti di riferimento costituisce infatti una fase cruciale in ogni processo che, nel rispetto delle indicazioni della Direttiva Quadro, preveda il confronto tra condizioni osservate e condizioni attese. Il presente lavoro descrive sinteticamente l'importante contributo svolto in questi ambiti dalle attività del progetto INHABIT, prendendo le mosse dai risultati presentati nel corso del II workshop nazionale del progetto tenutosi a Roma nel marzo 2013.

2. CRITERI PER LA VALIDAZIONE DEI SITI DI RIFERIMENTO E SINTESI DEI RISULTATI

2.1 Validazione dei siti di riferimento

Nel processo di verifica su base abiotica dei siti di riferimento 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 siti e nel loro intorno e sono contenute in una tabella di verifica (Buffagni et al., 2008). Come parte del processo di validazione dei siti di riferimento, nel corso del Deliverable I1d1 (Erba et al., 2011) sono state presentate le tabelle di verifica per i siti di riferimento della regione Piemonte, mentre quelle relative alla regione Sardegna sono riportate in Erba et al. (2012a). In sintesi il processo di validazione dei siti di riferimento prevede che per i siti candidati ad essere siti di riferimento venga completata una tabella che considera una serie di 57 criteri, ognuno relativo alla quantificazione di specifiche pressioni antropiche (Buffagni et al., 2008). 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 è stabilita inoltre 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) superino 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 la tipologia di alterazione rappresentata 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 sito, i punteggi delle singole domande appartenenti alla medesima categoria (e.g. inquinamento diffuso) sono sommati e successivamente divisi per la somma dei punteggi massimo ottenibile qualora a tutte le domande di quella categoria fosse dato punteggio di 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.

I risultati finali del processo di validazione dei siti di riferimento, ottenuti con il progetto

INHABIT, hanno portato a confermare per il Piemonte 2 siti di riferimento nella idroecoregione (HER) 'pianura padana' e 4 nella HER 1 (alpi occidentali) per fiumi piccoli. Per la Sardegna i siti di riferimento confermati sono stati complessivamente 16 (dati raccolti direttamente nel contesto del progetto INHABIT e dati derivanti da altri progetti ma analizzati nel contesto di INHABIT). Accanto ai risultati derivati dalla compilazione delle tabelle di validazione sono stati considerati per i siti di riferimento i valori degli indici di qualità dell'habitat, utilizzati in diverse analisi nel corso di INHABIT e presentati nel dettaglio in Deliverables del progetto (Buffagni et al., 2010a; Cazzola et al., 2012) i.e.: HMS, HQA, LUI e IQH. Il confronto dei risultati della validazione dei reference con tali indici e le relative classificazioni costituisce la validazione su base abiotica dei siti di riferimento. Per l'accettazione del sito come riferimento si ricorda che lo stato di qualità ottenuto sulla base dell'indice IQH deve essere pari ad 'elevato' (DM 280/10). Come addizionale criterio la condizione di Stato di qualità per IQH 'elevato' si considera rispettata solo se nessuno degli indici che lo compongono presenta stato di qualità inferiore a 'buono'.

Per tutti i siti di riferimento si evidenzia una congruenza tra i risultati della validazione e gli indici di habitat, con tutti i criteri soddisfatti (numero di domande superiori alle soglie e punteggio finale) e la classificazione per tutti gli indici pari ad 'elevato' in tutti i siti, con l'eccezione di uno stato 'buono' per l'HMS nel Picocca e per l'HQA nel Mulargia Ref.

2.2 Forza e debolezza della tipizzazione

Tra gli obiettivi principali del progetto INHABIT vi è senz'altro quello di quantificare la variabilità naturale delle biocenosi acquatiche con l'obiettivo di migliorare l'accuratezza delle classificazioni dello stato ecologico (Erba et al., 2012a; b). Le analisi dedicate alla valutazione della variabilità naturale dovrebbero essere effettuate su siti di riferimento, cioè siti per i

quali si escludono fonti di variabilità legate a fattori antropici. Tuttavia il rinvenimento di reali siti di riferimento si rivela spesso difficoltoso; più in generale, anche quando ciò accade non si riescono ad ottenere dati sufficienti per elaborazioni robuste. È possibile pertanto operare includendo nelle analisi siti che, sebbene soggetti ad un certo grado di alterazione antropica, presentino una struttura biocenotica non compromessa, al fine di disporre di dataset sufficientemente ampi per le analisi statistiche. Per questo motivo le analisi condotte nel presente contributo si sono concentrate per la Sardegna sui soli campioni classificati come High e Good (HG) in seguito all'applicazione del criterio 'One Out-All Out' alle classificazioni di HMS, HQA, LUIcara e LIMeco e sui campioni classificati come 'non a rischio' per il Piemonte.

In particolare, sono state condotte delle analisi TWINSpan (Two-way Indicator Species Analysis, Hill & Šmilauer, 2005) con l'obiettivo di identificare i gruppi biocenotici che caratterizzano i diversi tipi fluviali (i.e. validazione biologica dei tipi fluviali). Per l'interpretazione dell'albero TWINSpan sono state considerate le variabili abiotiche che da letteratura (e.g. Buffagni et al., 2010b) si conosce abbiano importanza per le biocenosi acquatiche. Sono state incluse anche alcune variabili tipologiche (ai sensi del DM 131/2008) per identificare se il raggruppamento delle biocenosi fosse imputabile a differenze di tipo. Gli alberi TWINSpan rappresentati (figure 1 e 2) riportano i gruppi risultanti dall'analisi ed anche le famiglie indicatrici delle diverse dicotomie e il valore medio (per gruppo) delle variabili considerate per l'interpretazione dell'albero.

La figura 1 mostra i risultati ottenuti dall'analisi TWINSpan in Piemonte e la Tabella 1 il numero di campioni considerati nell'analisi.

Tab. 1 - Numero di campioni considerati nell'analisi TWINSpan del Piemonte (Dati ARPA Piemonte) e loro distribuzione per

idroecoregione (HER) e per classi di taglia (da Erba et al., 2012).

HER	Classi di taglia				TOT
	Molto piccoli (1)	Piccoli (2)	Medi (3)	Grandi (4)	
Alpi Occidentali (AIO)	18	27			45
Alpi Meridionali (AIM)	10	12	6		28
Pianura Padana (PP)		18			18
Monferrato (MO)		2	3		5
Appennino Settentrionale (ApS)	8	16	5		29
Appennino Piemontese (ApP)	10	10	23	3	46
TOT	46	85	37	3	171

La prima suddivisione separa i campioni Alpini e della Pianura Padana da quelli dell'Appennino e del Monferrato, sebbene in misura minore, alcuni campioni dell'Appennino si mescolino a quelli Alpini e vengano separati poi in divisioni successive alla prima (Gruppi 3 e 4). In generale, i campioni delle Alpi Occidentali ben si separano da tutti gli altri (Gruppo 1). Anche le Alpi Meridionali ben si separano dagli altri nel gruppo 2 (nel gruppo sono anche presenti pochi campioni da AIO e PP). Nel gruppo 5 sono ugualmente presenti siti della HER AIO e siti di Pianura: in questo gruppo è verosimile che i campioni di area alpina rappresentino siti dalle caratteristiche alpine smorzate e i siti di pianura abbiano caratteristiche collinari. Il gruppo 6 è infine costituito in prevalenza da campioni dell'Olobbia (Pianura), cui si aggiungono pochi campioni dall'Appennino. Infine i gruppi da 8 a 10 rappresentano l'unione di siti dell'Appennino settentrionale e piemontese, portando a ritenere che probabilmente una suddivisione in queste due idroecoregioni sia poco significativa.

Il gruppo 7 rappresenta un caso particolare che divide dagli altri 2 dei 5 campioni del Monferrato: si può ritenere che il Monferrato sia da considerare a parte rispetto a tutte le altre idroecoregioni, ma al momento non si dispone di un numero sufficiente di campioni per rafforzare tale conclusione. Come

considerazione generale si segnala come la classe di taglia non sia risultato in queste prime analisi un elemento utile a discriminare i gruppi, anche probabilmente in considerazione della distribuzione dei campioni nelle classi di taglia, la maggior parte dei quali in classi 1 e 2. Sembra invece più che opportuno distinguere in diversi tipi fluviali i siti delle Alpi Occidentali, da quelli delle Alpi meridionali da quelli raccolti di Pianura. I siti dell'Appennino sembrano avere popolamenti simili: quindi si potrebbe considerare di derivare per queste aree dei valori di riferimento per la classificazione dello stato ecologico comuni.

Deliverable D2d1

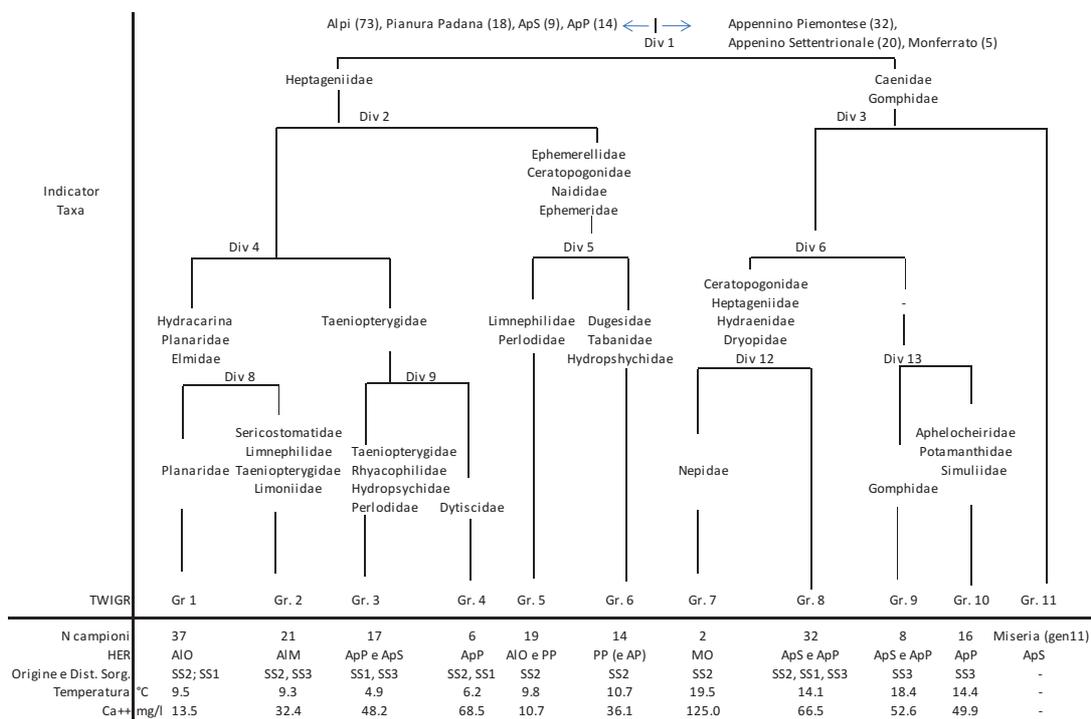


Fig. 1 - Albero TWINSPLAN risultante dall'analisi dei campioni Piemontesi (dati ARPA Piemonte) classificati come 'non a rischio' e con classe LIMeco ≥ Buono. In figura sono riportate le famiglie indicatrici delle dicotomie e i valori medi per gruppo delle variabili considerate per l'interpretazione dell'albero. Per le sigle di HER e distanza dalla sorgente si rimanda alla Tabella 1 (da Erba et al., 2012).

In Sardegna (Figura 2) la variabile che meglio spiega i diversi gruppi biologici è risultata essere l'LRD (carattere Lentico-lotico), confermando i risultati ottenuti in precedenti lavori (Buffagni et al., 2010b). I gruppi infatti da 1 a 8 sono ordinati, tenendo conto dei vincoli imposti dalle dicotomie, secondo valori di LRD decrescenti cioè da campioni lenticici a lotici. Nei diversi raggruppamenti si separano anche i campioni che rappresentano il mesohabitat di pool da quello di riffle, in particolare pool di siti molto lotici risultano simili a riffle e viceversa riffle di siti lenticici possono risultare simili alle pool. Mentre l'LRD risulta utile all'interpretazione di tutte le dicotomie, altre variabili possono giustificare la creazione solo di alcuni gruppi. In particolare, la divisione 5 potrebbe separare campioni caratterizzati da un'altitudine inferiore (gruppi 5 e 6 con altitudine < 100 m s.l.m.) da quelli con altitudine superiore (gruppi 7 e 8 con altitudine > 200 m s.l.m.). La divisione 10 sembra separare campioni caratterizzati da alveo ampio da quelli ad alveo stretto. Nei diversi gruppi non sembra possibile riconoscere un gradiente legato al carattere di permanenza del flusso in alveo, almeno secondo la tipizzazione effettuata da Regione Sardegna (RAS): i campioni di siti intermettenti (IN) sono infatti mescolati a quelli effimeri (EF) e a quelli perenni (SS e SR).

3. CONCLUSIONI

- L'attività svolta nel corso del progetto INHABIT ha rivestito un importante ruolo nel processo di verifica dei siti di riferimento.

- In alcune realtà come quelle dei corsi d'acqua sardi emerge l'opportunità di provvedere ad approfondimenti tipologici di terzo livello per tenere nella giusta considerazione l'influenza delle caratteristiche di habitat legate al 'livello idrico' e/o relativi descrittori idrologici.

- In generale, un corpo idrico afferente ad un tipo temporaneo dovrebbe essere campionato nei periodi per i quali lo stato

acquatico (AS) atteso sia eureico (Gallart et al., 2012) in modo da garantire la connettività idraulica tra mesohabitat. Peraltro il campionamento delle biocenosi dovrebbe sempre essere accompagnato da una valutazione delle caratteristiche di habitat anche in termini di stato idrico.

- In particolare, il carattere lenticico-lotico, così come definito dal descrittore LRD, 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.

- Le analisi effettuate in Piemonte confermano in linea generale la validità sul piano biologico (comunità macrobentonica) dei raggruppamenti ottenuti mediante la tipizzazione di livello 1, mentre non si hanno al momento elementi sufficienti per confermare la tipizzazione di livello 2 (e.g. al momento non sono state rilevate differenze in base alla dimensione).

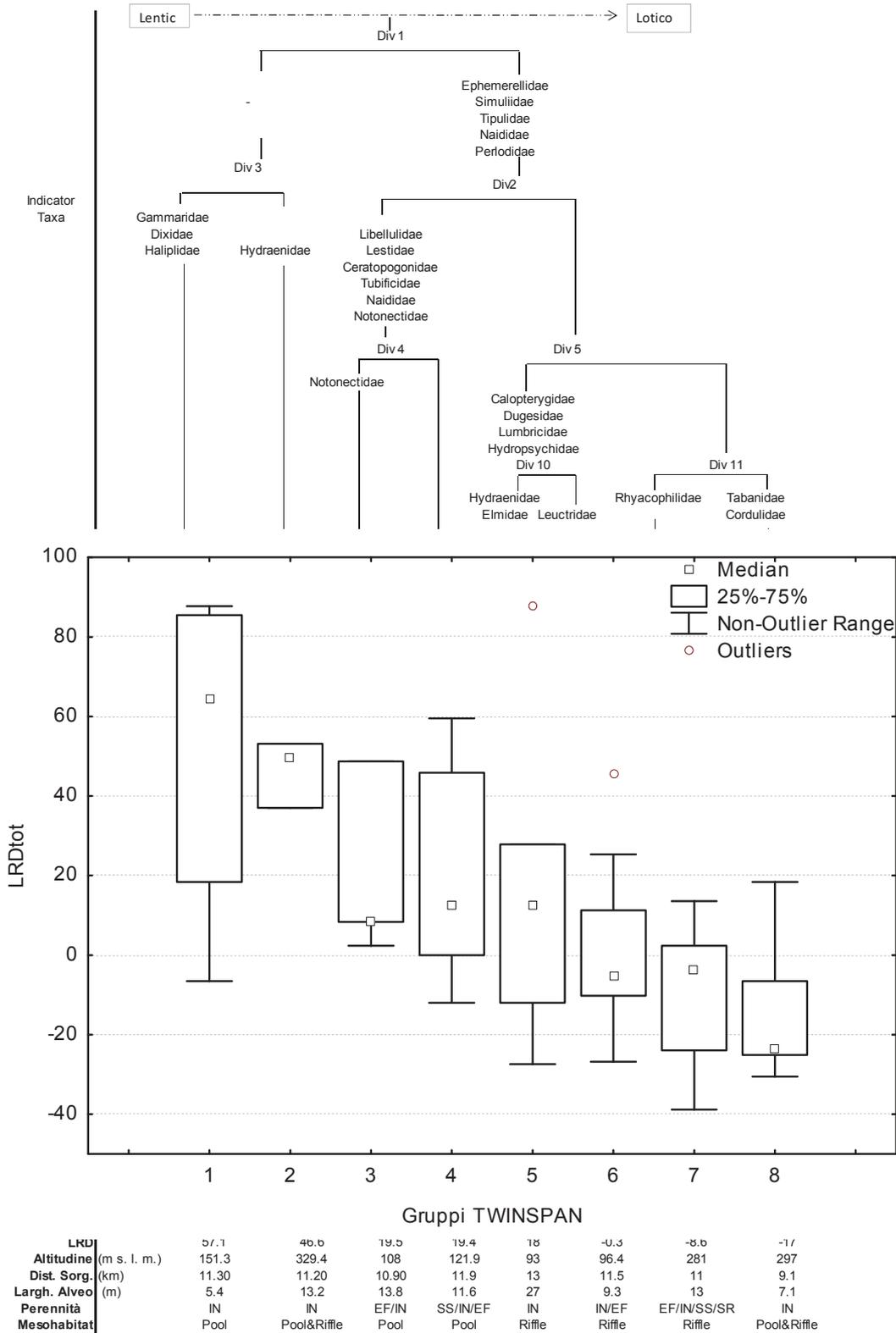


Fig. 2 - Albero TWINSpan risultante dall'analisi dei campioni non alterati, secondo HMS, HQA, LUI e LIMeco, in Sardegna. In figura sono riportate le famiglie indicatrici delle dicotomie e i valori medi per gruppo delle variabili considerate per l'interpretazione dell'albero, nonché il grafico che rappresenta la variabilità del descrittore LRD nei gruppi TWINSpan.

BIBLIOGRAFIA

- BUFFAGNI A., ERBA S., ASTE F., MIGNUOLI C., SCANU G., SOLLAZZO C. & PAGNOTTA R., 2008. Criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la Direttiva 2000/60/EC. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Numero speciale 2008: 2-23.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & DEMARTINI D., 2010a. Deliverable Pd3. Indicazione generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni biologiche e di habitat. Parte A: fiumi. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 99 pp. www.life-inhabit.it.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & ARMANINI D. G., 2010b. The lentic-lotic character of rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* (2010) 72: 45–60.
- CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it
- D.M. 131/2008. Decreto ministeriale 16 giugno 2008 n. 131 e Allegati. MATTM. Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto. Supplemento Ordinario n. 189 alla Gazzetta Ufficiale n. 187 del 11 agosto 2008.
- ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASULA R., PINTUS M. & BUFFAGNI A., 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 166 pp. www.life-inhabit.it.
- ERBA S., CAZZOLA M., PINTUS M., CASULA R., CONI M., RAVIOLA M., FERRERO T., SESIA E. & BUFFAGNI A., 2012a. Deliverable I1d4. Variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti fluviali studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 90 pp. www.life-inhabit.it.
- ERBA S., CAZZOLA M., TENCHINI R., FERRERO T., SESIA E., CASULA R., ERBÌ G., PINTUS M., MULAS M. G., PAGNOTTA R., & BUFFAGNI A., 2012b. Condizioni di riferimento e tipizzazione dei fiumi nel contesto della Direttiva Quadro sulle Acque (EC 2000/60): approfondimenti basati sulla componente macrobentonica e sulle caratteristiche di habitat. Atti del seminario di ECOMONDO: 934-940.
- GALLART F., PRAT N., GARCÍA-ROGER E. M. et al., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16: 3165–3182.
- HILL M.O. & ŠMILAUER P., 2005. TWINSpan for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & Ceske Budejovice.
- MEYER A. & MEYER E. I., 2000. Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). *Aquat. Sci.* 62: 216-231.
- RABENI C.F., 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. *Hydrobiologia* 422/423: 245-256.

D2D1.6 - ATTIVITÀ DI CLASSIFICAZIONE NEL PROGETTO INHABIT: SINTESI DEI RISULTATI PER I CORPI IDRICI FLUVIALI IN SARDEGNA

A cura di:

Cazzola M.*¹, S. Erba¹, R. Casula² & A. Buffagni¹

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

²Regione Autonoma della Sardegna

*cazzola@irsa.cnr.it

RIASSUNTO

Il presente contributo è dedicato alla presentazione in forma sintetica dei risultati della classificazione relativa ai siti fluviali in Sardegna. L'attività di classificazione ha previsto l'applicazione simultanea di indici in accordo con diversi elementi ambientali (macroinvertebrati, condizioni di habitat e livello di inquinamento da nutrienti e carenza di ossigeno) e intende come scopo principale evidenziare la potenzialità dei dati disponibili per lo sviluppo dei modelli di incertezza. Si tratta inoltre di un esercizio che consente di utilizzare simultaneamente sul medesimo set di siti i metodi disponibili più aggiornati di recente acquisizione nella normativa nazionale per i diversi elementi ambientali. Al fine di estendere l'attività dimostrazione a siti esterni al progetto INHABIT, è stato preso in considerazione un set di siti investigati nella regione Sardegna dal CNR-IRSA nel corso di un trascorso progetto di ricerca, con differenti presupposti sperimentali. I risultati confermano i presupposti del piano sperimentale del progetto INHABIT con siti che mostrano diversi gradi di alterazione nelle condizioni di habitat e elevata qualità dell'acqua (nutrienti). È infine presentato un esempio di classificazione che contempla un'attribuzione alternativa dei siti ai corpi idrici che mette in evidenza una elevata quota di variabilità nella classificazione qualora siano selezionati uno o più siti per corpo idrico.

SUMMARY

The present document summarizes the results of the classification activity as carried out within INHABIT project. Results are about river sites investigated in Sardinia region. Together with INHABIT sites, in order to extend the classification activity, an extra set of sites related to a former research project carried out in Sardinia by CNR-IRSA has been included. Classification activity consisted in the simultaneous application of quality assessment indices related to different environmental elements (macroinvertebrates, habitat conditions and level of pollution by nutrients and reduction in oxygen concentration) and it is intended to highlight the potential of the available data for the development of uncertainty assessment models. The results confirm the assumption of the project that envisaged the inclusion in the sampling plan of sites showing different grades of alteration in habitat conditions and the absence of water pollution. Lastly, an example of classification considering an alternative attribution of sampling sites to water bodies is presented, showing a high degree of variability in the classification results when one or more sites are selected for the inclusion into water bodies.

1. INTRODUZIONE

L'approccio del sistema MacrOper (CNR-IRSA, 2007) è stato adottato nell'ambito del progetto INHABIT per la classificazione dei siti in accordo con i macroinvertebrati bentonici. La corretta applicazione del sistema è cruciale per la definizione di una attendibile classificazione dei siti. A questo proposito contestualmente alle attività progettuali di INHABIT una serie di iniziative di supporto sono state attuate dal CNR-IRSA con la supervisione dell'ISPRA nei confronti degli enti territoriali preposti al monitoraggio, al fine di perfezionare la comprensione dei meccanismi di applicazione del sistema. Alcuni risultati di tali iniziative sono

stati oggetto di un intervento tenuto nel corso del I workshop nazionale del progetto INHABIT (Cagliari, dicembre 2012). Oltre alla componente dei macroinvertebrati bentonici, nei siti fluviali investigati sono state presi in considerazione altri due fondamentali aspetti dell'ecosistema: le condizioni di habitat e gli elementi di qualità chimico-fisica. Per ciascuno di questi tre elementi è stato possibile condurre una classificazione dei siti. All'interno del progetto, un gruppo di azioni in particolare (i.e. D1) prevede la realizzazione di azioni volte a dimostrare l'efficacia della classificazione effettuata sui siti oggetto di studio e ad evidenziare gli aspetti relativi all'incertezza di tale classificazione. Tali attività sviluppano uno degli aspetti chiave del progetto relativo al miglioramento della comprensione dei fattori che maggiormente possono influenzare la determinazione dello stato ecologico. Oltre ai macroinvertebrati bentonici, per i quali il sistema MacrOper è stato applicato, la classificazione dei siti è effettuata in accordo con una serie di elementi ambientali.

I metodi utilizzati rappresentano nella maggior parte dei casi una novità per la realtà italiana (DM 260/2010) e la loro completa integrazione nei piani di monitoraggio è in alcuni casi ancora in fase di attuazione. Nel presente contributo sono presentati per i siti fluviali investigati in Sardegna i risultati della classificazione ottenuta dall'applicazione dei metodi disponibili per la classificazione dei siti fluviali sulla base di diversi elementi ambientali. I contenuti del presente contributo sono presenti in forma più ampia e dettagliata nel deliverable D1d1 del progetto (Cazzola et al., 2012), cui si rimanda anche per la descrizione degli indici utilizzati per la classificazione.

I risultati presentati sono relativi alla prima campagna sperimentale svoltasi nel maggio

2011. Le classificazioni dei siti investigati nella seconda campagna sperimentale (marzo 2013) saranno presentati all'interno dei deliverable finali INHABIT e disponibili online alla conclusione del progetto.

2. ATTIVITÀ DI CLASSIFICAZIONE NELL'AMBITO DEL PROGETTO INHABIT

Il gruppo di azioni D1 del progetto prevede la realizzazione di azioni volte a dimostrare l'efficacia della classificazione effettuata sui siti oggetto di studio e ad evidenziare gli aspetti relativi all'incertezza di tale classificazione. Nel presente contributo sono presentati i risultati della classificazione dei siti della Sardegna investigati dal progetto, più un set di dati aggiuntivi della medesima regione investigati nel corso del progetto MICARI (MIUR, 2002) dal CNR-IRSA. La classificazione è effettuata in accordo con le metodologie più aggiornate disponibili in accordo con la legislazione nazionale e conforme alla WFD ma rappresenta una modalità di classificazione 'pre-INHABIT' ovvero che non tiene conto degli aspetti di innovazione messi in evidenza nel corso del progetto. La classificazione prodotta è pertanto del tutto assimilabile ad una classificazione formale, sebbene lo scopo dell'attività non sia quello di produrre una classificazione ufficiale, quanto quello di definire le problematiche legate alla classificazione all'interno del progetto, mettendo in evidenza le potenzialità dei dati disponibili per lo sviluppo dei modelli di incertezza (in particolare per l'accuratezza). La classificazione è effettuata in accordo con una serie di elementi ambientali, riassunti in tabella 1 insieme agli indici utilizzati.

Tab. 1 - Elementi ambientali considerati e relativi indici utilizzati per la classificazione.

Elementi ambientali	Indice	Acronimo
Macroinvertebrati	Indice STAR di Intercalibrazione	STAR_ICMi
Alterazione morfologica	Habitat Modification Score	HMS
Qualità/Diversificazione dell'habitat	Habitat Quality Assessment	HQA
Alterazione uso del territorio	Land Use Index	LUI
Condizioni dell'habitat	Indice di Qualità dell'Habitat*	IQH*
Carattere lentico-lotico	Lentic-Lotic River Descriptor	LRD
Inquinamento da nutrienti e riduzione in saturazione di ossigeno	Livello Inquinamento Macrodescttitori/eco	LIMeco

*: sintesi degli indici HMS, HQA e LUI

I risultati della classificazione in accordo con i vari indici sono riportati nelle tabelle 2-5

Tab. 2 - Classificazione relativa agli aspetti di habitat – Sardegna, corpi idrici progetto INHABIT. Sono riportati per ciascun sito il codice del corpo idrico definito dalla Regione Autonoma Sardegna (documentazione CEDOC, RAS, 2007) e le coordinate geografiche.

Cod	Sito	mese/ann	Codice ID CEDOC	Lat	Long	HMS			HQA			LUI			IQH		
						valore	EQR	CL	valore	EQR	CL	valore	EQR	CL	EQR	CL	
S1	Barrastoni	05/11	0164-CF001000	41°6'37.30"N	9°13'44.22"E	2	0.98	1	50	0.83	1	0.501	0.987	1	0.932	1	
S2	Liscia	05/11	0164-CF000102	41°4'52.64"N	9°17'12.73"E	2	0.98	1	55	0.936	1	0.89	0.977	1	0.964	1	
S3	Cialdeniddu	05/11	ND	41°7'2.17"N	9°13'3.90"E	7	0.93	2	57	0.979	1	2.086	0.947	2	0.952	1	
S4	Safaa Aglientu REF	05/11	0170-CS0001	41°9'31.61"N	9°10'16.64"E	0	1	1	70	1.255	1	0	1	1	1.085	1	
S5	Sperandeu REF	05/11	0171-CF000100	41°8'51.25"N	9°8'9.31"E	3	0.97	1	49	0.809	1	0	1	1	0.926	1	
S6	Baldu Monte Culvert	05/11	0164-CF000800	41°4'53.11"N	9°13'19.92"E	9	0.91	2	57	0.979	1	1.034	0.974	1	0.954	1	
S7	Baldu Down Culvert	05/11	0164-CF000800	41°4'53.80"N	9°13'21.61"E	17	0.83	2	54	0.915	1	3.005	0.923	2	0.889	1	
S8	Sud Limbara Terra Mala Valle	05/11	0177-CF002500	40°48'57.96"N	9°14'28.79"E	11	0.89	2	58	1	1	2.848	0.927	2	0.939	1	
S9	Sud Limbara Terra Mala Ref REF	05/11	0177-CF002500	40°48'59.18"N	9°14'23.82"E	1	0.99	1	56	0.957	1	0.139	0.996	1	0.981	1	
S10	Saserra REF	05/11	0115_CF000101	40°39'38.80"N	9°27'48.82"E	0	1	1	46	0.745	1	0	1	1	0.915	1	
S11	Posada Valle Guado REF	05/11	0115_CF000102	40°39'11.12"N	9°30'9.65"E	0	1	1	62	1.085	1	0	1	1	1.028	1	
S12	Lorana Monte	05/11	0102-CF003700	40°22'58.26"N	9°23'49.96"E	0	1	1	52	0.872	1	0	1	1	0.957	1	
S13	Posada Affluente REF	05/11	0115-CF001400	40°38'40.15"N	9°35'34.95"E	0	1	1	50	0.83	1	0	1	1	0.943	1	
S14	Rio San Giuseppe	05/11	0102-CF002600	40°23'47.08"N	9°28'52.50"E	51	0.49	4	29	0.383	3	4.373	0.888	2	0.587	3	
S15	Lorana Multiculvert	05/11	0102-CF003700	40°22'27.98"N	9°23'57.52"E	43	0.57	4	46	0.745	1	1.45	0.963	1	0.759	2	
S16	Cedrina Irgoli Affluente	05/11	0102-CF000200	40°24'18.79"N	9°38'21.06"E	42	0.58	3	44	0.702	1	9.832	0.749	2	0.677	2	
S17	Fluminiddu REF	05/11	0102-CF005500	40°13'0.41"N	9°31'6.89"E	0	1	1	61	1.087	1	0	1	1	1.029	1	
S18	Corr'e Pruna Monte	05/11	0035-CF000200	39°17'27.53"N	9°31'37.63"E	51	0.49	4	34	0.489	2	11.02	0.719	3	0.566	3	
S19	Corr'e Pruna Valle	05/11	0035-CF000200	39°17'44.63"N	9°31'40.84"E	45	0.55	4	36	0.532	2	8.923	0.772	2	0.618	2	
S20	Corr'e Pruna Ponte	05/11	0035-CF000200	39°17'33.97"N	9°31'38.42"E	79	0.21	5	26	0.319	3	13.07	0.667	3	0.399	4	
S21	Solanas	05/11	0016-CF000100	39°9'42.66"N	9°26'53.05"E	11	0.89	2	47	0.766	1	3.362	0.914	2	0.857	1	
S22	Picocca REF	05/11	0035-CF000102	39°21'8.75"N	9°29'21.26"E	7	0.93	2	60	1.043	1	0.14	0.996	1	0.99	1	
S23	Foddeddu	05/11	0073-CF000102	39°55'21.25"N	9°39'41.22"E	60	0.4	4	30	0.404	3	10.28	0.738	2	0.514	3	
S24	Porceddu	05/11	0035-CF000400	39°19'38.25"N	9°31'24.25"E	28	0.72	3	42	0.66	1	4.353	0.889	2	0.756	2	
S25	Museddu	05/11	0065-CS0001	39°46'34.68"N	9°38'52.13"E	57	0.43	4	32	0.447	3	4.48	0.886	2	0.588	3	
S26	Canale Monte Depuratore	05/11	0067-CF000100	39°49'22.80"N	9°39'7.02"E	88	0.12	5	34	0.489	2	11.65	0.703	3	0.437	3	
S27	E Gurue	05/11	0074-CF000102	40°2'13.99"N	9°31'44.94"E	21	0.79	3	56	0.978	1	1.035	0.974	1	0.914	1	
S28	Tirso REF	05/11	0222-CF000101	40°33'35.03"N	9°20'14.95"E	0	1	1	52	0.891	1	0.15	0.996	1	0.962	1	

Tab. 3 - Classificazione relativa agli aspetti di habitat – Sardegna, corpi idrici progetto MICARI. Sono riportati per ciascun sito il codice del corpo idrico definito dalla Regione Autonoma Sardegna (documentazione CEDOC, RAS, 2007) e le coordinate geografiche.

Cod	Sito	mese/anno	Codice ID CEDOC	Lat	Long	HMS			HOA			LUI			IOH		
						valore	EQR	CL	valore	EQR	CL	valore	EQR	CL	valore	EQR	CL
M1	Girasole Foce	02/04	0073-CF001802	39°57'48.79"N	09°39'26.01"E	44	0.56	4 40	0.617	2	1.78	0.955	1	0.711	2		
M2	Girasole Foce	06/04	0073-CF001802	39°57'48.79"N	09°39'26.01"E	63	0.37	4 40	0.617	2	0.535	0.986	1	0.658	2		
M3	Girasole Foce	08/04	0073-CF001802	39°57'48.79"N	09°39'26.01"E	67	0.33	4 43	0.681	1	0.773	0.98	1	0.664	2		
M4	Mannu Valle	08/04	0001-CF000103	39°38'19"N	08°57'52"E	23	0.77	3 39	0.609	2	9.786	0.75	2	0.71	2		
M5	Mannu Villamar	06/04	0001-CF000103	39°36'36"N	08°57'37"E	24	0.76	3 41	0.652	2	4.592	0.883	2	0.765	2		
M6	Mirenu Condotta	02/04	0073-CF001802	39°57'26.11"N	09°37'3.70"E	45	0.55	4 45	0.723	1	2.626	0.933	2	0.735	2		
M7	Mirenu Condotta Briglia	08/04	0073-CF001802	39°57'24.69"N	09°36'57.29"E	46	0.54	4 48	0.787	1	1.897	0.952	1	0.76	2		
M8	Mirenu Monte Condotta	06/04	0073-CF001802	39°57'25.59"N	09°36'46.32"E	44	0.56	4 62	1.085	1	0.734	0.981	1	0.875	1		
M9	Mulargia B - Autocampionatore	02/04	0039-CS0194	39°41'18.13"N	09°11'41.12"E	57	0.43	4 44	0.717	2	7.951	0.8	2	0.648	3		
M10	Mulargia B - Autocampionatore	06/04	0039-CS0194	39°41'18.13"N	09°11'41.12"E	23	0.77	3 47	0.783	1	3.326	0.92	2	0.823	1		
M11	Mulargia B - Autocampionatore	08/04	0039-CS0194	39°41'18.13"N	09°11'41.12"E	45	0.55	4 33	0.478	3	11.64	0.7	3	0.577	3		
M12	Mulargia C - Guado Intermedio	08/04	0039-CF015401	39°39'10.00"N	09°10'27.27"E	13	0.87	2 55	0.957	1	2.323	0.94	2	0.923	1		
M13	Mulargia C - Guado Monte	02/04	0039-CF015401	39°39'16.88"N	09°10'26.75"E	18	0.82	2 46	0.761	2	4.481	0.886	2	0.822	1		
M14	Mulargia C - Guado Valle	06/04	0039-CF015401	39°39'4.50"N	09°10'22.85"E	0	1	1 50	0.848	1	0	1	1	0.949	1		
M15	Mulargia D - Foce	02/04	0039-CF015401	39°38'33.09"N	09°11'19.47"E	11	0.89	2 61	1.087	1	1.578	0.96	1	0.979	1		
M16	Mulargia D - Valle	08/04	0039-CF015401	39°38'34.78"N	09°11'27.98"E	9	0.91	2 53	0.913	1	0.247	0.994	1	0.939	1		
M17	Mulargia D - Ponte Centralina	06/04	0039-CF015401	39°38'40.04"N	09°11'19.32"E	8	0.92	2 42	0.674	2	0.375	0.99	1	0.861	1		
M18	Mulargia ref	02/04	0039-CS0186	39°39'1.21"N	09°10'6.59"E	0	1	1 58	1.022	1	0	1	1	1.007	1		
M19	Mulargia ref	06/04	0039-CS0186	39°38'56.83"N	09°10'7.90"E	0	1	1 48	0.804	1	0	1	1	0.935	1		
M20	Mulargia ref	08/04	0039-CS0186	39°39'1.21"N	09°10'6.59"E	0	1	1 29	0.391	3	0	1	1	0.797	2		
M21	Oleandro ref	02/04	0073-CF001801	39°57'42.02"N	09°32'40.40"E	0	1	1 57	0.979	1	0	1	1	0.993	1		
M22	Oleandro ref	06/04	0073-CF001801	39°57'42.02"N	09°32'40.40"E	0	1	1 57	0.979	1	0	1	1	0.993	1		
M23	Oleandro ref	08/04	0073-CF001801	39°57'42.02"N	09°32'40.40"E	0	1	1 56	0.957	1	0	1	1	0.986	1		
M24	Leni ref	06/04	0001-CF002800	39°25'57"N	08°40'40"E	1	0.99	1 69	1.234	1	0.145	1	1	1.073	1		
M25	Pelau Ponte	08/04	0066-CF000102	39°48'11.49"N	09°35'39.95"E	10	0.9	2 55	0.957	1	4.323	0.89	2	0.916	1		
M26	Su Corongiu Monte	06/04	0073-CF000102	39°54'58"N	09°36'34"E	0	1	1 50	0.83	1	0.467	0.988	1	0.939	1		
M27	Su Corongiu Ponte	08/04	0073-CF000102	39°55'06"N	09°37'09"E	12	0.88	2 60	1.043	1	3.986	0.898	2	0.94	1		
M28	Su Corongiu Valle	02/04	0073-CF000102	39°55'26"N	09°38'27"E	63	0.37	4 51	0.851	1	2.277	0.942	2	0.721	2		
M29	Su Lermu Castagna	08/04	0129-CF002200	40°50'42"N	09°33'07"E	5	0.95	1 49	0.826	1	0.58	0.985	1	0.92	1		
M30	Su Lermu Monte Padru	06/04	0129-CF002200	40°45'13.31"N	09°31'46.05"E	21	0.79	3 65	1.174	1	1.09	0.972	1	0.979	1		
M31	Su Lermu ref	02/04	0129-CF002200	40°43'11"N	09°30'35"E	0	1	1 67	1.217	1	0	1	1	1.072	1		
M32	Su Lermu ref	08/04	0129-CF002200	40°43'11"N	09°30'35"E	0	1	1 56	0.978	1	0	1	1	0.993	1		
M33	Su Lermu ref	06/04	0129-CF002200	40°43'7.05"N	09°30'52.23"E	0	1	1 59	1.043	1	0	1	1	1.014	1		
M34	Su Lermu Valle Padru	02/04	0129-CF002200	40°45'29"N	09°31'48"E	31	0.69	3 60	1.065	1	3.939	0.9	2	0.885	1		
M35	S. Lucia Confluenza	02/04	0073-CF002100	39°57'9.52"N	09°36'12.46"E	14	0.86	2 57	1	1	3.36	0.914	2	0.925	1		
M36	S. Lucia Ponte	08/04	0073-CF002100	39°57'9.52"N	09°36'12.46"E	26	0.74	3 58	1.022	1	0.878	0.978	1	0.913	1		
M37	S. Lucia FFSS	06/04	0073-CF002100	39°57'9.52"N	09°36'12.46"E	14	0.86	2 62	1.109	1	1.615	0.959	1	0.976	1		

Tab. 4 - Classificazione in accordo con gli indici STAR_ICMi e LIMeco – corpi idrici progetto INHABIT Sardegna.

Cod	Sito	POOL		RIFFLE		TOT		LIMeco	
		STAR	ICMi	STAR	ICMi	STAR	ICMi	EQR	CL
S1	Barrastoni	1.015	1	1.014	1	1.015	1	0.688	1
S2	Liscia	1.121	1	0.98	1	1.051	1	1	1
S3	Cialdeniddu	0.851	2	0.712	3	0.782	2	0.625	2
S4	Safaa Aglientu REF	0.992	1	0.984	1	0.988	1	1	1
S5	Sperandeu REF	1.016	1	0.965	2	0.99	1	1	1
S6	Baldu Monte Culvert	1.092	1	1.091	1	1.091	1	0.875	1
S7	Baldu Down Culvert	0.929	2	0.913	2	0.921	2	0.875	1
S8	Sud Limbara Terra Mala Valle Ponte	0.954	2	0.764	2	0.859	2	1	1
S9	Sud Limbara Terra Mala Ref REF	1.024	1	0.798	2	0.911	2	1	1
S10	Saserra REF	1.153	1	1.152	1	1.152	1	1	1
S11	Posada Valle Guado REF	1.022	1	0.899	2	0.961	2	1	1
S12	Lorana Monte	1.114	1	1.039	1	1.077	1	0.656	2
S13	Posada Affluente REF	0.952	2	0.954	2	0.953	2	1	1
S14	Rio San Giuseppe	0.947	2	0.931	2	0.939	2	1	1
S15	Lorana Multiculvert	1.018	1	0.816	2	0.917	2	0.656	2
S16	Cedrino Irgoli Affluente	1.049	1	0.884	2	0.967	2	0.75	1
S17	Flumineddu REF	0.844	2	0.799	2	0.821	2	1	1
S18	Corr'e Pruna Monte	0.903	2	0.75	2	0.827	2	0.688	1
S19	Corr'e Pruna Valle	0.656	3	0.693	3	0.675	3	0.688	1
S20	Corr'e Pruna Ponte	0.867	2	0.627	3	0.747	2	1	1
S21	Solanas	0.812	2	0.88	2	0.846	2	0.875	1
S22	Picocca REF	1.237	1	1.001	1	1.119	1	1	1
S23	Foddeddu	0.802	2	0.714	3	0.758	2	0.625	2
S24	Porceddu	0.674	3	0.841	2	0.758	2	1	1
S25	Museddu	0.791	2	0.745	2	0.768	2	0.813	1
S26	Canale Monte Depuratore	0.628	3	0.56	3	0.594	3	0.625	2
S27	E Gurue	0.552	3	0.486	3	0.519	3	0.875	1
S28	Tirso REF	0.835	2	0.808	2	0.821	2	1	1

Tab. 5 - Classificazione in accordo con gli indici STAR_ICMi e LIMeco – corpi idrici progetto MICARI Sardegna.

Cod	Sito	mese/anno	POOL			RIFFLE			TOT			LIMeco		
			STAR	ICMi	CL	STAR	ICMi	CL	STAR	ICMi	CL	EQR	CL	
M1	Girasole Foce	02-apr	0.55		3	0.633		3	0.592		3	1		1
M2	Girasole Foce	06-apr	0.623		3	0.658		3	0.641		3	0.875		1
M3	Girasole Foce	08-apr	0.793		2	0.605		3	0.699		3	0.656		2
M4	Mannu Valle	08-apr	0.417		4	0.385		4	0.401		4	0.469		3
M5	Mannu Villamar	06-apr	0.433		4	0.307		4	0.37		4	0.469		3
M6	Mirenu Condotta	02-apr	0.63		3	0.561		3	0.595		3	0.75		1
M7	Mirenu Condotta Briglia	08-apr	0.983		1	1.035		1	1.009		1	1		1
M8	Mirenu Monte Condotta	06-apr	0.769		2	0.675		3	0.722		3	0.75		1
M9	Mulargia B - Autocampionatore	02-apr	0.858		2	0.83		2	0.844		2	0.094		5
M10	Mulargia B - Autocampionatore	06-apr	0.786		2	0.658		3	0.722		3	0.531		2
M11	Mulargia B - Autocampionatore	08-apr	0.739		2	0.727		3	0.733		2	0.563		2
M12	Mulargia C - Guado Intermedio	08-apr	0.79		2	0.845		2	0.818		2	0.781		1
M13	Mulargia C - Guado Monte	02-apr	0.794		2	0.638		3	0.716		3	0.156		5
M14	Mulargia C - Guado Valle	06-apr	0.56		3	0.552		3	0.556		3	0.375		3
M15	Mulargia D - Foce	02-apr	0.64		3	0.607		3	0.623		3	0.219		4
M16	Mulargia D - Valle	08-apr	0.742		2	0.783		2	0.762		2	0.813		1
M17	Mulargia D - Ponte Centralina	06-apr	0.711		3	0.752		2	0.731		2	0.594		2
M18	Mulargia ref	02-apr	1.204		1	0.954		2	1.079		1	0.438		3
M19	Mulargia ref	06-apr	0.967		2	0.893		2	0.93		2	0.656		2
M20	Mulargia ref	08-apr	0.638		3	0.913		2	0.775		2	0.875		1
M21	Oleandro ref	02-apr	1.136		1	1.02		1	1.078		1	1		1
M22	Oleandro ref	06-apr	1		1	1.001		1	1		1	1		1
M23	Oleandro ref	08-apr	0.779		2	0.904		2	0.842		2	0.75		1
M24	Leni ref	06-apr	0.924		2	0.899		2	0.912		2	1		1
M25	Pelau Ponte	08-apr	0.881		2	0.803		2	0.842		2	0.781		1
M26	Su Corongiu Monte	06-apr	0.875		2	0.696		3	0.786		2	0.406		3
M27	Su Corongiu Ponte	08-apr	1.157		1	1.229		1	1.193		1	0.469		3
M28	Su Corongiu Valle	02-apr	0.768		2	0.774		2	0.771		2	0.219		4
M29	Su Lernu Castagna	08-apr	0.977		1	0.975		1	0.976		1	1		1
M30	Su Lernu Monte Padru	06-apr	1.154		1	1.101		1	1.128		1	0.688		1
M31	Su Lernu ref	02-apr	0.998		1	0.974		1	0.986		1	1		1
M32	Su Lernu ref	08-apr	0.816		2	1.109		2	0.962		2	0.781		1
M33	Su Lernu ref	06-apr	0.896		2	1.011		2	0.953		2	1		1
M34	Su Lernu Valle Padru	02-apr	1.106		1	0.981		1	1.044		1	0.688		1
M35	S. Lucia Confluenza	02-apr	1.045		1	1.172		1	1.109		1	0.688		1
M36	S. Lucia Ponte	08-apr	1.171		1	1.208		1	1.19		1	0.875		1
M37	S. Lucia FFSS	06-apr	0.971		1	0.974		1	0.973		1	0.75		1

I valori degli indici di qualità dell'habitat mostrano invece un'elevata variabilità, in particolare per quanto riguarda l'indice HMS (alterazione morfologica). L'indice IQH, calcolato come media degli EQR dei tre indici di habitat HMS, HQA e LUI, costituisce una sintesi delle informazioni derivate dall'habitat e tende ad uniformare le classificazioni ottenute dai tre indici singolarmente. I siti investigati nel progetto MICARI, che prendeva in considerazione diversi presupposti sperimentali, mostrano una variabilità notevole in tutti gli indici, soprattutto HMS e LIMeco.

Osservando i risultati relativi all'indice STAR_ICMi è possibile rilevare un ampio gradiente di qualità per i siti MICARI per i quali sono rappresentate tutte le classi di qualità ad eccezione della peggiore. Per quanto riguarda i siti INHABIT si osserva invece l'assenza delle due peggiori classi di qualità, evidenziando un gradiente più compresso verso condizioni di migliore qualità. Considerando il confronto tra le classificazioni rinvenute nei due mesohabitat pool e riffle si osserva una elevata concordanza, sia nei siti del progetto INHABIT, sia in quelli investigati nel corso del progetto MICARI. Considerando complessivamente i due gruppi di siti, circa il 70% di questi mostrano classificazioni coincidenti tra i due mesohabitat. Qualora si osservino differenze è possibile ipotizzare una diversa sensibilità dei due mesohabitat al tipo di alterazione.

I risultati relativi alle condizioni chimico-fisiche, i.e. ottenute con l'indice LIMeco, fanno osservare per i siti del progetto INHABIT condizioni non alterate di qualità dell'acqua, con classi che ricadono nella totalità dei casi in qualità elevata o buona. Nel caso dei siti del progetto MICARI l'indice LIMeco evidenzia un certo gradiente di qualità, sebbene sia possibile evidenziare in taluni casi una variabilità tra le classi di qualità dello stesso sito all'interno delle diverse stagioni di campionamento (e.g. siti sul fiume Mulargia).

I valori degli indici di qualità dell'habitat mostrano in entrambi i gruppi di siti, INHABIT e MICARI, un'elevata variabilità in particolare per quanto riguarda l'indice HMS (alterazione morfologica). L'indice IQH, calcolato come media degli EQR dei tre indici di habitat HMS, HQA e LUI, costituisce una sintesi delle informazioni derivate dall'habitat e tende ad uniformare le classificazioni ottenute dai tre indici singolarmente.

Tali risultati confermano nella sostanza le prerogative sperimentali del progetto INHABIT, per il quale si è avuto cura di selezionare siti che non presentassero evidente impatto dal punto di vista chimico-fisico, ma che fossero invece prevalentemente interessati da alterazioni a carico delle caratteristiche morfologiche e di habitat.

Nel corso delle attività di dimostrazione del progetto è stato infine considerato un esempio nel quale si è esaminato il risultato di classificazione derivante dalla possibile inclusione nel piano di monitoraggio di corsi d'acqua di dimensioni piccole o molto piccole attribuendoli ad uno o più corpi idrici. L'esperimento qui presentato, e trattato nel dettaglio in Cazzola et al. (2012), prende in considerazione tre diverse opzioni di classificazione che includono nello stesso corpo idrico rispettivamente tutti i siti presenti nel bacino in un unico corpo idrico (opzione 0), in due (opzione 1) o in tre corpi idrici (opzione 2). I risultati, riportati in figura 1, mostrano un'elevata variabilità nella classificazione in accordo con tutti gli elementi ambientali, mettendo in luce come la selezione del sito o dei siti da utilizzare come rappresentativi del corpo idrico rivestano una notevole importanza nelle operazioni di pianificazione all'interno dei Piani di Gestione. Tale fase può essere responsabile di quote di variabilità potenzialmente molto superiori a quella intrinseca alla precisione del metodo di classificazione adottato.

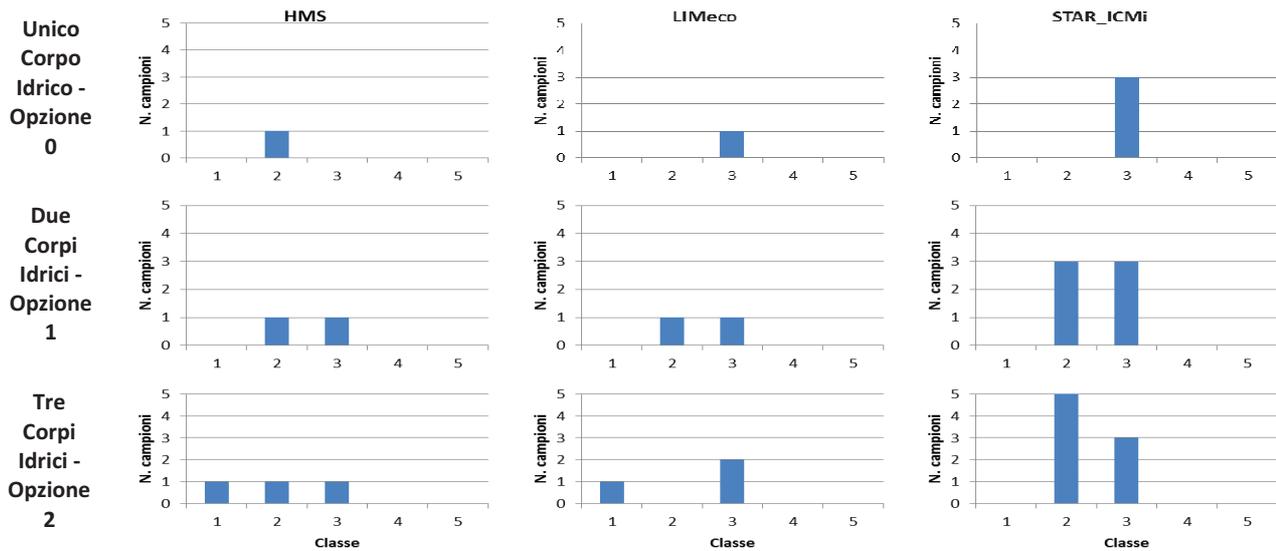


Fig. 1 - Distribuzione dei campioni nelle classi qualità in accordo con gli indici HMS (alterazione morfologica), LIMeco (inquinamento da nutrienti) e STAR_ICMi (comunità macrobentonica) per tre opzioni di definizione del corpo idrico, i.e. Riu Mulargia considerato come unico corpo idrico, come rappresentativo anche dei suoi affluenti (Opzione 0), Riu Mulargia distinto dall'insieme degli affluenti (Opzione 1) e dagli affluenti raggruppati in accordo con le pressioni antropiche nel bacino a monte (Opzione 2). (Da: Cazzola et al., 2012)

3. CONCLUSIONI

- I risultati della classificazione presentati consentono di ottenere un quadro sintetico delle condizioni qualitative dei siti considerati in Sardegna per il progetto INHABIT. Tale attività rappresenta una delle prime applicazioni in simultanea di metodi adottati solo in tempi molto recenti per la classificazione di siti fluviali in Italia.

- Sono confermati alcuni aspetti del piano sperimentale del progetto, per i quali i siti non sono interessati da rilevanti impatti dal punto di vista chimico-fisico ma presentano alterazioni a carico delle caratteristiche morfologiche e di habitat a diverso livello di intensità.

- Le classificazioni in accordo con i due mesohabitat pool e riffle sono generalmente coincidenti nei siti considerati (Sardegna). Qualora questo non si verifici si può ipotizzare una diversa sensibilità dei due mesohabitat al

tipo di alterazione, soprattutto per quanto riguarda i diversi aspetti di qualità dell'habitat.

- La variabilità della classificazione riscontrata tra diverse stazioni all'interno del medesimo corpo idrico suggerisce l'importanza della fase di selezione del numero dei siti di prelievo e posizionamento nel corpo idrico.

BIBLIOGRAFIA

CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable D1d1. Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it

CNR-IRSA, 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). Notiziario dei metodi analitici n.1, marzo 2007, 118 pp.

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

EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327: 1–72.

MIUR, 2002. MICARI. “Strumenti e procedure per il Miglioramento delle Capacità Ricettive di corpi idrici superficiali”, “Proposta di stream standard specifici per corsi d’acqua a regime torrentizio”, D.M. 408 Ric. 20/03/2002 – Settore Risorse Idriche.

REGIONE AUTONOMA SARDEGNA, 2007. Sardegna Cedoc. Centro Documentazione Bacini Idrografici.
<http://82.85.20.58/sardegna/webapp/index.php>

D2D1.7 - CAPACITÀ DI RIMOZIONE DEI NUTRIENTI NEI FIUMI TEMPORANEI: SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI

A cura di:

Balestrini R.*¹, D. Biazzini¹, C. A. Delconte¹, S. Erba¹, M. Cazzola¹, E. Sesia², M.G. Mulas³ & A. Buffagni¹

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

²ARPA Piemonte

³Regione Autonoma della Sardegna

*balestrini@irsa.cnr.it

RIASSUNTO

La ritenzione dei nutrienti rappresenta un'importante proprietà funzionale degli ecosistemi acquatici il cui studio può contribuire alla definizione di uno stato ecologico di un corso d'acqua e ad affrontare la problematica relativa al miglioramento della qualità delle acque.

Con l'obiettivo di studiare le relazioni tra ritenzione dei nutrienti, idromorfologia locale, habitat e comunità biologica, sono stati condotti esperimenti di aggiunta di nutrienti in tratti fluviali selezionati in Piemonte e in Sardegna, come previsto dall'attività all'interno del progetto INHABIT.

A tal proposito, dall'elaborazione dei dati ottenuti, sono state ricavate alcune metriche, le quali descrivono l'efficienza e la capacità di ritenzione dei nutrienti, e sono stati stimati alcuni parametri idrologici, tra cui le cosiddette "transient storage zones", ovvero porzioni del corso d'acqua in cui si verificano la maggior parte dei processi di ritenzione idrologica dei nutrienti.

I risultati mostrano in particolare alcune relazioni significative tra le metriche di ritenzione e le caratteristiche idromorfologiche. Infine, è stata valutata l'efficienza di ritenzione all'interno di tratti alterati da un punto di vista morfologico, in quanto il differente grado di

specifiche alterazioni può incidere più o meno negativamente sulla capacità di ritenere i nutrienti.

SUMMARY

Nutrient retention is an important functional property of the aquatic ecosystems. It contributes to the definition of the ecological status and strongly relates to the improvement of water quality.

In order to investigate the relationships between nutrient retention, local hydro-morphology, habitat features and biological community, experiments of nutrient addition in selected river reaches in Piedmont and Sardinia were undertaken, as planned activity of INHABIT project.

In this regard, from the data obtained, some metrics describing nutrient retention efficiency and capacity have been extracted, and some hydrological parameters have been estimated, including the - so-called - transient storage zones, that are portions of the watercourse in which the most processes of hydrological nutrient retention occur.

Results show some significant relationships between retention metrics and hydro-morphologic characteristics. Retention efficiency for morphologically altered reaches was also assessed, indicating that the different level of specific alterations can affect more or less adversely the ability in retaining nutrients.

1. INTRODUZIONE

La ritenzione dei nutrienti può essere vista come il risultato delle interazioni tra proprietà idrologiche, chimiche e biologiche. La ritenzione idrologica dipende dalle caratteristiche idromorfologiche del tratto, quali ad esempio la portata, le "storage areas" (presenza di pool, acque stagnanti, sbarramenti, dighe di detrito), il substrato, la sezione, etc., capaci di aumentare il tempo di residenza dell'acqua. Qualsiasi alterazione

nell'idromorfologia potrebbe influenzare gli scambi tra il sedimento e l'acqua superficiale attraverso modifiche nelle connessioni longitudinali e verticali che possono condurre ad una minore efficienza di ritenzione. In generale, l'idromorfologia controlla le condizioni generali perché i processi possano avvenire, mentre l'attività biologica determina l'efficienza di rimozione (Stream Solute Workshop, 1990; Martí et al., 2006).

In particolare, la ritenzione dei nutrienti nei fiumi viene sintetizzata sulla base di stime di alcune metriche, di cui la principale è rappresentata dalla lunghezza di assorbimento dei nutrienti ("uptake length"), espressa in metri, la quale indica l'efficienza di ritenzione complessiva.

I valori di tali metriche sono stati ottenuti a partire da esperimenti di aggiunta di nutrienti ("addition experiments") che prevedono l'aggiunta di una soluzione concentrata di nutrienti (ammonio ed ortofosfato) in piccole quantità a flusso costante, insieme ad un elemento conservativo, il cloruro, il quale serve da tracciante idrologico per la stima dei fenomeni di diluizione, dispersione e diffusione che si verificano nel corso d'acqua.

Le caratteristiche idromorfologiche del canale e di conseguenza il tempo di residenza hanno un effetto indiretto sulla misura della lunghezza di assorbimento dei nutrienti in quanto determinano il tempo di contatto dell'acqua con i substrati biochimicamente attivi.

In questo senso le "transient storage zones" sembrano rappresentare uno dei parametri più importanti per lo studio della ritenzione idrologica in un corso d'acqua.

2. SELEZIONE TRATTI FLUVIALI, METODI E SINTESI DEI RISULTATI

2.1. Scelta dei tratti fluviali

Le attività sperimentali per lo studio delle relazioni tra ritenzione dei nutrienti e caratteristiche idromorfologiche, di habitat e

comunità biologiche e per l'identificazione di indicatori in grado di prevedere la capacità di ritenzione dei nutrienti, condotte all'interno del progetto INHABIT, hanno riguardato 6 siti fluviali in Piemonte, appartenenti alla categoria "piccoli fiumi di pianura", e 13 in Sardegna, tipicamente a regime temporaneo. Tali siti sono stati selezionati sulla base delle caratteristiche e delle alterazioni idromorfologiche e di habitat in modo da coprirne un buon gradiente, ovvero da siti naturali ("reference") fino a siti pesantemente alterati. Altri criteri di selezione sono legati al metodo utilizzato per misurare la ritenzione di nutrienti, che è applicabile su fiumi piccoli (1-2° ordine), con una portata inferiore a 300 L/s e non ramificati, ad esempio. Ogni sito selezionato è stato caratterizzato da un punto di vista idromorfologico ed idrochimico, sono stati misurati alcuni parametri fisici quali la larghezza e la profondità del tratto, descritti i flussi ed i substrati e sono state effettuate ulteriori indagini per caratterizzare l'ambiente iporreico.

Contestualmente è stato applicato il metodo CARAVAGGIO e sono state descritte le comunità di macroinvertebrati presenti nel tratto fluviale considerato.

2.2. Aggiunta di nutrienti a tasso costante

La metodologia utilizzata per valutare le dinamiche di ritenzione dei nutrienti in un corso d'acqua consiste nell'aumentare la concentrazione ambientale di nutriente per valutarne la sua diminuzione durante lo scorrere verso valle e prevede l'aggiunta, tramite l'ausilio di una pompa peristaltica, di una soluzione concentrata di sali di azoto e fosforo a flusso costante, insieme ad un elemento conservativo, il cloruro, che serve da tracciante idrologico (Balestrini et al., 2010). L'esperimento è effettuato su un tratto fluviale di circa 100 metri, in cui sono selezionati da 6 a 10 punti di campionamento. In prossimità del punto finale del tratto è posizionato un conduttimetro che registra le variazioni di

conducibilità, le quali rappresentano le variazioni di concentrazione del tracciante. Il prelievo dei campioni acquosi per la successiva determinazione analitica avviene nella fase cosiddetta di “plateau”, ovvero quando la conducibilità si mantiene costante nel tempo. Ciò attesta l’avvenuta distribuzione e miscelazione della soluzione aggiunta all’interno del tratto considerato.

2.3. Metriche di ritenzione dei nutrienti

L’elaborazione dei dati ottenuti ha permesso di calcolare tre metriche di ritenzione per ciascun nutriente: la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (“uptake length”), che indica l’efficienza di ritenzione complessiva dei nutrienti, il tasso di assorbimento dei nutrienti (“uptake rate”, che indica la capacità di ritenzione dei nutrienti e il coefficiente di trasferimento di massa (“uptake velocity”), indice della richiesta dei nutrienti da parte del biota (Balestrini & Biazzi, 2012).

La base per il calcolo della lunghezza di assorbimento sta nel confronto tra le concentrazioni di tracciante e di nutriente nel tratto sperimentale. La diminuzione delle concentrazioni di nutriente e di tracciante durante il plateau sarà proporzionalmente simile se il dato nutriente non viene ritenuto, e questa diminuzione sarà dunque dovuta a soli fenomeni fisici quali avvezione, dispersione e/o diluizione. Tuttavia, se il decremento del nutriente è più pronunciato rispetto a quello del tracciante, è possibile attribuirlo a processi di ritenzione sia abiotici che biotici che avvengono lungo il tratto.

La lunghezza di assorbimento è la distanza media che una molecola di nutriente percorre prima di essere rimossa dalla colonna d’acqua. Viene calcolata come il logaritmo naturale del rapporto tra le concentrazioni di nutriente e di tracciante al plateau corrette per i valori di “background”, ovvero le concentrazioni di base misurate prima dell’esperimento. L’equazione descrive la variazione del suddetto rapporto

lungo il tratto considerato e sarà uguale al prodotto tra K, ovvero il coefficiente angolare della retta che ne rappresenta la pendenza, e x, che rappresenta la distanza di ciascun punto di campionamento dal punto di aggiunta. L’inverso negativo di K rappresenta la lunghezza di assorbimento del determinato nutriente espressa in metri. In linea teorica, minore è la distanza (più piccola lunghezza di assorbimento), maggiore è l’efficienza di ritenzione.

Di seguito se ne mostra un esempio grafico (Fig. 1).

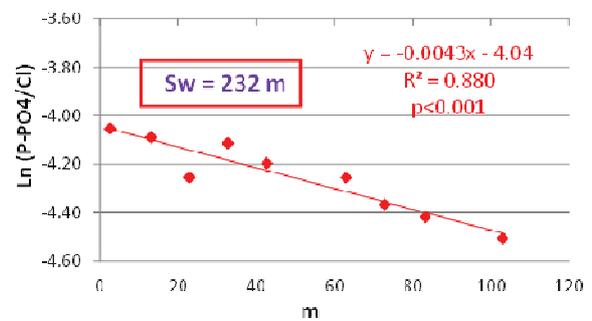


Fig. 1 - Grafico di regressione lineare tra la lunghezza del transetto e il logaritmo naturale del rapporto tra la concentrazione di ortofosfato e cloruro. L’inverso del coefficiente angolare della retta indica la misura di “uptake length” in m.

Una volta calcolata, è possibile calcolare l’ “uptake rate” e l’ “uptake velocity”, metriche che normalizzano gli effetti fisici e che sono dunque più appropriate per confrontare corsi d’acqua anche di differenti dimensioni.

2.4. Fattori idrologici – “Transient storage zones”

A partire dalla curva di conducibilità è possibile ottenere alcuni importanti parametri idraulici, prima fra tutti la portata, la velocità media, minima e massima, l’area della sezione trasversale del fiume (“cross sectional area” – A) e l’area delle “transient storage zones”

(“cross sectional transient storage areas” – A_s). Le “transient storage zones” comprendono zone del canale dove l’acqua si muove ad una velocità inferiore rispetto alla velocità media superficiale e includono ad esempio piccole pool o pozze profonde dove l’acqua può ristagnare, le zone dove si creano mulinelli o piccoli vortici, i canali laterali, le zone con irregolarità nel letto fluviale, le acque stagnanti, le dighe di detrito, gli sbarramenti (ad esempio i tronchi caduti in acqua). Le “storage zones” includono anche il comparto iporreico, cioè la porzione subsuperficiale dove vi è un continuo scambio tra acqua superficiale e acqua sotterranea.

L’effetto di tali caratteristiche morfologiche è un ritardo nel trasporto dei nutrienti a valle con conseguente aumento del tempo di residenza all’interno del tratto fluviale, esponendo una più ampia porzione d’acqua alle zone biochimicamente reattive e favorendo maggiormente i processi di ritenzione (Ensign & Doyle, 2006; Haggard et al., 2001).

I parametri relativi alle “transient storage zones” si ricavano dal confronto tra i valori osservati (a partire dalle misure in continuo di conducibilità) e quelli simulati da modelli matematici. Sono quindi necessari i valori di conducibilità misurati ogni 5-10 secondi nel punto a valle del transetto dall’inizio dell’aggiunta fino al ritorno alle concentrazioni iniziali.

La curva ottenuta dai valori di conducibilità nel tempo (Fig. 2) evidenzia come i fattori fisici (es. avvezione, dispersione, diluizione e interazione con zone con velocità inferiore) influenzino il trasporto del soluto.

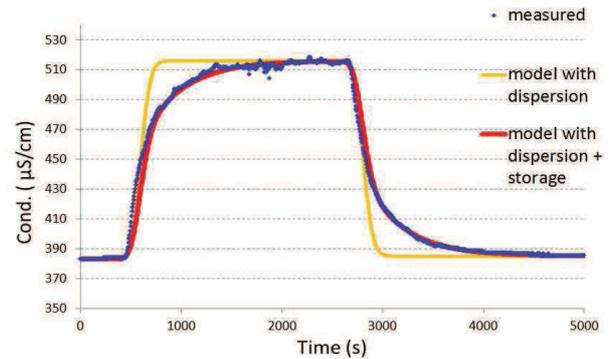


Fig. 2 - Andamento della conducibilità durante un esperimento di short term additon. È rappresentato l’andamento misurato con quello teorico.

Per simulare la risposta temporale di un tracciante in diversi punti del transetto può essere utilizzato il modello OTIS (One-Dimensional Transport with Inflow and Storage - Runkel, 1998).

I parametri del modello, ovvero coefficiente di dispersione (D , $m^2 s^{-1}$), “transient storage cross sectional area” (A_s , m^2) e “transient storage exchange coefficient” (α , s^{-1}) vengono modificati manualmente fino ad ottenere una curva il più confrontabile possibile con quella reale. Graficamente, l’effetto delle “storage zones” risiede sulla “spalla” e sulla “coda” della curva di conducibilità (Fig. 2). Il coefficiente di scambio α si riflette, ad esempio, nella curvatura iniziale della spalla e della coda, mentre l’area della “storage zone” A_s si riflette nella pendenza con cui la spalla e la coda si avvicinano al plateau di concentrazione o alla concentrazione di background.

Per essere in grado di confrontare A_s tra corpi idrici diversi, questo parametro viene normalizzato dall’ area media della sezione trasversale del fiume (A , m^2) in modo da ottenere un rapporto A_s/A .

I valori di A_s/A sono utilizzati per valutare l’importanza relativa dei processi fisici sul trasporto di soluto e i processi di ritenzione tra differenti ecosistemi fluviali ed anche per esaminare le relazioni tra questi processi fisici e i parametri relativi alla ritenzione dei nutrienti.

La figura 3 mostra i valori dell'area delle "transient storage" normalizzata per l'area trasversale del fiume (Fig. 3).

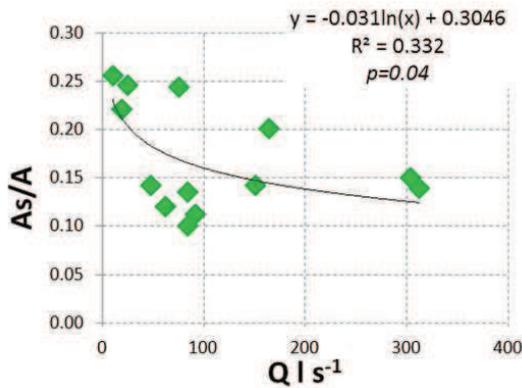


Fig. 3 - Valori del rapporto As/A dei siti sardi.

Tali valori sono compresi tra 0,10 e 0,26 e indicano che i processi di ritenzione idrologica non sono trascurabili in tutti i tratti fluviali considerati. Tali valori ricadono all'interno di numerose altre osservazioni disponibili in letteratura.

La correlazione logaritmica mostra che i valori stimati sono inversamente correlati con la portata (Fig. 4).

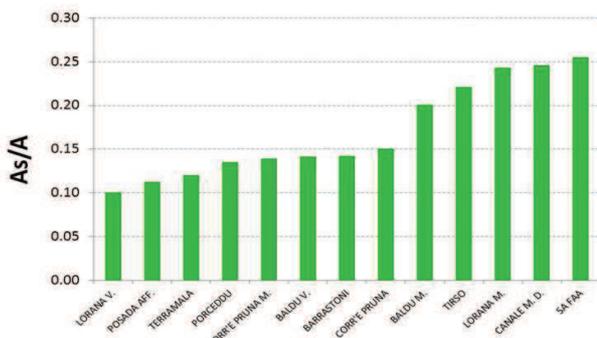


Fig. 4 - Correlazione tra As/A e portata nei fiumi sardi.

Ciò suggerisce che il tempo di residenza dell'acqua nelle "transient storage zones" aumenta al decrescere della portata. In particolare la relazione sembra essere maggiormente significativa a portate più basse.

2.5. Principali risultati

Sono mostrati di seguito i risultati relativi alle metriche di ritenzione dei nutrienti (Fig. 5, 6, 7).

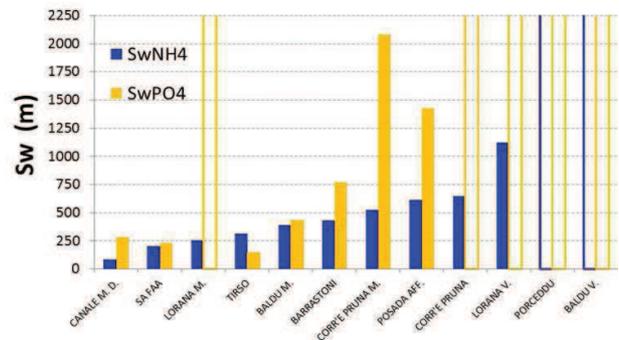


Fig. 5 - Valori relativi alle lunghezze di assorbimento (Sw) dei siti sardi. Le barre vuote indicano che non vi è alcuna ritenzione.

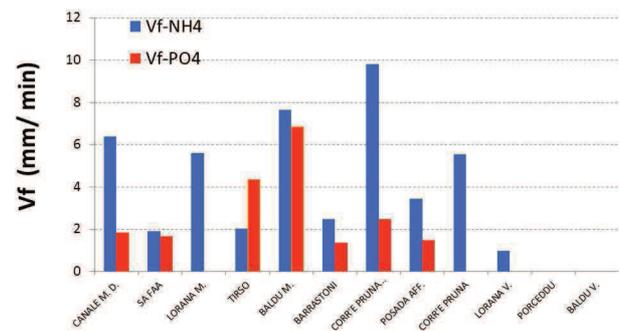


Fig. 6 - Valori relativi ai coefficienti di trasferimento di massa (Vf) dei siti sardi.

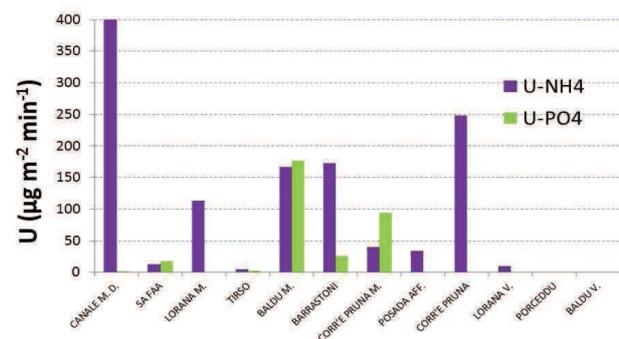


Fig. 7 - Valori relativi ai tassi di assorbimento (U) dei siti sardi.

I valori di "uptake length" dell'ammonio calcolati per i siti sardi sono compresi tra 83 e 1120 metri, con due siti che non mostrano

nessuna ritenzione, mentre quelli dell'ortofosfato sono generalmente più alti poiché compresi tra 145 e 2083 metri (in ben 5 siti su 13 non vi è alcuna ritenzione per questo nutriente).

Il coefficiente di trasferimento di massa ("uptake velocity" - V_f) dell'ammonio è compreso tra 1 e 9.8 mm/min ed è più alto di quello dell'ortofosfato, che è compreso tra 1.4 e 4.4 mm/min.

Infine il tasso di assorbimento dell'ammonio varia da 5 a 1280 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ min}$, mentre quello dell'ortofosfato da 1 a 177 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ min}$. Solo in due fiumi, che mostravano alte concentrazioni di ortofosfato, U è maggiore per questo nutriente. Questi risultati suggeriscono che l'azoto è l'elemento limitante nei fiumi sardi.

Per i fiumi sardi è stata inoltre trovata una relazione statisticamente significativa tra la lunghezza di assorbimento di ammonio ed ortofosfato e la portata (Fig. 8, 9).

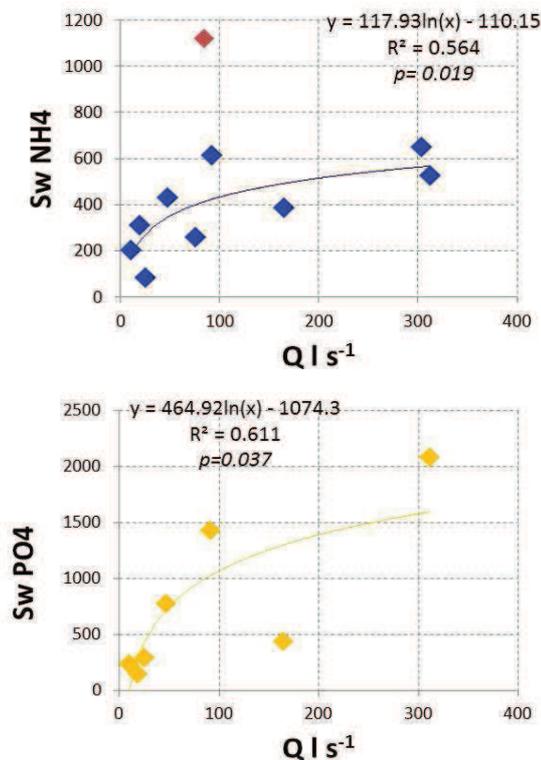


Fig. 8 e 9 - Correlazioni tra lunghezza di assorbimento di ammonio (sopra) ed ortofosfato e portata nei siti sardi.

I grafici mostrano come all'aumentare della portata aumenti anche la lunghezza di assorbimento, suggerendo una minore efficienza di ritenzione. Basse portate favoriscono infatti l'adsorbimento al sedimento e l' "uptake" biologico, mentre alte portate promuovono un aumento della distanza che la molecola di nutriente percorre prima di essere rimossa dalla colonna d'acqua.

Un'altra relazione statisticamente significativa trovata riguarda sempre la lunghezza di assorbimento di ammonio ed ortofosfato ed il rapporto As/A (Fig 10,11).

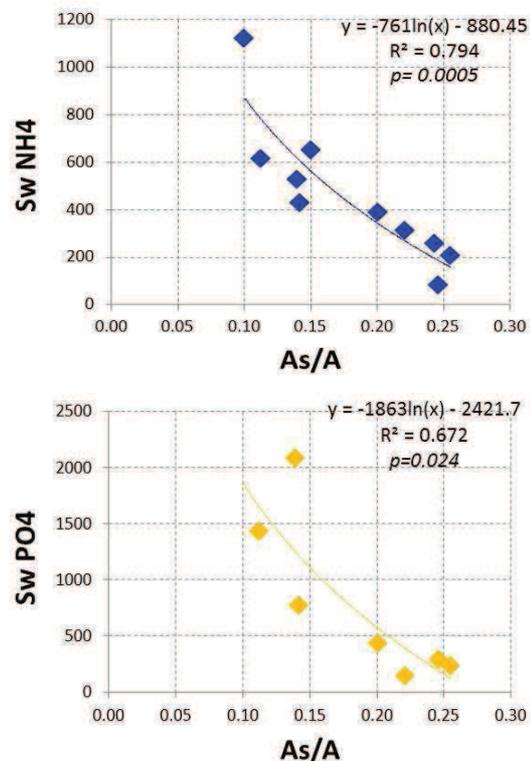


Fig. 10 e 11 - Correlazioni tra lunghezza di assorbimento di ammonio ed ortofosfato e rapporto As/A nei siti sardi.

Le "uptake length" di entrambi i nutrienti sono correlate negativamente all'area delle "transient storage zones" (l'efficienza di ritenzione è maggiore all'aumentare dell'area), suggerendo l'importanza della ritenzione idrologica nei processi di ritenzione dei suddetti

nutrienti, in modo particolare per l' ammonio, in quanto il tempo di contatto tra l'acqua e il sedimento aumenta, favorendo i processi di "uptake" dei nutrienti.

Infine, non sono state trovate relazioni statisticamente significative tra le metriche di ritenzione e gli indici sintetici estrapolati dal metodo CARAVAGGIO che quantificano il livello di alterazione morfologico e di habitat, sebbene in alcuni siti venga mostrato come, in presenza di alterazioni morfologiche considerevoli, non vi sia ritenzione per l'ortofosfato.

È da considerare che l'applicazione del metodo è svolta in un tratto di 500 m (che include il tratto di 100 m considerato nell'esperimento di aggiunta dei nutrienti) e che ad esempio, l'indice di alterazione morfologica (HMS) consideri un ampio spettro di alterazioni che includono anche manufatti al di fuori del corso d'acqua che possono non incidere negativamente sui processi che avvengono in acqua (Balestrini et al., 2012). Si procederà con l'estrazione di sub-indici dei transetti selezionati che potranno essere utili per spiegare meglio questi risultati ottenuti.

Tra i siti sardi, quelli che presentavano le alterazioni morfologiche più evidenti erano senza dubbio il Lorana sito "valle" (culvert, guado cementificato), il Corr'e Pruna e il Canale Monte Depuratore (canalizzazione e cementificazione dell'alveo). Nel primo il letto fluviale era composto da ciottoli cementati fra loro dove è stata riscontrata la presenza di un sottile strato di periphyton, la cui crescita è stata favorita dall'assenza di vegetazione riparia e quindi da una forte irradiazione solare. Questa comunità biologica potrebbe aver favorito i processi di ritenzione dei nutrienti, specialmente per l'ammonio, anche se con un'efficienza molto modesta, come indicato dagli alti valori di "uptake lenght". Più sorprendenti sono i risultati ottenuti per il Canale Monte Depuratore, dove si osserva la più alta efficienza di ritenzione per l'ammonio

(83 metri) e una buona ritenzione per l'ortofosfato (286 m). Nel transetto la cementificazione non era continua per la presenza di fratture, di alcuni piccoli isolotti che hanno permesso una certa diversificazione del flusso e di "dead waters", ovvero acque relativamente ferme. Queste condizioni, unite all'assenza di ombreggiamento, hanno favorito lo sviluppo massiccio di alghe e macrofite, le quali hanno verosimilmente assimilato l'azoto e il fosforo trasportato durante l'esperimento di aggiunta dei nutrienti.

In questi siti la presenza di "transient storage zones" è importante, come dimostrano gli elevati rapporti As/A rispetto alla media degli altri siti.

Nel corso della campagna sperimentale in Sardegna, inoltre, la valutazione della ritenzione dei nutrienti ha riguardato tratti diversi di uno stesso fiume posti a monte e a valle di una specifica alterazione morfologica (guadi, tratti cementificati, arginature, culvert). Nel caso del rio Baldu è stata misurata un'efficienza di ritenzione molto minore a valle dell'alterazione, in questo caso un culvert, per entrambi i nutrienti; nel caso del già citato rio Lorana, si osserva una differenza di addirittura un ordine di grandezza tra le "uptake lenght" dell'ammonio nel Lorana Valle (1120 metri) rispetto al sito posto più a monte (258 metri), mentre per l'ortofosfato non vi è alcuna ritenzione in nessuno dei due tratti, in quanto le alte concentrazioni di base del nutriente misurate prima dell'esperimento potrebbero aver già saturato il sistema.

Infine sia nel rio Baldu che nel rio Lorana, il rapporto As/A diminuisce a valle dell'alterazione, avvalorando i risultati ottenuti.

3. CONCLUSIONI

- I risultati sono incoraggianti e suggeriscono l'importanza dei fattori idromorfologici nei processi di ritenzione dei nutrienti.

- L'ampiezza delle "storage zones", quindi la presenza di habitat con determinate caratteristiche, è un fattore chiave in grado di spiegare il 70-80 % della variabilità dell' "uptake length" di NH₄ e PO₄.
- L'alterazione idromorfologica ha un impatto sulla ritenzione dei nutrienti in particolare riducendo e/o annullando la capacità ritenzione del PO₄.
- L'applicazione delle tecniche multivariate su un più ampio set di dati, incluse informazioni più dettagliate derivanti dall'applicazione su microscala del Caravaggio, consentirà di valutare l'effetto sinergico di fattori multipli sulla ritenzione dei nutrienti.
- Vi è la necessità di quantificare la comunità microbica e vegetale e/o l'ombreggiamento e l'irraggiamento anche nella stagione invernale.

BIBLIOGRAFIA

BALESTRINI R., ARESE C. & LOTTI A., 2010. Deliverable Pd4. Linee guida e protocolli operativi relativi alle attività di campo per la valutazione della capacità di rimozione dei nutrienti nei fiumi. Project INHABIT - LIFE 08 ENV/IT/000413. pp. 51. www.life-inhabit.it

BALESTRINI R. & BIAZZI D., 2012. Deliverable I2d2. Rapporto tecnico – Lunghezza di assorbimento e relativi parametri nei siti fluviali studiati. Project INHABIT - LIFE 08 ENV/IT/000413. pp. 36. www.life-inhabit.it

BALESTRINI R., BIAZZI D., CAZZOLA M. & BUFFAGNI A., 2012. Deliverable I2d3. Rapporto tecnico - Confronto tra ritenzione dei nutrienti e indicatori di habitat e idromorfologici. Project INHABIT - LIFE 08 ENV/IT/000413. pp. 37. www.life-inhabit.it

ENSIGN S.H. & DOYLE M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of geophysical research* 111: 1-13.

HAGGARD B.E., STORM D.E. & STANELY E. H., 2001. Effect of a point source input on stream nutrient retention. *J. Am. Wat. Resour. Assoc.* 37: 1291-1299.

MARTÌ E., SABATER F., RIERA J.L., MERSEBURGER G.C., VON SCHILLER D., ARGERICH A., CAILLE F. & FONOLLÀ P., 2006. Fluvial nutrient dynamics in a humanized landscape. Insights from a hierarchical perspective. *Limnetica* 25(1-2): 513-526.

RUNKEL R.L., 1998. One dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers. US Geological Survey Water-Resources Investigation. Report: 98-4018.

STREAM SOLUTE WORKSHOP., 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9(2): 95-119.

D2D1.8 - MACROINVERTEBRATI ACQUATICI DIRETTIVA 2000/60 (WFD) – METODO DI CAMPIONAMENTO CON SUBSTRATI ARTIFICIALI PER I FIUMI NON GUADABILI. PROBLEMATICHE E SOLUZIONI

A cura di:

F. Baldessin¹, M. Zorzi¹ & L. Terranova²

¹ARPA Veneto

²CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

RIASSUNTO

In questo lavoro sono descritte alcune procedure, operativamente diverse, per l'applicazione del metodo di raccolta degli invertebrati bentonici mediante i substrati artificiali nei corsi d'acqua non guadabili conformemente a quanto previsto dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60 (WFD).

Il protocollo di riferimento utilizzato è descritto nel "Notiziario dei Metodi Analitici del CNR IRSA n.1 (2007) - Parte D." Questo metodo, di tipo habitat specifico, prevede la raccolta quantitativa di organismi bentonici che colonizzano substrati artificiali a lamelle, opportunamente posizionati nel sito in esame per un certo periodo di tempo.

L'Agenzia per l'Ambiente del Veneto ha sperimentato, sul proprio territorio regionale, differenti tecniche di posizionamento dei substrati artificiali che sono state adattate in base alle caratteristiche del sito e alla presenza o meno di strutture di ancoraggio. Il presente contributo illustra le diverse tipologie di ancoraggio e di posizionamento dei campionatori testate durante la campagna di campionamento, le criticità riscontrate e le possibili soluzioni nell'applicazione del metodo nei corpi idrici non guadabili di pianura.

SUMMARY

Different procedures about the field protocol implementation for the collection of aquatic

invertebrates using artificial substrates in Italian non-wadable rivers for the aims of the Water Framework Directive 2000/60(WFD) are presented.

The reference protocol used is described in the "Notiziario dei Metodi Analitici del CNR IRSA n.1 (2007) - Parte D.". This method is based on a habitat specific technique and utilizes artificial substrates for a quantitative sampling of benthic organisms. The artificial substrates are placed in the river for a fixed period of time in right conditions and are colonized by bottom-dwelling organisms.

The Environment Agency of the Veneto Region tested in its region different artificial substrates positioning techniques that have been adapted according to the river features and according to the anchoring structures detected in the waterside. This paper shows the different types of anchoring and positioning trialed during the sampling campaign, the results are described, outlining problems and different solutions for the method implementation in non-wadable rivers in Padana plain area (Italy).

1. INTRODUZIONE

Nel territorio Veneto i fiumi che scorrono nella pianura Padana sono caratterizzati, soprattutto nei tratti terminali, da rive scoscese, elevata profondità dell'acqua e fondo argilloso-limoso. La maggior parte di essi, attraversando un territorio fortemente antropizzato, presenta vari gradi di alterazione idromorfologiche quali rettificazioni, risonatura di alveo e sponde, estese arginature, difese spondali, regime idrologico controllato e gestito tramite manufatti. Tali modificazioni e barriere fisiche rendono l'alveo inaccessibile anche da sponda e quindi difficilmente campionabile in modo efficace e ripetibile mediante le tecniche tradizionali (es. retino). Circa il 10% di tutti i corpi idrici naturali significativi del Veneto, percentuale che sale a circa il 18% considerando solo i corpi idrici pianiziali, appartiene a tipi di taglia media, grande e

molto grande che si riconoscono nelle caratteristiche sopra descritte.



Fig 1. Fiume Bacchiglione, Longare (VI)

Le indicazioni da seguire per il monitoraggio di tali corpi idrici sono riassunte nella tabella (Tab.1) sotto riportata (Buffagni *et al.*, 2007) che mostra le categorie fluviali per le quali risulta indispensabile ed opportuno campionare con una tecnica diversa da quella tradizionale (i.e. retino immanicato).

In questi casi, la tecnica utilizzata è quella dei substrati artificiali a lamelle (Cairns & Dickson, 1971; Battezzatore, 1991; Buffagni *et al.* 2000a;b; Buffagni *et al.*, 2007), che vengono colonizzati dagli organismi macrobentonici in circa un mese di tempo. Tale metodo permette di ottenere un campionamento uniforme su una superficie standard di 0,5m², permettendo pertanto la confrontabilità dei dati. Uno degli aspetti nodali della tecnica di campionamento con Substrati Artificiali (SA) è l'ancoraggio di detti substrati.

L'obiettivo del lavoro qui presentato è quindi descrivere procedure operative differenti, soprattutto legate a differenti modalità di ancoraggio dei SA, sperimentate in campo da ARPA Veneto per la raccolta dei macroinvertebrati bentonici per creare una base comune di acquisizione delle informazioni richieste per l'applicazione della WFD ad opera

delle Agenzie e per gli altri operatori del settore.

Tab.1. Utilizzo dei substrati nei diversi tipi fluviali. Da Buffagni *et al.*, 2007.

Categoria /Tipo fluviale	Uso SA	Note
Corsi d'acqua a più di 150 km dalla sorgente (i.e. molto grandi)	Necessario	Con l'eccezione di fiumi con alveo facilmente accessibile
Corsi d'acqua a più di 75 km ma meno di 150 km dalla sorgente (i.e. grandi)	Preferibile	Da valutare in funzione di morfologia e sezione trasversale dell'alveo
Corsi d'acqua temporanei di grandi dimensioni	Preferibile	
Fiumi di risorgiva	Preferibile	
Grandi canali artificiali	Preferibile	
Aree terminali dei fiumi costieri	Preferibile	(In acqua dolce)
Fiumi ad alveo pensile	Preferibile	
Tratti fluviali cittadini profondi	Necessario	Da considerare in relazione al possibile status di 'corpi idrici fortemente modificati'
Tutte le altre categorie/tipi fluviali i. e. fiumi guadabili	Sconsigliato	

2. MATERIALI E METODI

Nel presente lavoro sono descritte le diverse modalità di ancoraggio dei substrati artificiali applicate per il campionamento di macroinvertebrati bentonici su fiumi non guadabili, appartenenti alla rete di monitoraggio ambientale di ARPA Veneto svoltasi dal 2010 al 2012. Vengono di seguito descritte le fasi di allestimento delle stazioni di campionamento con substrati artificiali per il monitoraggio operativo e di sorveglianza, tenendo conto anche delle diverse caratteristiche dei corpi idrici investigati, delle particolarità riscontrate nei vari siti e dell'importanza del coinvolgimento degli Enti Locali e dei cittadini. Per tutte le altre fasi

(frequenza di campionamento, campioni da considerare, raccolta campioni integrativi, compilazione scheda di campo, trattamento dei campioni, modalità di smistamento, livello di identificazione) si rimanda al protocollo di riferimento (Buffagni et al., 2007).

2.1 Strumenti per il campionamento

I substrati utilizzati per i campionamenti sono del tipo- tipo Hester-Dendy modificato. Ciascuno di essi è stato assemblato utilizzando il seguente materiale:

- n. 10 lamelle di faesite 10 cm x 10 cm, dello spessore di 3 mm e forate al centro;
- n. 1 barra filettata lunga 12 cm;
- n. 1 dado a galletto;
- n. 18 guarnizioni per sottotappo.

L'assemblaggio è stato completato inserendo la barra filettata attraverso un foro praticato in posizione centrale su ciascuna delle dieci lamelle, interponendo tra una lamella e la successiva, le guarnizioni sottotappo in modo da mantenere distanze differenziate tra le lamelle: 9 mm tra le prime quattro, 6mm tra le successive quattro e 3 mm tra le ultime quattro.

La struttura ottenuta è stata fissata e consolidata inserendo ai capi della barra filettata, rispettivamente un golfare ed un dado a galletto.



Fig.2. Singolo substrato artificiale smontato

In considerazione del fatto che tale struttura permette la colonizzazione di un solo lato delle lamelle, la superficie utile da considerare è di $100 \text{ cm}^2 \times 10 = 0,1 \text{ m}^2$.



Fig.3. Singolo substrato artificiale montato

Lo strumento standard per il campionamento degli invertebrati è costituito da 5 singoli substrati uniti tra loro da un filo d'acciaio ricoperto a formare una unità di campionamento, denominata "unità campionaria". Nella maggior parte dei casi viene applicata all'unità campionaria, una zavorra di circa un chilogrammo, affinché essa venga mantenuta in posizione nella colonna d'acqua.



Fig. 4. Unità campionaria

2.2 Descrizione delle stazioni monitorate

Le stazioni monitorate dal 2010 al 2012 sono in totale 20 ed appartengono tutte all'idroecoregione 06 Pianura Padana. Esse sono state individuate in base alla loro diversa tipizzazione (prevalentemente in funzione della loro taglia, definita in base alla distanza dalla sorgente, secondo i parametri della tipizzazione ai sensi del D.lgs.152/2006 e seguenti attuativi), all'appartenenza a corpi idrici naturali o fortemente modificati ed ai diversi ambienti fluviali.

Le stazioni monitorate sono situate sui seguenti corpi idrici distribuiti tra le diverse taglie:

- taglia media (25-75 km da sorgente): Bacchiglione, Fratta-Gorzone, Monticano e Tartaro,
- taglia grande (75-150 km da sorgente): Brenta, Bacchiglione, Gorzone, Santa Caterina,
- taglia molto grande (> 150 km da sorgente): Po, Adige, Brenta

Queste stazioni risultano difficilmente guadabili o del tutto non guadabili, di accesso difficoltoso o non sicuro sia per le caratteristiche delle sponde sia per la profondità e la larghezza dell'alveo.

Sono stati distinti i corpi idrici naturali e quelli fortemente modificati e, all'interno di questi due gruppi, si sono scelte stazioni che si differenziassero per taglia. Le stazioni da campionare risultavano così distribuite: sette su corpi idrici di taglia media (06.SS.3), sette su corpi idrici di tagli grande (06.SS.4) e sei su corpi idrici di taglia molto grande (06.SS.5).

Come consigliato dal metodo di riferimento (Buffagni *et al.*, 2007) sono state posizionate più unità campionarie nella stessa stazione per poter poi scegliere il campione recuperato nelle migliori condizioni e per aver maggior probabilità di recupero nell'eventualità di perdite accidentali o di atti vandalici. Si è seguita l'indicazione di utilizzare almeno 2 unità campionarie per il monitoraggio di sorveglianza

e almeno 1 unità per quello operativo. Nei siti dove vi erano pontili, o dove le condizioni lo permettevano, è stata aggiunta un'ulteriore unità campionaria per ciascuna tipologia di monitoraggio, per un totale di 3 unità per il monitoraggio di sorveglianza e 2 unità per quello operativo.

Laddove sono state utilizzate strutture galleggianti come boe o taniche, le strutture di campionamento sono state allestite secondo due modalità:

- posizionando più unità campionarie per ciascuna boa (o tanica) usando però cavi sospensori di diversa lunghezza per mantenerli a debita distanza;
- posizionando due/tre boe o taniche, una a monte ed le altre a valle, ciascuna munita di una sola unità campionaria

La capacità del gavitello e della tanica è stata scelta in funzione al numero di gruppi di substrati da sospendere.

Come da protocollo dove possibile sono state altresì recuperate e smistate tutte le unità campionarie rinvenute in condizioni valide, sono state smistate le macrofite sul/i cavo/i e raccolto il campione integrativo.

2.3 Scelta dei siti e tipologie di ancoraggio

Una volta stabilite le stazioni è stata avviata la fase preliminare relativa ai sopralluoghi con l'obiettivo di individuare i siti idonei per l'ancoraggio mediante completa perlustrazione di ciascun corpo idrico.

In linea con le indicazioni contenute nel protocollo, laddove possibile, sono stati individuate per l'ancoraggio strutture galleggianti fisse come pontili, ponti o attracchi già esistenti lungo le aste fluviali.

Laddove non fossero stati presenti pontili o nel caso in cui i pontili fossero risultati non idonei al posizionamento dei substrati sono state utilizzate boe galleggianti in alveo, posizionate con l'aiuto di un mezzo nautico. In alternativa, la scelta è ricaduta su punti in prossimità di alberi o altre strutture dove poter ancorare

substrati mediante paletti e taniche galleggianti.

Al fine di una corretta scelta dei siti di campionamento è importante ricordare che per la colonizzazione completa dei substrati da parte degli organismi bentonici è necessario che i campionatori rimangano sommersi per circa 40 giorni durante la stagione invernale o 20-25 giorni durante la stagione estiva. Questo implica che il numero di substrati recuperati e ritenuti validi è strettamente legato alla variabilità di portata del corpo idrico ma anche al verificarsi di eventuali atti vandalici con manomissione e furto del substrato stesso. Per quanto riguarda la frequenza dei campionamenti si rimanda al metodo ufficiale (Buffagni, *et al* 2007) in generale i corpi idrici individuati sono stati monitorati da un minimo di 2 volte fino ad un massimo di 4 volte (quando possibile).

Successivamente all'individuazione del sito idoneo, sono stati chiesti ed ottenuti i permessi per l'allestimento delle stazioni di campionamento e per verificare che il posizionamento di corpi galleggianti in alveo non potesse mettere a rischio la sicurezza di persone e cose o compromettere il fluire del fiume o la funzionalità delle difese spondali.

3. COINVOLGIMENTO ENTI LOCALI E CITTADINI

Considerata la permanenza, seppur temporanea, di strutture in alveo, è stato ritenuto opportuno informare gli enti locali riguardo l'attività di monitoraggio, recandosi presso le sedi dei comuni ed dei enti civili e chiedendo non solo i permessi necessari per l'attività di campionamento, ma anche la loro collaborazione al fine di evitare la rimozione delle strutture. Sono inoltre stati informati telefonicamente e via fax gli uffici ecologia e caccia /pesca delle provincie e la polizia provinciale interessate affinché cooperassero alla sorveglianza dei siti durante il periodo di stazionamento dei substrati. In alcuni casi sono state coinvolte associazioni attive nel territorio

(es. all'Associazione Amici del Po di Villanova Marchesana, Rovigo), nonché alcuni privati cittadini con lo scopo di informarli e avere degli interlocutori in campo: tutti hanno dimostrato interesse e collaborazione diventando in qualche modo nostri osservatori nel territorio. Senza dubbio il coinvolgimento degli enti locali e dei cittadini ha contribuito in modo determinante alla riuscita dei campionamenti ed ha efficacemente contrastato gli atti di vandalismo. Fondamentale è stata anche la collaborazione con altre istituzioni (nel caso specifico Sistemi Territoriali - Centro Operativo Veneto per la Navigazione Interna, S.p.A) nel mettere a disposizione non solo il materiale per il posizionamento ma anche mezzi nautici a noi non disponibili. Il loro appoggio (di mezzi e persone) e la loro esperienza di campo sono stati indispensabili per poter applicare correttamente il protocollo ed ottenere quanto più possibile dei campioni validi.

4. TIPOLOGIE DI ANCORAGGI

Condizioni ideali per il sito di ancoraggio

È necessario considerare che, qualsiasi sia la modalità di ancoraggio applicata, l'unità campionaria, per essere correttamente posizionata dovrà trovarsi nelle seguenti condizioni ideali (Buffagni, *et al* 2007):

- ad almeno 2/3 della profondità, nella posizione più vicina al fondo;
- ad una profondità maggiore di 1,5 metri, dove possibile;
- in punto del fiume con velocità di corrente superficiale almeno superiore a 50/80 cm/s;
- ad una distanza dalla riva maggiore di 2 metri
- con flussi del tipo Unbroken Waves (UW) o Liscio/Smooth (SM).

4.1 Ancoraggio a pontile (o a strutture galleggianti fisse)

In 5 stazioni lungo i fiumi di taglia 5 (Po, Adige e Brenta) le unità campionarie sono state posizionate mediante cavi d'acciaio plastificati

ancorati a strutture galleggianti già esistenti (pontili) come prevede il metodo. In questo caso i substrati sono stati posizionati sempre all'esterno del pontile dove la velocità della corrente risultava più elevata. Nelle stazioni dove era previsto il monitoraggio di sorveglianza, il terzo gruppo di substrati è stato collocato in posizione intermedia (Fig.5). Le unità di campionamento sono state collocate cercando di rispettare il più possibile le condizioni ideali per il campionamento (profondità, velocità corrente, etc.); in alcuni casi, dove la velocità della corrente era piuttosto elevata sono state utilizzate più zavorre da un kg di peso.

Tale procedura da pontile ha reso possibile un posizionamento facile, sicuro e veloce.

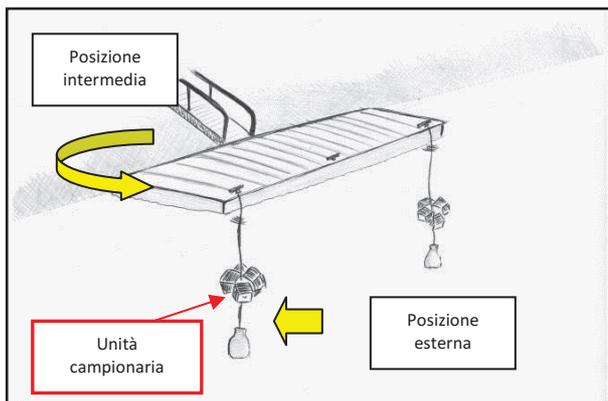


Fig.5. Ancoraggio da pontile

Poiché i pontili, specialmente nella stagione estiva, sono molto frequentati, sono stati coinvolti i pescatori, i cittadini del posto ed il Comune di appartenenza, al fine di informare sull'attività da noi svolta e sull'importanza di poter portare a buon fine il campionamento, chiedendo, per quanto possibile, di sorvegliare i campionatori, in maniera da poterli recuperare intatti.



Fig.6. Pontile sul fiume Po, Taglio di Po (RO)



Fig.7. Posizionamento dei substrati fiume Po, Villanova Marchesana (RO)

4.1.a. Posizionamento mediante pontile modificato

In una stazione sul fiume Adige, è stato applicato ad un pontile già esistente, un braccio metallico telescopico al quale è stato ancorato il cavo d'acciaio dell'unità campionaria (Fig.9), in modo che i substrati risultassero posizionati in alveo in condizioni ottimali. Questo è stato possibile soltanto grazie alla collaborazione del Gruppo VERITAS (Veneziana Energia Risorse Idriche Territorio Ambiente Servizi) che ha provveduto, in maniera del tutto gratuita, alla costruzione ed al posizionamento del braccio telescopico, integrandolo alla struttura del pontile stesso.



Fig. 8. Pontile sul fiume Adige, Cavanella D'Adige (RO)

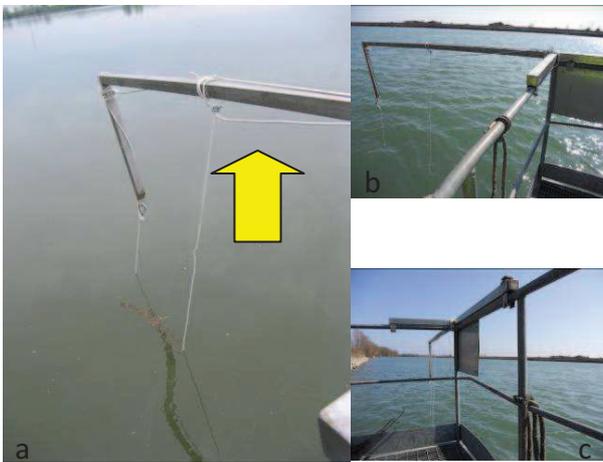


Fig.9.a, b, c. Braccio metallico applicato al pontile al quale sono stati ancorati i substrati, fiume Adige, Cavanella D'Adige (RO)

4.2. Ancoraggio a boa (o altra struttura galleggiante):

Nei corpi idrici di taglia 4 (Brenta, Bacchiglione, Gorzone) per rispettare le condizioni ideali di campionamento (velocità, profondità e flusso) e per ottenere dei campionamenti validi si è scelto di ancorare i substrati artificiali a delle boe mantenute in posizione tramite una catena (o corda) ancorata al fondo del fiume con una zavorra, come schematizzato nella figura sotto riportata (Fig.10) Tale modalità è stata seguita anche laddove erano presenti pontili, in quanto, in quei punti, essi non garantivano condizioni idonee al campionamento. In alcuni

casi, dove l'alveo era sufficientemente ampio, è stato fondamentale l'utilizzo di un mezzo nautico che ha reso possibile l'operazione di posizionamento.

Come descritto nel paragrafo 2.2, in queste stazioni, quando richiesto, sono stati ancorati ad una stessa boa più substrati, in altre stazioni è stato posizionato un solo substrato per boa; la seconda modalità è da preferire perché garantisce maggior possibilità di ritrovare i campionatori nelle condizioni ottimali, poiché limita l'attorcigliamento dei fili e l'accumulo di macrofite e sedimento che spesso rendono non valido il campione. In taluni casi, a causa del numero limitato di boe a disposizione, si sono posizionate 2 unità campionarie in una boa e l'altro gruppo di substrati in un'altra boa per ridurre al minimo le criticità del campionamento (Fig.13).

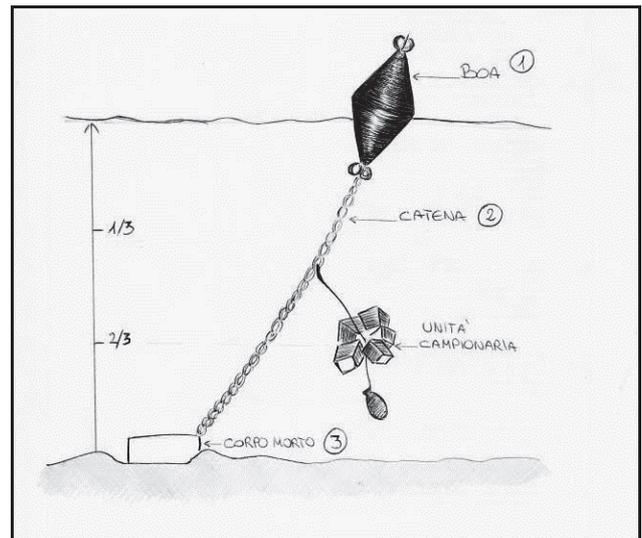


Fig.10. Ancoraggio a boa con corpo morto sul fondo.

Il materiale necessario per l'allestimento di questo tipo di ancoraggio, come mostrato dal disegno, è dato da una boa o gavitello biconico (1), da una catena o in alternativa da una corda (2) e da un corpo morto o zavorra (3).

Il volume del gavitello viene definito in funzione del peso da sospendere, delle caratteristiche idrologiche (velocità di corrente e portata) e della quantità di detriti trasportati dal fiume.

Poiché poche sono le esperienze di campionamento con strutture galleggianti nell'ambiente fluviale, sono state d'aiuto le conoscenze dei colleghi di ARPA Veneto che operano nell'ambito marino costiero e lacustre che ci hanno permesso di effettuare un corretto posizionamento delle boe. In base a tale conoscenze e a seconda delle caratteristiche idrologiche del fiume e della quantità di detriti trasportati, è stato scelto di utilizzare gavittelli aventi volumi diversi (D=diametro, H=altezza):

1° tipo:11 litri, D280 mm x H640 mm

2° tipo:26 litri, D320 mm x H750 mm

Per ancorare la boa al corpo morto è stata utilizzata quasi sempre una catena di ferro, da preferire rispetto ad una semplice corda perché conferisce maggior solidità alla struttura. (Fig.13).

La lunghezza della catena o corda, tra boa e zavorra, deve essere tale che il corpo galleggiante possa spostarsi a valle, a favore di corrente, per qualche metro rispetto al corpo morto. In questa maniera un innalzamento del livello del fiume non sommergerà il corpo galleggiante, ma lo farà semplicemente galleggiare in una posizione più a monte rispetto a prima. È stata utilizzata una zavorra di 25 kilogrammi, peso sufficiente a mantenere in posizione la struttura galleggiante, la catena e le unità campionarie.

Tale procedura con boe da barca e da pontile ha garantito un posizionamento facile, veloce e sicuro.

Nel caso specifico del posizionamento in alveo di corpi galleggianti, poiché alcuni tratti di questi fiumi (Brenta, Bacchiglione, Gorzone) per la Regione Veneto risultano classificati come navigabili, la normativa vigente, nel caso di presenza in alveo di oggetti galleggianti (boe), impone che venga segnalata la "cauta navigazione" con appositi segnali (Regolamento Regione del Veneto, 2002). Pertanto in queste stazioni abbiamo provveduto ad allestire dei cartelli di cauta navigazione (Figg.18,19) e li abbiamo posizionati 200 metri a monte delle

boe lungo entrambe le direzioni di navigazione, quindi sia sulla destra che sulla sinistra idrografica. I Comuni, dove erano localizzate le stazioni, si sono dimostrati molto collaborativi, procurandoci il materiale necessario (pali in ferro sufficientemente alti per posizionare i cartelli da noi costruiti più materiale per il fissaggio) e in alcuni casi, anche mettendo a disposizione personale per il posizionamento/recupero dei pali.

Sotto vengono riportati esempi di posizionamento di unità di campionamento con boe da barca, da pontile e esempi di cartelli di cauta navigazione.



Fig.11. Boe posizionate da barca sul fiume Brenta, Ponte di Brenta (PD)



Fig.12. Boe posizionate da pontile fiume Bacchiglione, Correzzola (PD)



Fig.13. Posizionamento di substrati ancorati a boa da pontile, fiume Bacchiglione, Correzzola (PD)



Fig.15. Posizionamento corpo morto su fiume Gorzone, Cavarzere (VE)



Fig.14. Particolare di gavitello utilizzato, fiume Bacchiglione, Correzzola (PD)



Fig.16. Posizionamento da pontile, fiume Bacchiglione, Correzzola (PD)



Fig.17. Mezzo nautico utilizzato sul fiume Brenta, Ponte di Brenta (PD)



Fig.18. Cartello di cauta navigazione sul fiume Bacchiglione, Correzzola (PD)



Fig.19. Cartello di cauta navigazione fiume Gorzone, Cavarzere (VE)

Nei corpi idrici di taglia 3, (Tartaro, Gorzone, Monticano, Marzenego, Bacchiglione) dove per le caratteristiche dell'alveo non è possibile l'utilizzo del mezzo nautico, è stato scelto di utilizzare delle taniche vuote, in sostituzione delle boe, in quanto di più semplice reperimento e posizionamento (Fig. 20).

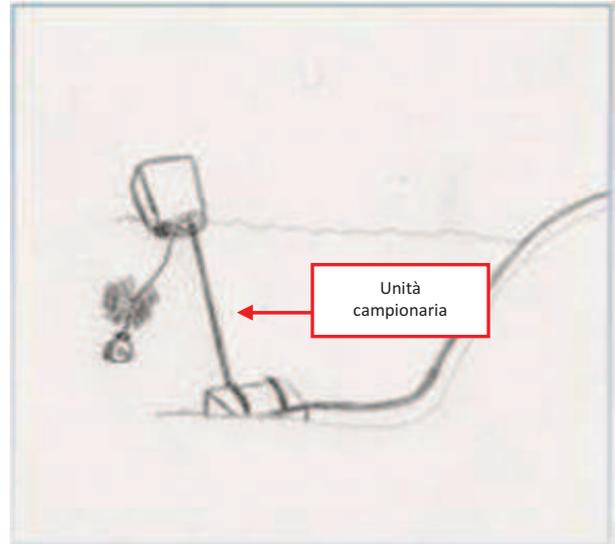


Fig.20. Ancoraggio a tanica con zavorra sul fondo.



Fig.21. Masso sul fondo con tanica fiume Fratta, Sant'urbano (PD)

4.3 Ancoraggio a strutture fisse in alveo

Questa modalità di ancoraggio è stata applicata sperimentalmente su corpi idrici di taglia 3, 4 e 5 (Bacchiglione, Gorzone, Brenta, Adige) per ovviare all'utilizzo del corpo galleggiante che

spesso costituisce un sito di accumulo di macrofite e di materiale trasportato dal fiume. Come supporto per il posizionamento sono state utilizzate strutture che erano state identificate durante il sopralluogo, come per esempio pali infissi nel fondale del fiume, alberi giacenti nell'alveo, o con rami sufficientemente sporgenti.

In tutti i casi le operazioni di posizionamento sono risultate complesse e soprattutto pericolose, con grande dispendio di tempo ed energia.

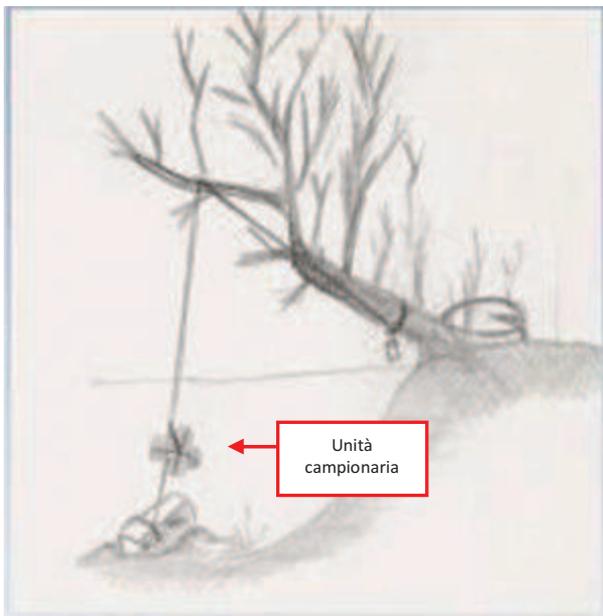


Fig. 22. Ancoraggio a struttura fissa in alveo



Fig.23. Palo fisso in alveo Fiume Gorzone, Stanghella (PD)



Fig.24. Ancoraggio ad albero sul fiume Brenta, Bosco Buri (VR).

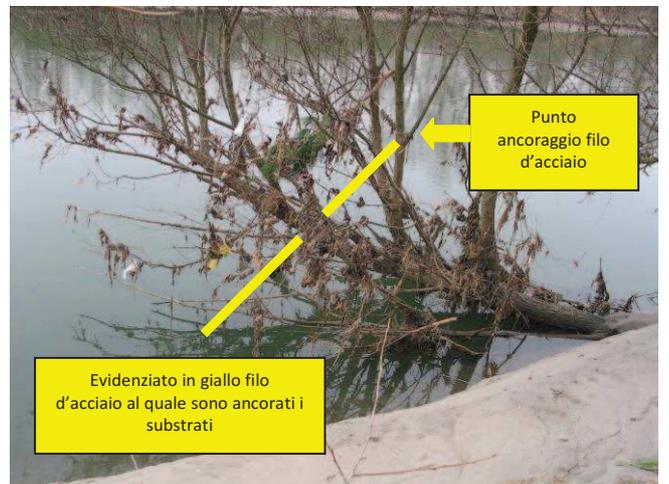


Fig.25. Particolare ancoraggio ad albero fiume Bacchiglione, Saccolongo (PD).

4.4 Ancoraggio a struttura galleggiante distanziata da riva

L'ancoraggio a struttura galleggiante distanziata da riva è stata utilizzata prevalentemente in corpi idrici di taglia 3 (Bacchiglione, Monticano, Gorzone, Marzenego) con alveo inaccessibile a causa delle caratteristiche idromorfologiche (difese spondali, alte arginature, strutture trapezoidali, etc.). Questo metodo è risultato essere l'unico applicabile in questa tipologia di fiume di media taglia, poiché non sono state rinvenute strutture galleggianti fisse, non è stato possibile il posizionamento di boe (a causa della dimensione dell'alveo, non è stato possibile il posizionamento da barca) e non

sono state trovate strutture fisse in alveo idonee al posizionamento. Come descritto nel metodo di riferimento (Fig.26), per il posizionamento mediante paletti, i substrati sono stati agganciati ad una tanica di volume adeguato (in funzione del peso dei substrati, della velocità della corrente e della quantità di trasporto solido potenzialmente presente nel fiume) tramite un cavo d'acciaio. La zavorra applicata all'estremità dei substrati era sufficiente a mantenere in posizione, nella colonna d'acqua, l'unità campionaria. La tanica è stata ancorata sia ad un bastone distanziatore, che ha la funzione di mantenere la struttura a distanza da riva almeno due metri, sia ad un secondo cavo metallico, (Fig.27) ancorato a riva, ma più a monte. È quest'ultimo cavo che si oppone alla forza della corrente e che mantiene in posizione la struttura. In alcuni casi i paletti distanziatori sono stati legati tra loro per dare stabilità e resistenza alla struttura distanziatrice (Fig.28).

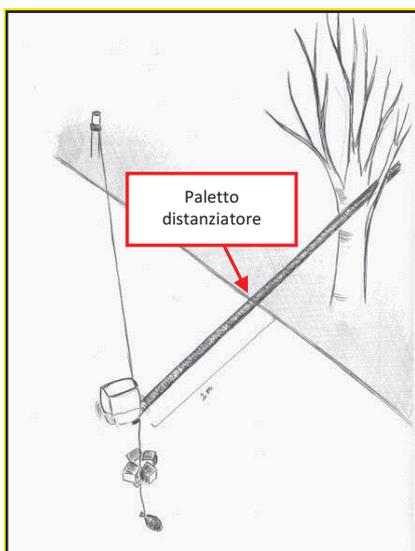


Fig.26. Ancoraggio con paletto distanziatore.



Fig.27. Ancoraggio con paletto distanziatore, sul fiume Bacchiglione Saccolongo (PD).



Fig.28. Ancoraggio con paletto distanziatore, fiume Monticano, Gorgo al Monticano (TV).

Anche in questo tipo di ancoraggio sono state allestite sia strutture che prevedevano più gruppi di substrati ancorati all'unica struttura galleggiante, sia strutture con una sola unità campionaria per corpo galleggiante. È senza dubbio da preferire la seconda struttura in quanto risulta meno interessata da deposito di macrofite sui cavi e da possibili attorcigliamenti delle unità campionarie.

In alcuni casi, è stato possibile evitare l'uso dei paletti distanziatori utilizzando strutture già presenti in loco, come per esempio alberi fortemente sporgenti sul fiume, ai quali è stato possibile ancorare la tanica, e quindi l'unità campionaria. (per esempio albero) (Fig.29). È risultato molto utile l'utilizzo del mezzo

marinaio (o di un bastone per pulizia piscine) estendibile fino a 5-6 metri, che ha permesso di raggiungere con il cavo di acciaio le strutture esposte sul fiume, per assicurarvi poi l'intera struttura di campionamento, evitando l'entrata in alveo da parte dell'operatore.

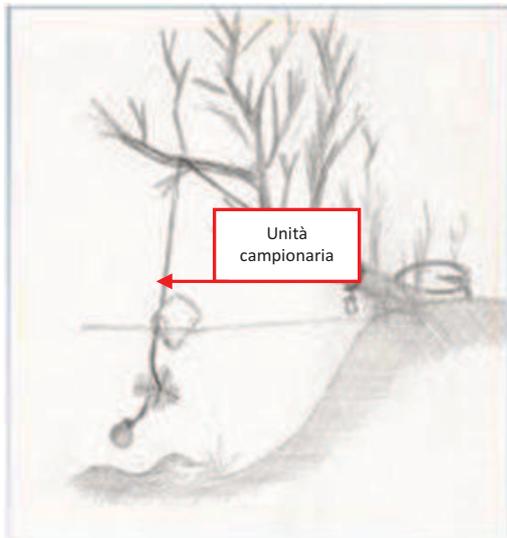


Fig.29. Ancoraggio a struttura galleggiante distanziata da riva.

I posizionamenti in questi corpi idrici e con queste tipologie di ancoraggio sono risultati ad elevato rischio per l'operatore, complessi e ad elevatissimo dispendio di tempo ed energia.

4.5. Posizionamento da ponte

Sul fiume Santa Caterina di taglia 3 le unità campionarie sono state posizionate da ponte poiché mancavano altri tipi di strutture per l'ancoraggio e, considerata la morfologia dell'alveo stretta e poco profonda, è sembrata la soluzione più idonea. Inoltre i pilastri a sostegno del ponte sembravano non inficiare il campionamento in quanto non alteravano il corpo idrico; le strutture adiacenti (passerella pedonale) permettevano un agevole e sicuro posizionamento delle unità campionarie ed la limitata ampiezza dell'alveo consentiva un facile recupero da sponda con il minimo rischio di perdere gli organismi (Fig.30 e 31).

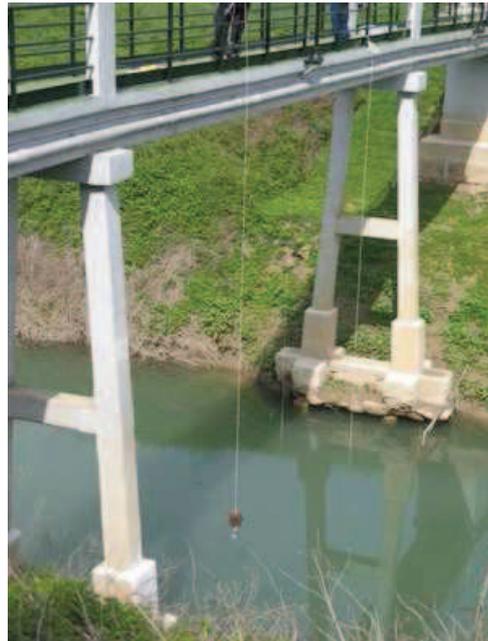


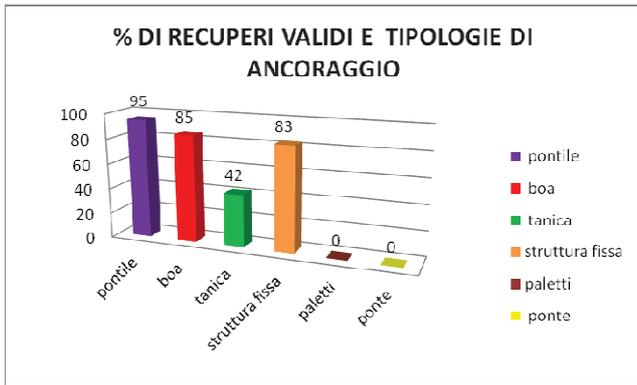
Fig.30. Ancoraggio da ponte su fiume Santa Caterina, Vescovana (PD).



Fig.31. Substrato in acqua su fiume Santa Caterina, Vescovana (PD)

5. RISULTATI E CRITICITA'

Di seguito vengono presentati i risultati delle diverse modalità di campionamento e le loro criticità, il tutto è riassunto nel grafico qui sotto:



5.1 Ancoraggio a pontile (o strutture galleggianti fisse)

È la tipologia da preferire in relazione alla sua percentuale di successo (il 95% di 42 posizionamenti). Le unità campionarie possono essere ancorate direttamente alla struttura galleggiante, se questa garantisce le condizioni ottimali per il campionamento, oppure tramite una struttura distanziatrice come per esempio un braccio metallico telescopico (vedi paragrafo 3.1.a). Tale metodologia è quella che consente di affrontare la fase di recupero in maniera più agevole, sicura e standardizzata e non risente inoltre delle variazioni di portata poiché la struttura galleggiante si adatta ai differenti livelli della superficie. Queste strutture galleggianti fisse sono però presenti soltanto nei grandi fiumi navigabili.

5.2 Ancoraggio a boa: i risultati ottenuti con tale metodo, nei fiumi di taglia grande, sono soddisfacenti in quanto, l'85% delle 24 unità campionarie posizionate, sono state recuperate con successo. Tuttavia questa procedura richiede la disponibilità di un mezzo nautico, materiale per l'ancoraggio e l'eventuale installazione di cartelli di cauta navigazione. Senza dubbio il recupero delle unità campionarie con l'ausilio di una barca, risulta più agevole e limita la perdita di esemplari nel momento in cui i substrati vengono estratti dall'acqua con l'ausilio del retino.

Si sono ottenuti risultati migliori nei casi in cui per ciascuna boa/tanica veniva ancorata un'unica unità campionaria, nell'altro caso

invece (più substrati per boa /tanica), le unità di campionamento sono state recuperate ugualmente ma in condizioni peggiori (maggiore presenza di macrofite e cavi d'acciaio attorcigliati).

Nei corpi idrici di taglia media (3) la percentuale di successo di questo metodo si abbassa notevolmente in quanto, a causa della morfologia dell'alveo, il gavitello non poteva essere utilizzato ed è stato sostituito con una diversa struttura galleggiante. Utilizzando taniche vuote, soltanto 3, delle 7 unità campionarie posizionate, sono state recuperate positivamente (42%).

La forma e l'idrodinamicità del corpo galleggiante che viene utilizzato, influiscono notevolmente sul risultato in quanto le strutture che offrono siti di accumulo, come per esempio le taniche, tendono a captare e trattenere il materiale trasportato in sospensione, e possono così essere successivamente rimosse dalla corrente, con la conseguente perdita dell'unità campionaria.

Inoltre a causa delle caratteristiche morfologiche dell'alveo, tipiche di questi corpi idrici di media taglia, in seguito a variazioni di portata si può verificare lo spiaggiamento dei substrati a riva oppure la loro perdita a causa della forte corrente.

5.3 Ancoraggio a strutture fisse in alveo:

l'utilizzo di questa modalità ha permesso di recuperare 10 unità campionarie su 12 posizionate, con una percentuale di successo che si attesta all'83%. Può sembrare un buon metodo, soprattutto per i fiumi in cui sono presenti pali infissi in alveo, ma tale tipologia di ancoraggio non è risultata di facile e sicura applicazione. Le strutture fisse in alveo possono costituire importanti punti da sfruttare per l'ancoraggio ma l'impossibilità di replicare le medesime condizioni anche in altri siti, non rende sempre utilizzabile questo tipo di posizionamento (solo occasionalmente sono presenti strutture come per esempio pali infissi nel fondo, alberi giacenti nel fiume, etc.). Nei

corpi idrici di taglia media, la struttura dell'alveo rende quasi sempre impossibile il recupero valido dei substrati causa spiaggiamento e macrofite su cavo.

5.4 Ancoraggio a struttura galleggiante distanziata da riva: tale tipologia di ancoraggio non produce buoni risultati e nella maggior parte dei casi, le unità campionarie, non sono state recuperate in condizioni idonee per essere considerate valide, sia nel caso del posizionamento di più gruppi-substrato per tanica sia nel caso di un solo gruppo per tanica. In presenza di struttura distanziatrice dalla sponda (per esempio paletto), essa stessa costituisce sito di accumulo di materiale trasportato e viene facilmente rotta o rimossa dalla forza della corrente, soprattutto se viene sommersa in occasione di variazioni di portata. Nessuna unità campionaria posizionata con tale metodo è stata recuperata in condizioni idonee (unità campionaria spiaggiata, troppo vicina a riva, eccessiva presenza di macrofite). Si sono ottenuti migliori risultati nelle stazioni con presenza di alberi con rami sporgenti sul fiume, ai quali è stato possibile ancorare le unità campionarie a sufficiente distanza dalla riva.

5.5 Ancoraggio da ponte: l'ancoraggio delle unità campionarie da ponte non è risultato utile ai fini dell'applicazione del protocollo di campionamento. Purtroppo in questo caso i substrati sono stati posizionati tre volte, nei primi due recuperi nessun unità campionaria è stata trovata perché rubati mentre nel terzo recupero solo una unità è stata ritrovata risultando però non valida per numero insufficiente di taxa. Questi risultati negativi ci hanno obbligato a cambiare non solo sito ma anche metodo di campionamento perché in alcun modo in questa stazione poteva essere applicata la tecnica dei substrati artificiali.

Riassumendo, le criticità rilevate a fronte del mancato recupero delle unità campionarie sono relative alla variabilità idrologica dei fiumi

e alla presenza di macrofite sui substrati che hanno inficiato l'idoneità del campione o causato la perdita dei substrati stessi. I recuperi delle unità campionarie posizionate da pontile sono invece risultate idonee per la quasi totalità delle stazioni e non vi sono state né perdite, né problemi di posizionamento o di recupero; i problemi più importanti si sono verificati per i corpi idrici di media taglia, in quanto mancavano totalmente di strutture come pontili o altre che potessero essere utilizzate come strutture di ancoraggio. Quindi è stato necessario utilizzare delle strutture galleggianti che però solo in pochi casi hanno dato riscontri positivi. Nelle immagini vengono riportati alcuni esempi di perdita di substrati.



Fig.32. Macrofite su cavo, fiume Monticano, Gorgo al Monticano (TV)



Fig.33. Rottura paletti distanziatori, fiume Bacchiglione, Longare (VI)



Fig. 34. Substrati spiaggiati causa variazione di portata, fiume Adige, Verona



Fig. 35. Perdita substrato causa taglio dell'albero, fiume Bacchiglione Saccolongo (PD)

6 CONCLUSIONI

Si ritiene che, per quanto riguarda i fiumi di pianura in Veneto, la tecnica di raccolta mediante substrati artificiali costituisce un valido metodo di campionamento da utilizzarsi sui fiumi grandi e molto grandi, mentre per quanto riguarda i fiumi di taglia media non guadabili, a causa delle loro caratteristiche idromorfologiche e degli alvei rimaneggiati, sembra che il metodo non possa essere applicato con successo nonostante le diverse procedure sperimentate.

RINGRAZIAMENTI

Per ARPA Veneto hanno collaborato a vario titolo alla realizzazione della sperimentazione: Marina Raris, Paolo Parati, Cristina Mosconi, Manuela Cason, Alessia Lea, Ornella Siciliano, Francesco Terzo, Luciano Castelli, Caterina Capperucci, Silvia Menegon, Gianluca Girardi, Adams Menin, Elena Ortolani, Paolo De Coppi, e Elisabetta Visonà.

Ringraziamo sentitamente:

- Andrea Buffagni e Stefania Erba, ricercatori del CNR-IRSA per il supporto tecnico scientifico;
- Alessandro Bonvicini, Gian Bonaldo, Filippo Bernello, Alessio Callegari, Gabriele Marzolla dei Sistemi Territoriali Centro Operativo Veneto per la Navigazione Interna, S.p.A per la messa a disposizione del mezzo nautico e altri materiali per la navigazione;
- Sergio Pergher del gruppo VERITAS per il supporto tecnico-logistico;
- Marco D'Elia del Servizio Ispettorati di Porto della Regione Veneto per i permessi e supporto logistico;
- Claudio Spinello della Polizia Provinciale di Padova, Alessio Sturaro del Genio Civile di Este, le Province di Padova, Verona, Rovigo, Treviso, Vicenza e Venezia, il Genio Civile di Padova e Treviso, Silvano Foladore Presidente dell'Associazione Bacino di Pesca Zona B (VI), l'Associazione Amici del Po (RO), gli uffici tecnici dei Comuni di Verona, Noale (VE), Gorgo al Monticano (TV), Ponte di Brenta (PD), Vigonza (PD), Ponte San Nicolò (PD), Correzzola (PD), Vescovana (PD), Anguillara Veneta (PD), Cavarzere (VE), Gazzo Veronese (VR), Longare (VI) e Saccolongo (PD) per il supporto tecnico e logistico.

BIBLIOGRAFIA

BATTEGAZZORE M., 1991. Definizione della qualità delle acque del fiume Po mediante lo studio delle comunità macrobentoniche. Atti del Convegno "La qualità delle acque del fiume

Po negli anni '90", Ferrara 18-20 aprile 1991. *Quad. Ist. Ric. Acque*, 92, 13.1 - 13.72.

BATTEGAZZORE M., PETERSEN R.C., MORETTI G., ROSSARO B., 1992. An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates. *Archiv fur Hydrobiologie*, 125, 2, 175- 206.

BUFFAGNI A., BORDIN F., PIERI A. & OCCHIPINTI A. 2000a. Comunità macrobentoniche del fiume Po (Parte II): Applicazione di indici biotici e qualità biologica. *Quad. Ist. Ric. Acque*, 113: 226-268.

BUFFAGNI A., MORUZZI E., BELFIORE C., BORDIN F., CAMBIAGHI M., ERBA S., GALBIATI L., PAGNOTTA R., 2007. Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) – Parte D. Metodo di campionamento per i fiumi non guadabili. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici*, Marzo 2007 (1):69-93.

CAIRNS J. JR & DICKSON K. L., 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organism. *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.*, 43, 755-772

DECRETO LEGISLATIVO 3 Aprile 2006, N 152. Norme in materia ambientale. Supplemento Ordinario n 96 alla Gazzetta Ufficiale, 14 Aprile 2006, n 88

DECRETO MINISTERIALE AMBIENTE 16 Giugno 2008, N 131. Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto.

Supplemento Ordinario 189 alla Gazzetta Ufficiale, 11 Agosto 2008, n 187

EUROPEAN COMMUNITY, 2000. Directive 2000/60/EC of The European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a frame work for community action in the field of water policy. *Official journal of the European communities*. L 327, 22.12.2000.1-72.

GALLI R., BUFFAGNI A. & PAGNOTTA R., 1996. La

qualità biologica delle acque del fiume Po tra Chignolo Po e Piacenza nel 1995 e importanza del regime idrologico. *S. It. E. Atti*, 1996, 17: 593-596.

REGOLAMENTO REGIONALE, 20 Dicembre 2002, N 16. Regolamento della segnaletica e delle vie di navigazione interna. Bollettino della Regione del Veneto, 24 dicembre 2002, n 125.

D2D1.9 - MACROINVERTEBRATI ACQUATICI E DIRETTIVA 2000/60/EC (WFD) – METODO DI CAMPIONAMENTO DA SPONDA CON RETINO IMMANICATO PER I FIUMI NON GUADABILI

G. Girardi¹, S. Menegon¹, S. Erba² & A. Buffagni²

¹ARPA Veneto

² CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

RIASSUNTO

Nel presente contributo è descritto il metodo per il campionamento dei macroinvertebrati bentonici da sponda utilizzato da ARPA Veneto, nel triennio di biomonitoraggio 2010-2012, per la classificazione ecologica dei corsi d'acqua ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Il protocollo è stato applicato in 24 stazioni appartenenti a corpi idrici di taglia media "3" e in 7 di taglia piccola "2", tutti appartenenti alla Idro-Ecoregione 6 (Pianura Padana) e caratterizzati da essere non guadabili e soggetti a diversi gradi di alterazioni idro-morfologiche.

Il metodo presentato prevede la raccolta degli organismi proporzionalmente all'estensione relativa dei diversi microhabitat osservati in un sito fluviale ma con modalità non strettamente quantitative. Nonostante ciò la metodica utilizzata ha permesso di determinare la composizione e l'abbondanza dei macroinvertebrati bentonici in corsi d'acqua altrimenti non campionabili. È stato quindi possibile classificare i corpi idrici in questione, impiegando anche i macroinvertebrati bentonici. È utile sottolineare che, l'indice diatomico ICMi (Intercalibration Common Metric index) utilizzato per la classificazione, nella tipologia Centrale tende a sovrastimare lo stato ecologico fluviale (Falasco *et al.*, 2012); inoltre, per quanto riguarda le macrofite, attualmente non è disponibile un metodo per il campionamento in tipologie fluviali non completamente guadabili. Siccome entrambe le

componenti vegetali citate tendono a rilevare impatti diversi rispetto ai macroinvertebrati, è importante integrarne l'informazione soprattutto laddove insistano molteplici fattori di disturbo sul corso d'acqua.

SUMMARY

In this work is described the method for the sampling of benthic macroinvertebrates from bank, used by ARPA Veneto, in the period of biomonitoring 2010-2012 for ecological classification of rivers according to Directive 2000/60/EC. The protocol was applied to 24 stations belonging to water bodies of average size "3" and 7 small size "2", all belonging to Hydro-Ecoregion 6 (Po Valley) and characterized to be not fordable and subject to different degrees of hydro-morphological alterations.

The method presented provides the collection of organisms in proportion relative to the extension of the different microhabitats observed in a river site (multihabitat proportional approach), but with modality that are not strictly quantitative. Nevertheless, the method used allowed to obtain samples for the purposes of determining the composition and abundance of benthic macroinvertebrates in rivers, otherwise it will not be sampled. It was possible to classify these river stretches according to Directive 2000/60/EC, also using benthic macroinvertebrates.

It is useful to underline that, the diatomic index ICMi (Intercalibration Common Metric index) used for the classification, in the Central typology tends to overestimate the fluvial ecological state (Falasco *et al.*, 2012); in addition, as regards the macrophytes, currently, is not available, a method for sampling in not fordable fluvial types. As both the vegetable components mentioned tend to detect different impacts with respect to macroinvertebrates, it is important to integrate the information, especially where, over the water course, insist many disturbing factors.

1. INTRODUZIONE

Nella Regione Veneto nell'ambito dei corpi idrici non guadabili appartenenti alla Idro-Ecoregione 6 (Pianura Padana), quelli di taglia media "3" (Dimensione del bacino/Distanza dalla sorgente: 25-75 km) sono molto rappresentati Fig. 1. Talvolta anche alcuni tratti fluviali di taglia "2" risultano non guadabili.

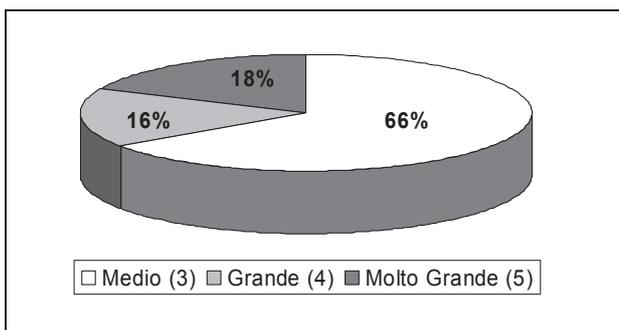


Fig. 1. Ripartizione dei corpi idrici medi, grandi e molto grandi nella Idroecoregione 6 della Regione Veneto.

La maggior parte di questi corpi idrici sono soggetti ad alterazioni morfologiche (rettifiche dell'alveo, risagomature, approfondimento, arginature, asportazione della vegetazione riparia, etc.) e, in particolar modo nel territorio di bonifica, ad alterazioni idrologiche (regime idrologico gestito e controllato) Fig. 2.



Fig. 2. Esempio di corso d'acqua di taglia media della pianura veneta (Fiume Zero).

A piccola scala queste alterazioni portano a condizioni idrauliche e morfologiche omogenee e alla perdita di certi habitat quali xylal, CPOM (Lorenz *et al.*, 2004) e radici sommerse di piante riparie.

Nelle tipologie sopra descritte non è attuabile il protocollo di campionamento dei macroinvertebrati per i fiumi guadabili (APAT, 2007; IRSA-CNR, 2007).

In questi tipi fluviali i campionamenti tramite l'utilizzo di substrati artificiali sono di difficile attuazione. Per la descrizione delle problematiche connesse a questa modalità di campionamento, in fiumi di taglia media di pianura, si rimanda ad un contributo specifico del presente Deliverable (Baldessin *et al.*, 2013, 2013).

Poiché la maggior parte dei sistemi di valutazione di qualità proposti per la WFD si basa sull'approccio multihabitat proporzionale, si è cercato di privilegiare tale approccio e di adottare una modalità di campionamento di tipo diretto mediante l'uso del retino immanicato da sponda.

Il metodo proposto costituisce un adattamento del metodo multihabitat proporzionale per i fiumi guadabili (APAT, 2007; IRSA-CNR, 2007), ai fiumi non guadabili di pianura; questo tipo di campionamento in corsi d'acqua medio-piccoli, consente di raggiungere una porzione sufficiente di alveo mediante l'uso di prolunghe.

L'efficacia di cattura dei diversi taxa che costituiscono la comunità di macroinvertebrati, è stata confermata da più di 10 anni di campionamenti per l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) (Ghetti, 1997; APAT & IRSA-CNR, 2003); inoltre trattandosi di corsi d'acqua, come già detto piuttosto semplificati, si è considerata accettabile la variabilità spaziale e temporale dei campioni connessa con un campionamento da sponda.

Nel nostro caso è stata definita una superficie approssimativa di raccolta di 0,5 m² come previsto dal metodo per i fiumi guadabili per la HER 6 (Pianura Padana).

2. DESCRIZIONE DEL METODO DI CAMPIONAMENTO

2.1 Generalità della procedura

Questo protocollo descrive un metodo per il campionamento dei macroinvertebrati bentonici in fiumi non guadabili appartenenti ad alcune tipologie fluviali di pianura, come strumento per la valutazione della loro qualità.

Il metodo si basa su un approccio multihabitat, che prevede una raccolta dei macroinvertebrati, con retino immanicato da sponda, proporzionalmente all'estensione relativa dei diversi microhabitat presenti in un sito fluviale.

Il campionamento avviene con l'effettuazione di 10 repliche ognuna delle quali consiste in una "strisciata" di circa 0.5 m di lunghezza sul substrato da campionare. La presenza degli habitat nel tratto di corso d'acqua deve essere, quando possibile, stimata visivamente dalla sponda prima di procedere al campionamento stesso o dopo l'esecuzione di ogni replica nel caso in cui la torbidità o la profondità del corso d'acqua non consentano una valutazione visiva. Obiettivo del metodo è la raccolta di campioni di organismi macrobentonici in linea con le richieste del D. Lgs. 152/06.

Di seguito è descritta esclusivamente la fase di campionamento nel mesohabitat prescelto; per tutte le altre fasi (scelta del sito, periodo di campionamento, numero di campioni l'anno, scelta del mesohabitat, modalità di smistamento, livello di identificazione, etc.) si rimanda al manuale APAT 2007, ai notiziari CNR-IRSA per le acque dolci e al DM 260/2010.

2.2 Strumento per il campionamento

Il retino utilizzato per la cattura dei macroinvertebrati è conforme alla norma UNI EN 27828:1996 ed analogo a quello utilizzato nel metodo I.B.E. (Ghetti, 1997; APAT & IRSA-CNR, 2003).

Le caratteristiche generali del retino sono le seguenti:

- telaio e prolunghe (di circa 100 cm l'una) preferibilmente in alluminio per consentire una maggiore maneggevolezza durante il campionamento;
- rete filtrante di 21 maglie per centimetro formante un sacco a cono (lunghezza 60-80 cm) e dotata di un bicchiere svitabile di raccolta nella parte terminale.

Secondo la UNI EN 27828:1996 il retino immanicato va impiegato in acque poco profonde (fino a 150 cm di profondità); può essere però adattato al campionamento in punti discretamente profondi (2-3 m) operando da riva (Ghetti, 1997) e utilizzando un numero congruo di prolunghe Fig.3.



Fig. 3. Retino di campionamento utilizzato con quattro tubi di prolunga.

2.3 Estensione del sito di campionamento, stima della composizione in microhabitat e allocazione delle unità di campionamento

L'ampiezza del tratto in cui effettuare il campionamento dipende principalmente dalla larghezza del fiume e dalla variabilità degli habitat acquatici; in generale essa non dovrebbe essere inferiore ai 15 metri di lunghezza; in ogni caso l'ampiezza dell'area campionata deve essere determinata con l'obiettivo di ottenere la massima rappresentatività di porzioni più ampie di fiume (Erba *et al.*, 2007).

Nelle tipologie fluviali interessate dalla procedura descritta nel presente contributo difficilmente è possibile coprire l'intera larghezza del fiume con l'uso del retino da sponda; durante il campionamento ci si dovrebbe comunque spingere il più possibile anche verso il centro dell'alveo usando un numero adeguato di prolunghe.

La procedura di campionamento utilizzata richiede un'analisi della struttura in habitat del sito.

A seconda della possibilità o meno di valutare la presenza e l'estensione dei vari microhabitat dalla sponda si distinguono due casi.

A) Trasparenza e profondità dell'acqua tali da consentire la valutazione visiva dei microhabitat prima del campionamento.

Dopo aver selezionato l'idonea sezione fluviale per la raccolta del campione di macroinvertebrati si effettuano:

- 1) il riconoscimento, da sponda, dei microhabitat presenti;
- 2) la valutazione della loro estensione relativa;
- 3) l'attribuzione del numero di incrementi per ciascun microhabitat.

B) Caratteristiche del corpo idrico tali da non consentire una valutazione visiva dei microhabitat prima del campionamento.

A causa delle alterazioni morfologiche dei corpi idrici, può essere difficile la quantificazione dei microhabitat da sponda. Infatti, questi corsi

d'acqua presentano una certa torbidità durante la maggior parte dell'anno; inoltre la loro sezione, spesso trapezoidale, non consente la valutazione neppure dei microhabitat in prossimità della sponda a causa del brusco passaggio alla zona più profonda dell'alveo fluviale. Fig.4.

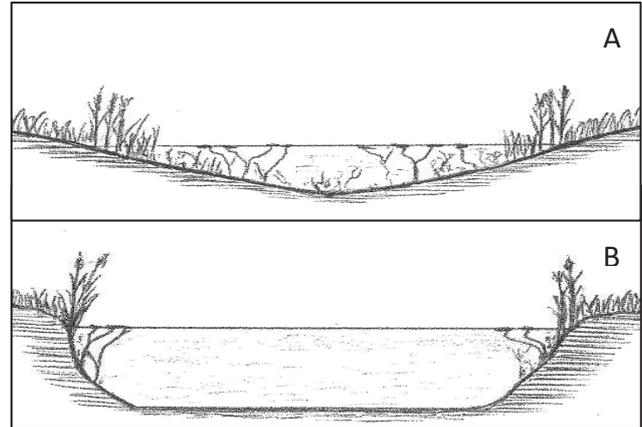


Fig. 4. Differenza tra sezione d'alveo naturale (A) e risagomata trapezoidale (B).

In questi casi, prima di iniziare il campionamento, si esegue una parziale valutazione da sponda dei microhabitat presenti effettuando delle pescate di prova a valle del tratto da campionare; in questo modo si potranno avere delle informazioni più puntuali sul tipo di substrati caratterizzanti il tratto. Tale valutazione viene completata durante il campionamento come descritto al § 2.4.

La percentuale di occorrenza dei singoli habitat è registrata a intervalli del 10%, poiché il numero totale di incrementi (in questo caso "strisciate"), da raccogliere è 10. Ogni 10% corrisponderà quindi ad un incremento. Per definire le percentuali di occorrenza dei microhabitat, il substrato minerale e quello biotico devono essere considerati come un unico insieme. La somma di tutti gli habitat registrati (minerali e biotici) deve dare 100%.

Le 10 repliche di campionamento dovrebbero essere distribuite su entrambe le sponde Fig. 5.

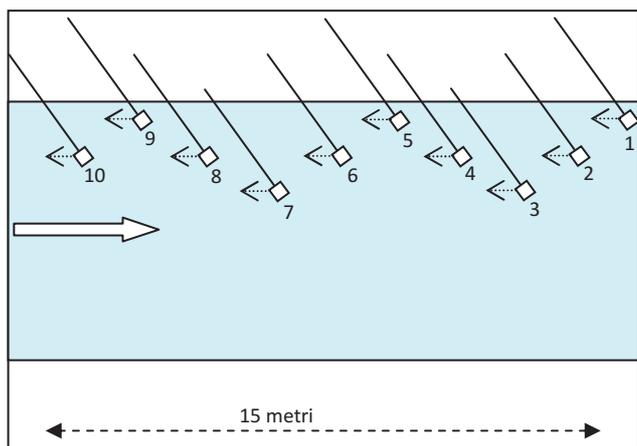


Fig. 5. Esempio di distribuzione delle 10 "strisciate" su entrambe le sponde.

In caso di inaccessibilità di una delle due sponde sarà necessario effettuare tutte le repliche dalla medesima sponda Fig.6; in questo caso si consiglia di allungare la lunghezza del tratto campionato.

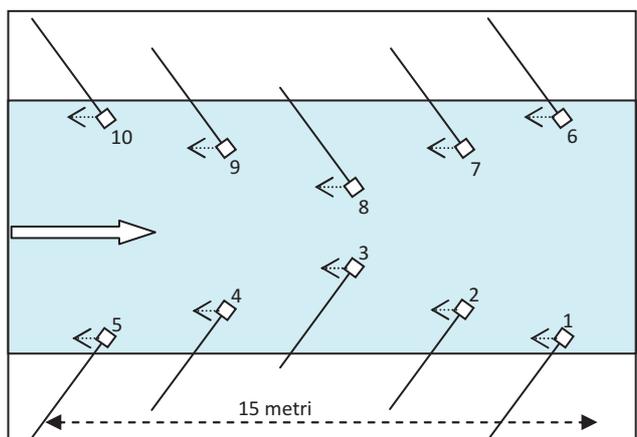


Fig. 6. Esempio di distribuzione delle 10 "strisciate" su entrambe le sponde.

Il numero di incrementi da effettuare in ciascun microhabitat viene attribuito in relazione all'estensione relativa (percentuale) dei singoli microhabitat.

2.4 Campionamento

Il campionamento deve essere iniziato dal punto più a valle dell'area oggetto d'indagine proseguendo verso monte, in modo da non

disturbare gli habitat prima del campionamento.

Per procedere al campionamento il retino immanicato viene dotato di un numero adeguato di prolunghie per raggiungere i substrati.

Il retino viene posizionato controcorrente e "strisciato" sul substrato verso monte per circa 0.5 metri Fig.7A, riportando poi rapidamente il retino a valle del tratto disturbato per riprendere il materiale che è stato sollevato e trasportato dalla corrente Fig.7B.

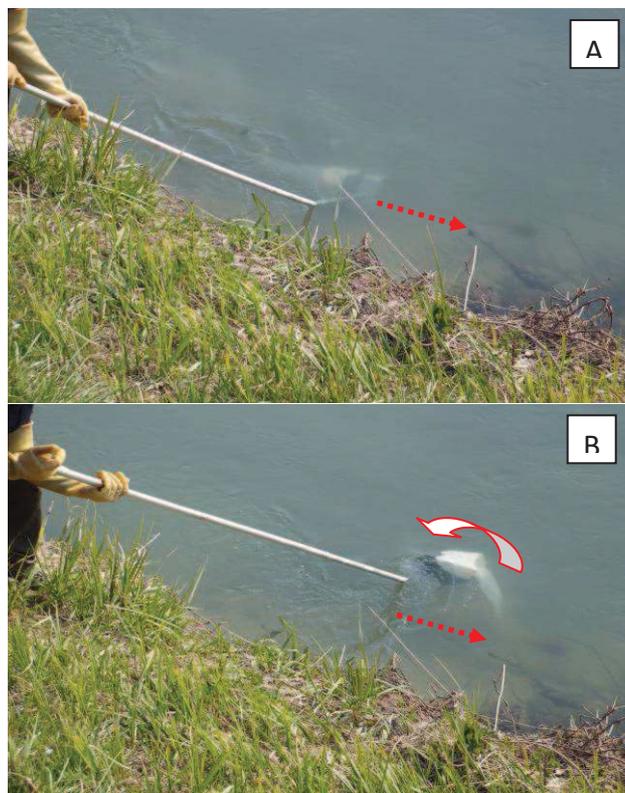


Fig. 7. Fasi di esecuzione della "striscia".

Ogni replica corrisponde quindi a una "striscia" su un tratto di circa 0.5 metri di lunghezza.

Le "striscie" sono eseguite sui microhabitat che è stato possibile individuare da sponda secondo la loro occorrenza percentuale mentre nel caso in cui i microhabitat non siano visibili, si opera nel modo seguente: si effettua una "striscia" alla cieca, si svuota il retino all'interno di una vaschetta e si prende nota del substrato che è stato campionato Fig. 8. Quindi

si procede con la retinata successiva, ogni volta segnando il substrato campionato, fino al raggiungimento del numero totale di 10 repliche.



Fig. 8. Particolare del substrato raccolto dopo una strisciata.

Può accadere che nelle singole "strisciate" vengono raccolti substrati misti (es. limo e CPOM); in questo caso si cerca di quantificare la porzione dei singoli substrati. Alla fine delle 10 repliche si cercherà di distribuire le repliche in modo proporzionale a quanto rinvenuto, tenendo conto che ogni replica corrisponde ad un 10% di occorrenza del singolo microhabitat. Segnalare nella scheda i microhabitat rinvenuti in minime quantità, ma ai quali non è stata attribuita nessuna replica.

L'area totale di 0,5 m² (superficie totale da campionare per la HER Pianura Padana a cui appartengono i corsi d'acqua) si raggiunge raccogliendo 10 repliche ("strisciate"); stimando che ciascuna area sia pari a circa 0,05 m² (50 cm di lunghezza e 10 cm di larghezza) Fig. 9.

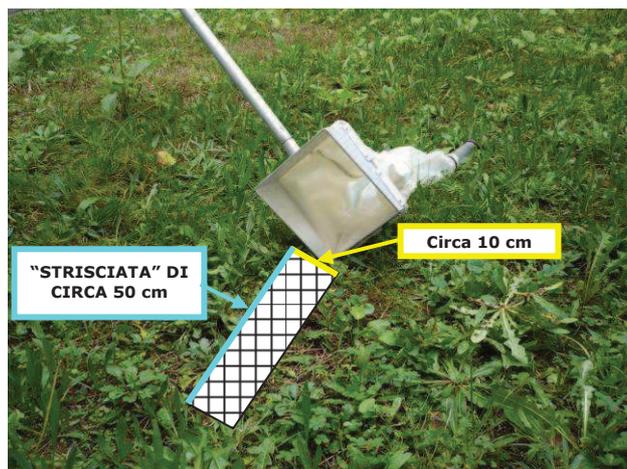


Fig. 9. Superficie approssimativa di 0.05 m² campionata con una singola "strisciata".

Nonostante il campione finale sia costituito dal totale delle repliche raccolte, per facilità di smistamento degli animali, gli incrementi caratterizzati da presenza di detrito vegetale e quelli effettuati su substrati fini possono essere raccolti e smistati separatamente (e.g. argilla, sabbia) dal resto delle repliche.

2.5 Descrizione delle modalità di campionamento nei singoli microhabitat

Di norma nelle tipologie fluviali considerate dalla procedura non si rinvergono tutti i microhabitat descritti dal metodo per i corsi d'acqua guadabili (APAT, 2007; Buffagni & Erba, 2007; Buffagni *et al.* 2007).

In particolare i microhabitat minerali si limitano alle componenti più fine: ghiaia, sabbia e limo/argilla.

A seconda della possibilità o meno di valutare la presenza e l'estensione dei vari microhabitat dalla sponda si distinguono due casi.

A) Trasparenza e profondità dell'acqua tali da consentire la valutazione visiva dei microhabitat prima del campionamento.

Di seguito sono descritte le modalità di campionamento per i substrati più frequentemente rinvenuti nei corsi d'acqua monitorati.

- Microlithal e substrati a granulometria fine (piccole pietre, ghiaia, sabbia)

Nel caso della presenza di questa tipologia di habitat, si effettua la "strisciata" smuovendo il substrato con il retino stesso e scavando leggermente.

- Macrofite (emergenti e sommerse)

Il campionamento va effettuato passando vigorosamente il retino tra le macrofite sommerse o tra le porzioni sommerse delle macrofite emergenti, sempre su un tratto di 0.5 metri, evitando di scavare nel sedimento minerale Fig. 10.

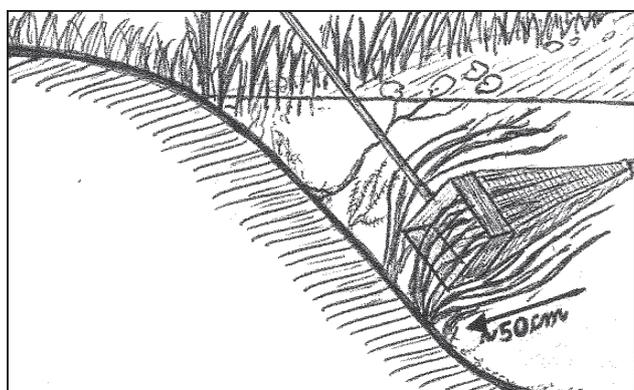


Fig. 10. "Strisciata" sulla vegetazione sommersa.

- CPOM (detrito fogliare)

Il campionamento è effettuato con una "strisciata" superficiale, evitando di scavare nel sedimento minerale sottostante.

In tutti i casi sopra descritti il retino viene riportato rapidamente a valle del tratto disturbato per riprendere il materiale che è stato sollevato e trasportato dalla corrente Fig.7.

In alternativa, se la corrente è molto scarsa, passare la rete una seconda volta sulla "strisciata" precedente, per favorire la raccolta degli organismi che si sono staccati in precedenza dal substrato.

B) Caratteristiche del corpo idrico tali da non consentire una valutazione visiva dei microhabitat prima del campionamento.

In questo caso, poiché le repliche vengono effettuate alla cieca, operare tenendo conto della velocità di corrente analogamente a quanto descritto al punto precedente.

3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati del biomonitoraggio effettuato con la metodologia descritta hanno portato ad una classificazione dei 31 corpi idrici monitorati.

Nell'13% delle stazioni campionate il LIMeco risulta BUONO mentre nell'87% risulta SUFFICIENTE.

In tutti i casi la classificazione con i macroinvertebrati è risultata peggiorativa, scadendo a SUFFICIENTE, SCARSO o CATTIVO, ad eccezione di due sole stazioni, le uniche non a rischio per l'idromorfologia, nelle quali sia il LIMeco che i Macroinvertebrati corrispondono a SUFFICIENTE.

I dati ottenuti con il monitoraggio dei macroinvertebrati sembrano quindi confermare la rilevanza negativa delle alterazioni morfologiche sulle comunità biologiche fluviali.

Il protocollo descritto è nato dalla necessità di effettuare in breve tempo il campionamento dei macroinvertebrati nelle tipologie fluviali non guadabili di taglia medio-piccola di pianura ampiamente rappresentate nella nostra Regione.

Il metodo ricalca molto da vicino l'impostazione dell'I.B.E. ma prevede che il campionamento:

- non venga effettuato lungo un transetto ma proporzionalmente ai microhabitat presenti con un'occorrenza minima del 10%;
- sia effettuato su una superficie nota (approssimativamente di 0.5 m²).

La procedura utilizzata richiede comunque una verifica sperimentale delle assunzioni fatte che si basano in gran parte sull'esperienza e la conoscenza dei corsi d'acqua in questione.

Un piano sperimentale potrebbe, ad esempio, prevedere l'effettuazione di prove ripetute sul medesimo microhabitat, utilizzando in parallelo il retino surber e quello immanicato su una superficie definita, per verificare se i campioni

raccolti siano confrontabili; si dovrebbe, inoltre, verificare se il numero di repliche raccolte è sufficiente per garantire un livello accettabile di significatività del campione.

Un altro aspetto da considerare è la verifica del campo di applicazione del metodo ossia se si possa impiegare soltanto in tipologie semplificate o anche in ambienti meno alterati che presentano una maggiore diversità biologica.

RINGRAZIAMENTI

Per ARPA Veneto hanno collaborato a vario titolo alla realizzazione della sperimentazione: Marina Raris, Paolo Parati, Manuela Cason, Laura Terranova, Alessia Lea, Ornella Siciliano, Francesco Terzo, Luciano Castelli, Elena Ortolani, Paolo De Coppi.

BIBLIOGRAFIA

APAT & IRSA-CNR, 2003. Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). APAT Manuali e Linee Guida 29/2003 (vol. 3): 1115-1136.

APAT, 2007. Manuali e Linee Guida. Metodi biologici per le acque. Parte I. Fiumi. Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili.

BALDESSIN F. & ZORZI M., 2013). Macroinvertebrati acquatici direttiva 2000/60 (WFD) – Metodo di campionamento con substrati artificiali per i fiumi non guadabili. problematiche e soluzioni. INHABIT, Deliverable D2d1.

BUFFAGNI A. & ERBA S., 2007. Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) – Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. IRSA-CNR Notiziario dei metodi analitici, Marzo 2007 (1): 2-27.

BUFFAGNI A., ERBA S., AQUILANO G., ARMANINI D., BECCARI C., CASALEGNO C., CAZZOLA M., DEMARTINI D., GAVAZZI N., KEMP J.L., MIROLO N., RUSCONI M., 2007.

Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte B. Descrizione degli habitat fluviali a supporto del campionamento biologico. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Marzo 2007 (1): 28-52. DM 8 novembre 2010, n. 260.

Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo.

DIRETTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta ufficiale delle Comunità europee L 327/2, 22.12.2000: 1-72.

D.Lgs n. 152/2006. Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152: 'Norme in materia ambientale', Supplemento Ordinario n. 96 alla Gazzetta Ufficiale, 14 aprile 2006.

ERBA S., BUFFAGNI A., ALBER R., BELFIORE C, BIELLI E., ARMANINI D.G., CAZZOLA M., CUOMO S., DEMARTINI D., 2007. Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte C. Scheda di campionamento per i fiumi guadabili e note generali a supporto delle attività di campo. IRSA-CNR NOTIZIARIO DEI METODI ANALITICI, MARZO 2007 (1): 53-68.

FALASCO E., MOBILI L., RISSO A.M. & BONA F., 2012. Considerazioni sull'applicazione dell'indice diatomico ICMi (Intercalibration Common Metric index) nell'Italia nord-occidentale. *Biologia Ambientale*, 26 (1): 21-28. GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acqua correnti.* Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.

IRSA-CNR, 2007. *Notiziario dei metodi analitici* Marzo 2007 (1): 2-68.

LORENZ A., HERING D., FELD C. K. & ROLAUFFS P., 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on

the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, 516:107-127.

ROSSI A., BIANCHI R., BELLI E. GIALLI S., 2008. River ecology and macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 222: 47-69.

UNI EN 27828, 1996. Qualità dell'acqua. Metodi di campionamento biologico. Guida al campionamento di macroinvertebrati bentonici mediante retino manuale. Settembre, 1996.

D2D1.10 - HABITAT E IDROMORFOLOGIA NEGLI AMBIENTI LACUSTRI: L'APPROCCIO INHABIT

A cura di:

Ciampittiello M. *, Dresti C. & Saidi H.

CNR-ISE, Verbania Pallanza (VB)

*m.ciampittiello@ise.cnr.it

RIASSUNTO

All'interno del progetto INHABIT si è data particolare importanza agli aspetti idromorfologici e di habitat e ai loro legami con le biocenosi e con la qualità ecologica dei corpi idrici, allo scopo di capire come utilizzare le informazioni idromorfologiche locali per migliorare la conoscenza dell'ambiente studiato, in modo tale da migliorare i piani di bacino e le misure di mitigazione e miglioramento proposte al loro interno. Inoltre si sono cercati degli approcci metodologici tali che permettessero di associare le caratteristiche idromorfologiche e di habitat con i parametri di qualità e la qualità ecologica dei laghi studiati e di capire le conseguenze delle fluttuazioni di livello o di artificializzazioni della sponda o della zona riparia o litorale, sulle biocenosi e sulla classificazione ecologica. Gli approcci adottati sono stati quelli di scegliere dei laghi che potessero rispondere a richieste di tipo tecnico-scientifico e amministrativo, e che quindi avessero a disposizione dati pregressi (chimico-fisici e/o biologici), fossero di particolare interesse regionale e che fossero oggetto di impatti diversi o molto naturali e che per i quali fosse possibile applicare in contemporanea campionamenti e raccolta dati su tutti i parametri di qualità biologica e sulle caratteristiche idromorfologiche e di habitat. Per questo ultimo aspetto è stato scelto un particolare metodo idromorfologico oggetto di standardizzazione da parte del CEN (EN 16039: 2011) applicato ormai in quasi tutti i Paesi

dell'Unione Europea: il *Lake Habitat Survey* (LHS). Tale metodo è stato applicato su 11 dei 13 laghi oggetto di studio, sia su laghi naturali che su invasi, sia in Piemonte che in Sardegna, valutando così la sua applicabilità al contesto e ai laghi italiani, a diverse tipologie e utilizzi, definendo una scheda di campo e una chiave applicativa associata, rielaborate in funzione delle caratteristiche e peculiarità dei laghi mediterranei e alpini.

SUMMARY

In the INHABIT project, hydromorphological and habitat aspects and their link with biocoenoses and ecological quality of water bodies have had a strong importance, in order to understand how local hydromorphological information could be used to improve the quality of the environment. The final aim was to improve basins management plans and their mitigation and improvement actions. Moreover, hydromorphological and habitat characteristics have been linked to quality parameters and to ecological quality of lakes in order to understand the consequences of lake level fluctuations and of artificiality of shores and littoral zone on biocoenoses and ecological classification. The lake were chosen in order to be in compliance with technical- administrative and scientific needs, so that they had previous data (chemical-physical and/or biological), they were particularly interesting for the region and so that they had very different impacts on them. Some of them were very "natural" so that it was possible to apply simultaneous samples on all the biological, hydromorphological and habitat characteristics. A particular method, standardized by CEN (EN 16039: 2011) and adopted in almost every European country, was used: *Lake Habitat Survey* (LHS). This method has been applied on 11 of the 13 lake which have been studied, both natural and non-natural, in Piedmont and in Sardinia, in order to evaluate its applicability to Italian lakes, to different types and uses. A

survey data-sheet and an interpretation key was defined as a function of Mediterranean and Alpine characteristics and peculiarities.

1. INTRODUZIONE

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 Direttiva, altri meno. In questo contesto, nel 2004, da un gruppo di ricercatori inglesi è nato un metodo appositamente studiato per rispondere alle richieste della Direttiva, rispetto ai parametri idromorfologici, il *Lake Habitat Survey* (LHS) (SNIFFER, 2008). Ad oggi è stato applicato in Scozia, Inghilterra, Irlanda, Francia, Polonia, Serbia, Slovenia e grazie al progetto INHABIT anche in Italia. La valutazione della zona riparia, della sponda e della zona litorale, sia come struttura e substrato che come presenza di alterazioni strutturali e idromorfologiche (es. presenza di banchine, imbarcaderi, risezionamento e rinforzo della sponda, spiagge attrezzate, sbancamenti) ha permesso la raccolta di numerose informazioni legate agli habitat e alle caratteristiche idromorfologiche (sia naturali che artificiali) utilizzate successivamente sia per una miglior comprensione delle pressioni presenti sui laghi oggetto di studio, sia per una definizione della

loro qualità idromorfologica, finora non considerata né valutata.

2. SCELTA DEI SITI

La scelta dei siti su cui effettuare tutti i campionamenti biologici e le indagini idromorfologiche è stata oggetto di un apposito deliverable (Pd2, Ciampittiello et al., 2010), all'interno del quale si sono definiti dei criteri su cui basare tale scelta; sinteticamente essi si possono indicare con:

- 1) ***Ricerca di almeno un sito di riferimento.*** Nella scelta dei siti si è cercato di trovare un sito di riferimento per tipologia lacustre analizzata. Per quanto riguarda la Regione Piemonte l'unico sito che poteva rispondere a questo requisito era il Lago di Mergozzo, verificato poi nelle successive fasi. Per quanto riguarda il sito di riferimento nella Regione Sardegna, la scelta è stata basata su caratteristiche di trofia, e non su caratteristiche idromorfologiche dato che i laghi sardi sono tutti invasi tranne uno. La scelta è quindi caduta sul Sos Canales e sul Torrei.
- 2) ***Scelta di almeno due laghi facenti parte dello stesso bacino imbrifero dei siti fluviali oggetto del progetto.*** Dovendo analizzare gli strumenti posti in essere dai piani di bacino e dovendo cercare di migliorare e ottimizzare tali azioni e strumenti è risultato necessario far convergere le attività e gli studi sia sui laghi che sui fiumi. Poiché non è stato possibile far coincidere ciascun lago ai siti fluviali si è deciso che fosse sufficiente che almeno due siti lacustri si trovassero nello stesso bacino imbrifero dei siti fluviali scelti. Per quanto riguarda il Piemonte i laghi scelti sono stati il Lago Morasco, nel bacino del fiume Toce, e il Lago Serrù, nel bacino del fiume Orco. Per quanto riguarda la Sardegna il Lago Liscia, nel bacino del

fiume Liscia, il Lago Posada nel bacino del fiume Posada e il Lago Torrei nel bacino del fiume Tirso.

- 3) **Scelta di laghi afferenti a diverse tipologie e a utilizzi fortemente impattanti (es. idroelettrico, idropotabile, agricolo).** Un ulteriore punto da valutare è stato quali e quanti laghi naturali e invasi scegliere nelle due regioni oggetto del progetto. Poiché la Sardegna ha un solo lago naturale il lago Baratz, la scelta di 5 invasi è stata pressoché obbligata; si è deciso, così, di concentrare la scelta dei laghi naturali in Piemonte. La scelta degli invasi è ricaduta sulla necessità di avere diversi scopi e quindi utilizzi delle loro acque in modo da poter verificare la gestione di ciascun utilizzo e i suoi impatti sull'ecologia globale del corpo idrico e che tenesse conto dei due precedenti criteri di scelta. Per i laghi naturali non ci si è basati solo sulla tipologia e sui precedenti criteri di scelta ma si è cercato anche di scegliere i laghi in diverse zone climatico-altitudinali. In conclusione i laghi scelti, tenuto conto di questo criterio e di quelli precedenti sono stati il Lago Morasco, il Lago Serrù, utilizzati a scopo idroelettrico e 5 bacini misti tra agricolo e idropotabile: i laghi Sos Canales, Torrei, Bidughinzu e il Posada a uso idropotabile e irriguo e il Liscia a solo uso irriguo; il Lago Mergozzo per la sua posizione in zona sud-alpina, il Viverone, il Candia e il Sirio, per la loro posizione all'interno dell'anfiteatro morenico di Ivrea, in zona di pianura.
- 4) **Presenza di dati pregressi.** Questo criterio di scelta è risultato molto importante soprattutto per gli invasi della Regione Sardegna dove la grande variabilità interannuale di livello porta ad una variabilità interannuale nella composizione e biomassa del

fitoplancton, che deve essere tenuta in conto nella definizione e valutazione degli indici qualitativi. La raccolta di un solo anno di dati quindi non sarebbe stata esaustiva per le attività e i risultati del progetto. Con questo criterio si confermano i laghi già scelti con i precedenti criteri.

- 5) **Laghi di particolare interesse regionale.** Ultimo criterio di scelta ma non meno importante, è quello relativo alle indicazioni regionali dirette ed emerse dall'analisi dei piani di bacino, che ci hanno portato a consolidare le scelte dei bacini effettuate con i precedenti criteri, sia per quanto riguarda i siti meno impattati che per quelli potenzialmente a rischio e dove presenti elevati impatti di tipo idromorfologico e di eutrofizzazione. Questo criterio è stato particolarmente utile anche per la scelta di un ulteriore lago naturale che sostituisse il lago di Baratz, dopo la decisione di non campionarlo per motivi di sicurezza per quanto riguarda i pesci, i macroinvertebrati e il LHS (Ciampittello et al. 2011). Tale lago è rimasto comunque per i campionamenti e le analisi legate al fitoplancton e alle macrofite. Il lago scelto come sostituto e che rispondesse a tutti i criteri sopra elencati è stato il Lago piccolo di Avigliana, di particolare interesse regionale, in quanto sede di un parco naturale.

Alla luce dei criteri sopra esposti e delle verifiche effettuate con indagini preliminari, i siti scelti sono stati 13, 12 per tutti i parametri di qualità e le indagini idromorfologiche e 1 solo per fitoplancton e macrofite (figure 1 e 2). Il lago Cedrino, inizialmente inserito nella lista dei laghi sardi possibili è stato scartato in favore del Lago Posada, sia per la sua posizione all'interno del bacino del fiume Posada sia per il

suo migliore “allineamento” all’interno del gradiente di trofia degli altri laghi sardi scelti, particolarmente importante per le relazioni da indagare. Nelle figure 1 e 2 si sono riportati tutti i laghi su cui ci si è soffermati nella scelta iniziale, con indicazioni specifiche della scelta definitiva poi effettuata.

Nella tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dei laghi scelti, con indicazione anche della tipologia a cui afferiscono.

Le quote sul livello del mare sono diverse, così come le superfici e la profondità, in modo tale da poter valutare l’applicabilità e l’affidabilità delle metodologie e degli approcci scelti.

Tab. 1 Tipologia e principali caratteristiche morfometriche dei laghi e invasi piemontesi e sardi scelti.

Lago	Regione	Tipologia	Quota (m s.l.m.)	Profondità media (m)	Superficie (km ²)
Candia	Piemonte	AL-5	227	6,0	1,47
Mergozzo	Piemonte	AL-6	194	45,6	1,81
Piccolo di Avigliana	Piemonte	AL-6	356	7,7	0,58
Morasco	Piemonte	AL-9	1816	31,9	0,60
Serrù	Piemonte	AL-2	2240	25,0	0,55
Sirio	Piemonte	AL-6	271	18,0	0,30
Viverone	Piemonte	AL-6	230	22,5	5,72
Bidighinzu	Sardegna	ME-2	334	7,3	1,7
Liscia	Sardegna	ME-4	180	25,7	1,3
Posada	Sardegna	ME-3	43	9,3	3
Sos Canales	Sardegna	ME-5	714	13,2	0,3
Torrei	Sardegna	ME-3	800	17,6	0,2



Fig. 1 Siti lacustri scelti per lo sviluppo del progetto INHABIT, nella Regione Piemonte.

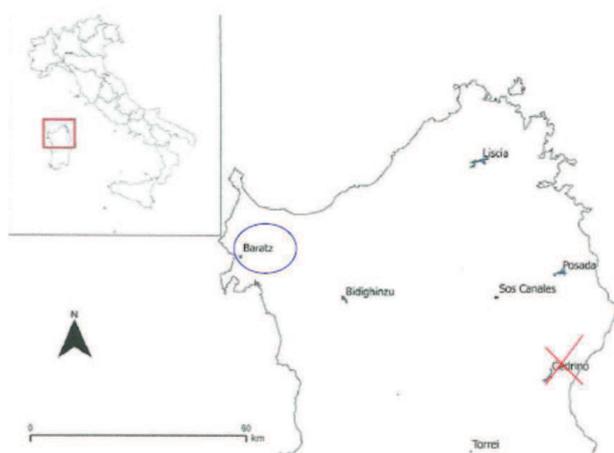


Fig. 2 Siti lacustri scelti per lo sviluppo del progetto INHABIT, nella Regione Sardegna.

3. IL METODO LAKE HABITAT SURVEY

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”). L’LHS è stato sviluppato per rispondere alle richieste della Direttiva e può essere di notevole importanza per la valutazione standardizzata degli habitat e degli impatti ambientali, giocando un ruolo importante nella definizione di programmi di azioni di miglioramento di ecosistemi lacustri degradati. La filosofia di analisi associata al metodo LHS, si basa sulla considerazione che un ambiente fisico, come quello lacustre è il risultato non solo della sua evoluzione “naturale” nel tempo, ma anche di una serie di pressioni e impatti collegabili alle attività umane presenti nel suo bacino afferente, e a quelle in prossimità del corpo idrico; inoltre, per poter esprimere un giudizio di qualità in merito agli aspetti idromorfologici e alla qualità degli habitat, è necessario raccogliere e registrare una serie di informazioni (es. caratteristiche della sponda e del substrato, utilizzi delle acque, presenza di specie invasive, etc.), rielaborare tali dati attraverso un database associato e dedicato, e fornire indicazioni e correlazioni tra le qualità dell’ambiente indagato e gli impatti ad essa

associati, in modo oggettivo e standard secondo quanto richiesto dalla normativa europea (Ciampittiello M., 2011). Nella maggior parte dei casi, quando cioè il lago è considerato come un unico corpo idrico, si effettua l'applicazione del metodo sull'intero lago. Se invece il lago è suddiviso in più corpi idrici, in conformità con quanto previsto dalla Direttiva è opportuno effettuare più applicazioni del metodo, una per ciascun corpo idrico. Le informazioni di base devono essere raccolte prima dell'applicazione in campo, come anche la definizione dei punti di osservazione (Hab-Plot), attraverso l'ausilio di carte tecniche regionali e/o immagini da satellite. È importante realizzare diverse fotografie per caratterizzare in generale il lago e i singoli impatti e/o particolari habitat incontrati. Per laghi la cui superficie è compresa tra gli 0,3 km² e i 14 km² si effettua una sola applicazione del metodo. Si posizionano 10 Hab-Plots equidistanti tra loro, lungo tutto il perimetro del lago, iniziando da un qualunque punto. È possibile aggiungere Hab-Plots supplementari a quelli standard per specifici scopi, per esempio per definire meglio particolari habitat o per associare informazioni idromorfologiche specifiche a dati biologici come transetti di vegetazione e/o di macroinvertebrati. Per laghi con superficie superiore ai 14 km² si dovrà prevedere più di una applicazione del metodo, quindi più di 10 punti di osservazione (Hab-Plot) in modo tale che la distanza tra un Hab-Plot e l'altro sia al massimo tra i 4 – 4,5 km. Il metodo viene applicato tra luglio e settembre, in rapporto al periodo di massima presenza di macrofite e di stratificazione termica. Tale metodo si sviluppa utilizzando una combinazione di raccolta preventiva di semplici informazioni di base e di indagine in campo, raccolte con l'utilizzo di un equipaggiamento minimo costituito dalla scheda di applicazione e dalla chiave applicativa associata, una matita, una mappa topografica (Carta Tecnica Regionale o immagini da satellite), dove aver preventivamente individuato gli hab-plots (i

punti di osservazione), un GPS per il posizionamento in campo degli hab-plots segnati sulla mappa, un binocolo per la valutazione delle caratteristiche della zona riparia se distante, una macchina fotografica, un telemetro, un'asta graduata per la misura della profondità dell'acqua, un batiscopio per esaminare sott'acqua le caratteristiche del substrato e della vegetazione, un rastrello e/o rampino per prelevare alcuni campioni di vegetazione acquatica quando la torbidità e/o la profondità non consentono la vista del fondale del lago, il disco di Secchi per la misura della trasparenza nel punto più profondo, una sonda o un campionatore per l'ossigeno disciolto e la temperatura. L'applicazione in campo del metodo è preferibilmente condotta tramite un'imbarcazione, ma è possibile procedere, dove possibile, percorrendo a piedi il perimetro del lago (Ciampittiello et. al, 2010). Inoltre, le informazioni idromorfologiche che si raccolgono, non si limitano ai soli punti di applicazione, ma vengono registrate, in apposita sezione (Sezione 3 della scheda di campo), ulteriori informazioni inerenti sia gli habitat che le attività umane (pressioni idromorfologiche) lungo il perimetro del lago, durante il passaggio tra un Hab-Plot e l'altro. Per una descrizione dettagliata delle sezioni e delle parti di cui è formata la scheda di campo, del suo utilizzo e dell'utilizzo della chiave applicativa associata si rimanda al report tecnico CNR ISE 03.11 (Ciampittiello M., 2011), nel quale sono presenti anche la scheda di campo e la chiave applicativa aggiornate. L'applicazione del LHS ad un corpo idrico lacustre, sia esso un lago o un vaso, porta, attraverso la compilazione di un database dedicato, alla definizione di due indici LHMS (*Lake Habitat Modification Score*) e LHQA (*Lake Habitat Quality Assessment*) che rappresentano rispettivamente un'indicazione di alterazione morfologica e un indice di qualità idromorfologica o di habitat, dell'ambiente indagato. In figura 3 è riportato un esempio di come si posizionano

preventivamente gli hab-plots di osservazione sulla mappa topografica di un lago.

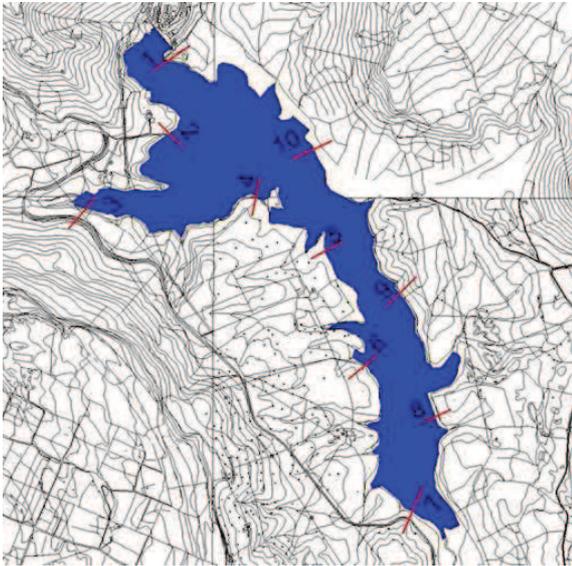


Fig. 3 Esempio di identificazione degli hab-plots sul lago Bidighinzu, in Sardegna.

L'LHS è stato applicato su 11 dei 13 laghi oggetto di studio, su tutti i laghi del Piemonte (7) e su 4 dei laghi della Sardegna. Tutte le applicazioni sono state svolte utilizzando una imbarcazione e senza particolari difficoltà, avendo preventivamente scelto la posizione degli hab-plots ed essendo stati affiancati da personale di ARPA e di ENAS, che ha fornito importanti informazioni sulle attività turistico-ricreative presenti, sull'uso del suolo e sulle attività nella zona riparia, nonché fornendo supporto logistico per l'applicazione. Per ogni lago è stato calcolato l'indice LHMS, che identifica il grado di alterazione morfologica presente, attraverso l'elaborazione delle informazioni legate alle principali pressioni individuate, come ad esempio dighe, moli, attracchi, darsene, artificializzazione della sponda, navigazione e attività turistico-ricreative. Sempre per ogni lago è stato calcolato anche l'indice LHQA che indica, invece, la qualità degli habitat presenti, ovvero la potenzialità che un dato lago può avere per sostenere una comunità biologica diversificata, ben strutturata e in grado di garantire una

buona qualità ecologica al corpo idrico. Alcuni esempi degli habitat registrati sono fragmiteto, riva sassosa/sabbiosa, aree scoscese, substrato ciottoloso/sabbioso, zone umide, presenza di vegetazione acquatica o vegetazione riparia in acqua, ciottoli, massi.

4. CONCLUSIONI

Oltre ai siti scelti all'interno del progetto INHABIT, sono state effettuate alcune preventive applicazioni del LHS su altri laghi, per avere un certo numero di laghi da confrontare e sui quali aver verificato l'applicabilità e l'utilità del metodo. Possiamo concludere che il metodo è applicabile sia sui laghi e invasi dell'area alpina, caratterizzati da dimensioni e forme molto diverse tra loro, sia sugli invasi sardi della regione mediterranea soggetti a elevate fluttuazioni di livello e con una morfologia particolarmente irregolare e articolata. L'attività di campo legata all'applicazione del metodo è semplice e se preventivamente organizzata, non richiede molto tempo per laghi di dimensioni medie o medio-piccole, al di sotto dei 14 km². Per laghi di dimensioni maggiori lo sforzo di campionamento può essere maggiore e richiedere anche più di un giorno di applicazione. Le informazioni raccolte sono molteplici e si possono utilizzare per diversi scopi, ad esempio per indagare le relazioni tra l'idromorfologia e le caratteristiche delle biocenosi presenti, oppure valutare la qualità idromorfologica del lago nel suo complesso o la presenza di pressioni e alterazioni in particolari punti o settori o ancora quella di particolari habitat e aree naturali. Gli indici sintetici calcolati (LHMS e LHQA) danno indicazioni generali sulla qualità morfologica e degli habitat globale, per l'intero sito di applicazione. Ulteriore lavoro di valutazione del metodo è stato fatto all'interno del progetto INHABIT e continuerà anche dopo la sua conclusione, fino alla completa verifica dell'applicabilità del metodo alla realtà italiana e alla sua utilità in

termini di analisi morfologiche, predisposizioni di azioni di mitigazione e miglioramento efficaci, nonché sviluppo di azioni specifiche per ridurre le pressioni idromorfologiche presenti sui laghi.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata co-finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del programma LIFE+ Politica e Governance ambientali, Contratto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT.

Inoltre l'attività di campagna in Sardegna è stata possibile grazie alla collaborazione offertaci dall'Ente Acque Sardegna (ENAS) nella persona di Maria Antonietta Dessena, quale responsabile dell'Unità Organizzativa Limnologia degli Invasi, e alla fattiva ed insostituibile collaborazione di Paola Buscarinu, Cesare Borghero, Amedeo Fadda, Ignazio Ghirone, Tiziano Cogotti e Melania Deidda.

I Dipartimenti di Biella e di Ivrea dell'ARPA Piemonte, coordinati da Elio Sesia, Teo Ferrero e Antonietta Fiorenza, hanno fornito un apporto considerevole all'attività sui laghi piemontesi.

Diversi Enti hanno messo a disposizione i natanti e/o i permessi per la navigazione sui laghi: il Coordinamento della Protezione Civile della Provincia di Biella (Viverone), l'Ente Parco Regionale dei Laghi di Avigliana, l'IREN (Lago Serrù), l'ENEL (Lago Morasco), il Comune di Mergozzo, e l'ENAS per gli invasi sardi.

BIBLIOGRAFIA

CIAMPITIELLO M., MARCHETTO A., SALA P., ZAUPA S., OGGIONI A., BOGGERO A., MORABITO G., AUSTONI M., VOLTA P., CERUTTI I., AIELLO G. M., OLIVARI M. & RICCARDI N., 2011. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Deliverable I1d1 - Laghi, 166. www.life-inhabit.it

CIAMPITIELLO M., 2011. Parametri idromorfologici per la valutazione delle pressioni e degli impatti in REPORT CNR ISE 03.11 - Indice per la valutazione ecologica dei laghi, 125-164.

CIAMPITIELLO M., MARCHETTO A., OGGIONI A., BOGGERO A., MORABITO G., VOLTA P., RICCARDI N., SALA P. & ZAUPA S., 2010. Tipizzazione e condizioni di riferimento in alcuni bacini fluviali italiani: approcci, metodi e selezione delle aree di studio. Deliverable Pd2 - Parte B: laghi, 214-231 www.life-inhabit.it

CIAMPITIELLO M., MARCHETTO A., OGGIONI A., BOGGERO A., MORABITO G., VOLTA P., RICCARDI N., SALA P. & ZAUPA S., dicembre 2010. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di Habitat – Deliverable Pd3 - Parte B: Laghi, 95-145. LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT (www.inhabit.it).

EN 16039: 2011. Water quality – Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes.

SNIFFER, 2008. Lake Habitat Survey in the united kingdom FIELD SURVEY GUIDANCE MANUAL. © SNIFFER 2008 (www.sniffer.org.uk).

D2D1.11 - VALUTAZIONE DELLO STATO IDROMORFOLOGICO NEI LAGHI A SUPPORTO DELLA CLASSIFICAZIONE DI STATO ECOLOGICO

A cura di:

Ciampittiello M.^{1*}, Boggero A.¹, Dresti C.¹, Saidi H.¹, Sala P.¹, Volta P.¹ & S. Zaupa¹

¹CNR-ISE, Verbania Pallanza (VB)

*m.ciampittiello@ise.cnr.it

RIASSUNTO

Grazie al lavoro svolto all'interno del progetto INHABIT è stato possibile analizzare gli aspetti idro-morfologici e di habitat, in una serie di laghi campione, e valutare le relazioni tra tali parametri e gli elementi di qualità biologica. Le caratteristiche idromorfologiche sono state indagate con il metodo *Lake Habitat Survey* (LHS), applicato su 11 dei 13 laghi scelti per lo sviluppo delle attività del progetto.

Tutte le informazioni raccolte attraverso l'utilizzo della scheda di campo specifica sono state inserite in un database dedicato dal quale è stato possibile ottenere dati percentuali sulle pressioni presenti nella zona litorale e riparia, comprensivi dell'uso del suolo, sulle pressioni antropiche inerenti le attività sul lago e sulla presenza di habitat peculiari. Inoltre, al termine della compilazione della scheda si sono ricavati due indici sintetici, per ciascun lago, relativi alle alterazioni idromorfologiche presenti (*Lake Habitat Modification Score* =LHMS) e alla qualità degli habitat rilevati (*Lake Habitat Quality Assessment* =LHQA). Gli indici sintetici sono stati poi confrontati con altri calcolati da precedenti applicazioni su altri laghi, in modo da iniziare a costruire dei range di alterazioni e identificare, per ciascuna tipologia lacustre indagata, altrettanti range di variabilità della qualità degli habitat. L'elaborazione degli indici e delle correlazioni effettuate hanno consolidato l'applicabilità e l'utilità dell'LHS, pur

portando alla luce alcune criticità da risolvere e particolari necessità da approfondire.

SUMMARY

Thanks to the work developed within the project INHABIT it was possible to go further into both hydro-morphological and habitat aspects and the relationship between such parameters and biological quality elements. The hydro-morphological characteristics were investigated with the application of the "Lake Habitat Survey" (LHS), applied on 11 out of the 13 selected lakes considered in the project. All the collected information through the use of the specific field data sheet were inserted in a dedicated database from which it was possible to obtain data relative to the present pressures in the coastal and riparian zones, comprehensive of land use, on the pressures related to the activities on the lake and on the percentage presence of peculiar habitats. After the filling in the form, two synthetic indexes were derived, for each lake, related to hydro-morphological alterations (Lake Habitat Modification Score =LHMS) and to habitats quality (Lake Habitat Quality Assessment =LHQA). Then, the indexes were compared with others obtained by previous applications on other lakes, to find alterations ranges and to identify for each lake typology, ranges of habitats quality variability. The indexes elaboration and the achieved correlations have consolidated the applicability and LHS utility highlighting some critical aspects to be resolved and specific needs to be deeply examined .

1. INTRODUZIONE

Un aspetto importante, spesso sottovalutato o non adeguatamente considerato, all'interno dei piani di gestione dei bacini idrografici, è quello legato alle caratteristiche morfologiche e di habitat e alle loro relazioni con le comunità biologiche. In quei piani in cui gli aspetti idromorfologici vengono considerati, lo sono su

singoli parametri o singoli impatti e raramente sugli effetti delle alterazioni idromorfologiche e di habitat e sulla qualità ecologica globale. Risulta quindi importante, sia quando si valuta la qualità ecologica di un corpo idrico, ma soprattutto quando si pianificano azioni di ripristino di tale qualità, conoscere, verificare e quantificare le risposte a scala locale e di habitat degli elementi di qualità biologica (BQE) valutando anche, localmente, le caratteristiche idromorfologiche. Indubbiamente, rimane importante la valutazione a scala di bacino, sia delle pressioni che degli impatti, ma a questa deve essere associata anche un'analisi più locale e specifica. In alcuni lavori si è infatti, osservato che la diversità di habitat è una delle forze motrici della diversità di specie invertebrate, con maggiori specie in habitat diversificati e complessi (Cheruvellil et al. , 2002), e con maggior ricchezza e densità faunistiche in aumento con l'incremento della complessità e dell'abbondanza di macrofite nella zona litorale (Tolonen et al. , 2003; Taniguchi and Tokeshi, 2004). In alcuni lavori recenti, inoltre, si è iniziato a verificare l'utilizzo dell'LHS nel tentativo di misurare gli attributi idro-morfologici caratterizzanti la fauna macroinvertebrata (Mc Goff & Irvine, 2009; Jurca et al., 2012), e in rapporto alla qualità ecologica di un lago, rilevata attraverso le macrofite (Bolpagni R.,2013). Per contro, per quanto riguarda la fauna ittica, sembrerebbe che le variabili di stato trofico, siano più importanti delle variabili idromorfologiche nello spiegare alcune caratteristiche di tale elemento di qualità, quali abbondanza, lunghezza media o peso medio, così come evidenziato recentemente su ampia scala a livello europeo (Bruçet et al. 2013).

2. RACCOLTA DATI

I dati raccolti analizzati ed elaborati, si riferiscono a quelli idromorfologici e di habitat raccolti con il metodo LHS (SNIFFER 2008,

Ciampittiello M., 2011) su un certo numero di laghi. Alcuni di questi laghi sono quelli definiti all'interno del progetto INHABIT, altri sono stati utilizzati come applicazioni preventive o di verifica. Nella tabella 1 si riportano i laghi che sono stati oggetto di applicazione del metodo. Per ciascun lago, in particolare quelli del progetto INHABIT, si sono raccolti anche dati specifici sull'uso del suolo nel bacino afferente, sulle fonti di inquinamento puntuale e diffuso, sia di tipo civile che agricolo, di allevamento e industriale. Per ciascuno è stata utilizzata la cartografia regionale di riferimento sulla quale si sono preventivamente stabiliti gli Hab-Plots, ovvero i punti di osservazione sui quali si è applicato il metodo LHS (Ciampittiello et al., 2011).

Tab. 1. Laghi indagati con il metodo LHS. Quelli contrassegnati con un asterisco sono i laghi del progetto INHABIT. PI=Piemonte, SA=Sardegna, TA=Trentino Alto Adige, LO=Lombardia.

LAGO	Regione	Naturale o Invaso	QUOTA (m s.l.m.)	SUPERFICIE (km ²)	PROF. MEDIA (m)	N° Hab Plots	Tipo
CANDIA*	PI	N	227	1,69	6	10	AL-5
MERGOZZO*	PI	N	195	1,81	45,4	10	AL-6
MORASCO*	PI	I	1816	0,57	31,9	10	AL-9
SERRU*	PI	I	2240	0,58	25	10	AL-2
SIRIO*	PI	N	271	0,315	18,1	10	AL-6
AVIGLIANA*	PI	N	356	0,58	7,7	10	AL-5
VIVERONE*	PI	N	229	5,72	22,5	10	AL-6
MAGGIORE	PI	N	193	212,5	176,5	40	AL-3
BIDIGHINZU*	SA	I	330	1,5	8,4	10	ME-2
LISCIA*	SA	I	178	5,6	18,8	10	ME-4
POSADA*	SA	I	43	3	9,3	10	ME-3
SOS CANALES*	SA	I	709	0,22	19,7	10	ME-5
ORTA	PI	N	290	18,12	70,9	20	AL-3
CALDARO	TA	N	216	1,51	3,5	10	AL-4
GHIRLA	LO	N	442	0,25	11	10	AL-4
MONTORFANO	LO	N	396	0,46	4	10	AL-5
PIANO	LO	N	276	0,63	6,4	10	AL-5

In funzione dell'estensione areale e della lunghezza del perimetro si sono effettuate da 1 a 4 applicazioni del metodo, ovvero si sono valutati da 10 fino a 40 punti di osservazione (Hab-Plots), equidistanziati tra loro e distribuiti lungo il perimetro del lago.

Le applicazioni si sono svolte secondo protocollo nel periodo estivo, con l'utilizzo di un'imbarcazione. Per ogni singolo lago indagato e per ciascun Hab-Plot sono stati raccolti dati inerenti la zona riparia (es. tipo di vegetazione o uso del suolo, caratteristiche del bank-top,

presenza di affluenti), la zona di riva esposta costituita dalla sponda e dall'eventuale presenza di spiaggia (es. altezza della sponda, materiale di cui è composta, copertura vegetale, larghezza e caratteristiche della spiaggia e presenza di alterazioni), la zona litorale (es. substrato, presenza di detriti, di vegetazione sporgente sull'acqua, presenza di piante acquatiche) e le pressioni antropiche in un raggio di 50 m rispetto al punto di osservazione. Inoltre, sono state raccolte informazioni inerenti le pressioni sulla sponda e sulla zona litorale, sull'uso del suolo nella zona riparia, sulle zone umide e su altri tipi di habitat (es. presenza di boschi di latifoglie, cespugli, prati, roccia) in tutte le aree di passaggio tra un Hab-Plot e il successivo, navigando sottocosta. A completamento dei dati inseriti, nella scheda di campo dell'LHS si sono rilevate anche le attività antropiche presenti sul lago (es. pesca con la barca, da riva, manipolazioni di macrofite, ripopolamento di pesci, attività ricreative, caccia), presenza di depositi deltizi o isole, caratteristiche morfologiche dell'emissario, regime idrologico per il quale viene richiesto l'uso principale del corpo idrico, la gestione dei livelli, la presenza di infrastrutture all'emissario o agli immissari in prossimità del lago. Inoltre, sono stati inserite anche informazioni generali sull'origine del lago, sulle caratteristiche morfometriche principali, sulla natura geologica del lago e del bacino imbrifero e sulla sua copertura vegetale dominante, nonché dati di ossigeno disciolto e temperatura a diverse profondità, raccolte nel punto più profondo del lago, nel periodo di massima stratificazione. Tutti questi dati, raccolti nella scheda di campo, sono poi stati inseriti in un database dedicato ed elaborati.

3. ELABORAZIONI E RISULTATI

I dati inseriti nel database hanno generato diversi tipi di elaborazioni, sia riferite ad una sintesi dei singoli parametri raccolti, sia come *summary* delle principali pressioni o habitat,

sia, infine, come indici sintetici globali dell'intero corpo idrico.

Le elaborazioni legate ai singoli parametri (intese come percentuali lineari o areali di ciascuno) sono state utilizzate per la ricerca di interazioni e possibili relazioni con le diverse caratteristiche degli elementi di qualità (macrofite, macrobentos e pesci) analizzati all'interno del progetto INHABIT e riportate nel deliverable I3d1 (Ciampittello et al., 2012). Un esempio di *summary* è riportato in figura 1 e rappresenta una scheda sintetica di tutte le informazioni raccolte ed elaborate.

LAKE HABITAT SURVEY SUMMARY REPORT			
LAKE INFORMATION			
LHS ID	16		
Name of lake	Viverone		
Country			
UK Lakes code WBID	0		
Date last surveyed	15-sep-10		
Hab-Plots	10		
Principle use	AM		
Hydrological Regime Class	NAT UNMOD		
Lake surface area (km2)	5,72	Lake perimeter (m)	13,06
Catchment area (km2)	25,7	Maximum depth (m)	50
Lake altitude (m)	229	Mean Depth (m)	22,5
Total surface area of reservoirs in upstream catchment (%)	0		
Summary estimate of overall intensity of pressures	3		
Lake Perimeter Bank Construction Pressures and Land Uses % (whole numbers)			
Impoundments:	0	Moorings (high density):	2,6
Hard Engineering:	0	Roads or pathways:	10
Hard open:	7	Land Claims:	0
Hard closed:	19	Dumping:	0
Soft Engineering:	0	Partic and gardens:	17
Flow and sediment control:	0	Camping and caravans:	5
Piled Structures:	0	Orchard:	0
Floating and tethered structures:	4,3	Commercial activities:	12
		Confiferous logging:	0
		Riparian Vegetation Loss:	6
		Residential:	6
		Tilled land:	0
		Imp grassland:	0
		Scot poaching:	0
		Quarrying or mining:	0
		Macrophyte manipulation:	0
		Recreational Pressures:	10
		Other pressures (specify):	
		Recreational recreation:	14
		Causeways:	0
Lake Site Activities/Pressures (presence)			
<input type="checkbox"/> Bridges	<input type="checkbox"/> No	<input type="checkbox"/> Angling	<input type="checkbox"/> Litter
<input type="checkbox"/> Causeways	<input checked="" type="checkbox"/> Angling from boat	<input checked="" type="checkbox"/> Wildfowling	<input checked="" type="checkbox"/> Introduced species
<input type="checkbox"/> Fish cages	<input checked="" type="checkbox"/> Angling from shore	<input checked="" type="checkbox"/> Surface films	<input checked="" type="checkbox"/> Macrophyte control
<input type="checkbox"/> Commercial Fishing	<input checked="" type="checkbox"/> Non-motor boat activities	<input type="checkbox"/> Powerlines	<input type="checkbox"/> Non-boat recreation/swimming
<input type="checkbox"/> Navigation	<input type="checkbox"/> Motor boat activities	<input type="checkbox"/> Liming	<input type="checkbox"/> Military activities
<input type="checkbox"/> Sediment Extraction	<input type="checkbox"/> Other pressures (specify):	<input type="checkbox"/> Dumping	
<input checked="" type="checkbox"/> Fish stocking			
Wetland and Other Habitats % (whole numbers)		Geomorphology	
Emergent reed-bed:	8	Rough grassland:	0
Wet Woodland:	17	Other:	0
Bog:	6	Broadleaf/mixed woodland:	14
Fen or marsh:	0	Confiferous woodland:	0
Floating veg mats:	10	Moorland/heath:	0
Open water:	0	Rock, scree or dunes:	0
		Vegetated islands (non-deltaic):	
		Unvegetated islands (non-deltaic):	
		Aggrading vegetated deltaic deposit:	
		Stable vegetated islands (deltaic):	
		Deltaic unvegetated gravel bars:	
		Deltaic unvegetated fines bars:	
LHMS		LHQA	
LHMS Score	32	LHQA	62
Shore zone modification	6	Riparian score	10
Shore zone intensive use	8	Shore score	8
In-lake pressures	8	Littoral score	24
Hydrology	0	Whole lake score	20
Sediment regime	6		
Introduced species	4		

Fig.1. *Summary Report* relativo al Lago di Viverone.

Per quanto riguarda gli indici sintetici di valutazione globale, il primo, il *Lake Habitat Modification Score* (LHMS), rappresenta le alterazioni idromorfologiche, e il secondo, il *Lake Habitat Quality Assessment* (LHQA), la qualità degli habitat. Su questi due indici si sono concentrate le valutazioni globali e i confronti tra i diversi laghi rilevati con il

metodo LHS. Il primo confronto che è stato effettuato è quello relativo alle alterazioni morfologiche, ovvero ai diversi valori dell'indice LHMS. Il minimo valore ottenuto risulta pari a 14, relativo al Lago di Mergozzo, scelto e ipotizzato come eventuale lago di riferimento, e il valore massimo pari a 32, relativo ai laghi Maggiore, Viverone e Sirio. Dall'analisi dei valori di tale indice, sviluppata su 200 laghi inglesi e scozzesi (Rowan et al., 2006, SNIFFER, 2006) il valore di LHMS per siti di riferimento è risultato essere inferiore a 4 e per laghi fortemente impattati da notevoli pressioni, superiore a 20, con un valore massimo pari a 34. Il database dei laghi italiani non è ancora così robusto da consentire una corretta interpretazione dei valori minimi e massimi, di conseguenza, si è tenuto conto sia dei valori ottenuti su database più consistenti, sia delle caratteristiche dei bacini dei laghi italiani indagati (Fig. 2). Pur avendo solo 17 laghi su cui si è applicato l'LHS, è possibile iniziare ad ipotizzare che:

- Il valore di 14 per un sito di riferimento è comunque troppo elevato. Infatti, pur essendo il Lago di Mergozzo oligotrofo, è risultato soggetto a pressioni di tipo turistico-ricreativo e a quelle legate alla presenza di una strada ad elevata percorrenza che lo costeggia, molto vicino alla sponda, per metà del suo perimetro.
- Il valore di 32 può essere considerato vicino a un valore massimo. Infatti, è stato calcolato su tre laghi fortemente impattati, il Lago Maggiore per l'elevata artificializzazione della sponda e per la presenza di numerose attività turistico-ricreative e non, tra le quali la navigazione, i laghi di Viverone e Sirio per le attività turistico-ricreative e le infrastrutture ad esse connesse.
- Il valore minimo potrà essere ricavato dall'applicazione dell'LHS su laghi senza pressioni rilevanti, come ad esempio laghi naturali con bacino imbrifero senza attività

agricole e senza particolari attività antropiche nei pressi dell'area riparia.

- La verifica del valore massimo effettivo potrà essere effettuata applicando l'LHS su invasi fortemente impatti da elevate attività antropiche e/o agricole lungo la costa e nel bacino imbrifero.

Se si valuta la percentuale cumulata dei valori di LHMS ottenuti, si vede che il 35% dei laghi indagati ha un valore inferiore o uguale a 22 e il 76% inferiore a 26. Ciò significa che la maggior parte dei laghi fino ad ora studiati da un punto di vista idromorfologico, hanno alterazioni identificate da valori di LHMS compresi tra 22 e 26. Si situano in questo range gli invasi sardi ad eccezione del Lago Liscia che ha un valore di LHMS di 18, per l'elevata naturalità del suo bacino e delle sue sponde e il Lago Bidighinzu, i due invasi piemontesi e i laghi naturali impattati da una singola pressione (es. pressioni di origine agricola nel Lago di Candia) o di piccole dimensioni (<0,7 km² - laghi Avigliana Piccolo, Montorfano e Piano). Non è ancora possibile stabilire un valore soglia al di sotto del quale si possa definire una qualità buona o una soglia per quella discreta o sufficiente.

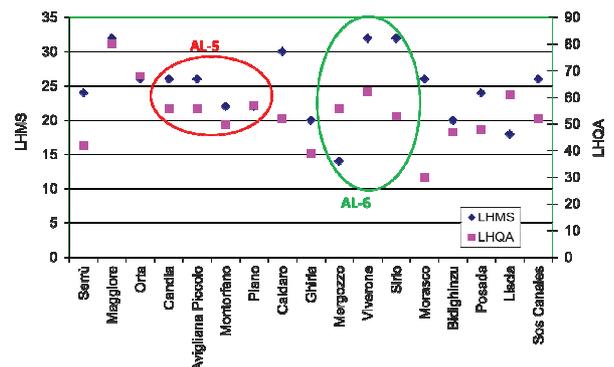


Fig. 2. Indici sintetici di alterazione morfologica (LHMS) e di qualità degli habitat (LHQA) riferiti a tutti i laghi analizzati con l'LHS e suddivisione per tipologie.

Per quanto riguarda il secondo parametro calcolato, l'LHQA, la sua interpretazione risulta

meno diretta e più complessa. È importante ricordare che questo parametro rappresenta un'indicazione della complessità, naturalità e ricchezza degli habitat presenti, soprattutto delle zone riparia, spondale e litorale (SNIFFER, 2006). Poiché tali caratteristiche degli habitat sono diversi da lago a lago e soprattutto da tipologia a tipologia, è necessario valutare l'LHQA all'interno di ciascuna tipologia lacustre specifica, per riuscire a stabilire dei valori limite indicativi di una effettiva qualità degli habitat e quindi poterlo legare alla qualità ecologica globale. È stato applicato l'LHS a differenti tipologie, ma solo per alcune si sono ottenuti dati su più laghi grazie a quali è possibile iniziare a delineare dei range di qualità degli habitat. Ad esempio, all'interno del tipo AL-5 ci sono 4 laghi (Fig. 2) e il valore dell'LHQA varia tra 50 e 57, ma tre su quattro stanno tra 56 e 57. È possibile supporre che questo sia un range corretto o che il valore 50 per questa tipologia sia piuttosto basso, ma non ci sono ancora dati sufficienti per un'affermazione definitiva. Alla tipologia AL-6 appartengono 3 laghi e il loro valore di LHQA varia tra 53 e 62; sembrerebbe quindi che per questa tipologia la variabilità degli habitat sia maggiore. Per le altre tipologie analizzate sono presenti meno di due laghi per tipo e quindi non si possono avanzare ulteriori ipotesi di variabilità degli habitat. Un esempio importante è quello del Lago Morasco, unico lago indagato della tipologia AL-9, che presenta un valore di LHQA pari a 30, il valore più basso ottenuto tra tutti i laghi studiati. Il Lago Morasco è un lago d'alta quota con poca diversificazione degli habitat: la verifica di tale valore deve essere fatta all'interno della tipologia AL-9, dove il valore di 30 potrebbe essere un valore medio o medio-alto. Un altro esempio può essere quello fornito dalla tipologia AL-3 dei grandi laghi profondi, nella quale abbiamo valori di LHQA compresi tra 68 e 80, che rappresentano i valori più elevati fino ad ora calcolati. Tali valori possono essere dovuti alle elevate dimensioni dei due laghi e

ai numerosi habitat presenti al loro interno. Ulteriori applicazioni sono però necessarie per avere un maggior numero di laghi per ciascuna tipologia, così da poter definire una variabilità corretta per ciascuna, e stabilire, anche analizzando la qualità delle biocenosi, se è necessario o meno intervenire migliorando la qualità degli habitat per migliorare la qualità globale dell'ecosistema.

4. CONCLUSIONI

Sembra quindi che siano necessari ulteriori laghi su cui applicare l'LHS per ottenere dei limiti e dei range sia di alterazione morfologica che di qualità degli habitat esaustivi di tutte le tipologie e peculiarità dei laghi italiani. È comunque possibile iniziare alcune valutazioni preliminari su come è possibile identificare le alterazioni idromorfologiche presenti su un ambiente lacustre e come utilizzare tali informazioni, così come definire la qualità degli habitat presenti. Inoltre, la raccolta contemporanea di informazioni idromorfologiche, chimiche e biologiche, ha permesso di iniziare una serie di elaborazioni statistiche rispetto alle relazioni presenti tra le caratteristiche e le alterazioni idromorfologiche e la qualità biologica ed ecologica di un corpo idrico lacustre (INHABIT D2d1.14, 2013). Approcci innovativi come quelli applicati all'interno del progetto INHABIT sono molto importanti per valutare le relazioni ancora troppo poco note tra le biocenosi e le pressioni idromorfologiche presenti, e per definire quali azioni possono essere più utili ed efficaci, per il raggiungimento degli obiettivi di qualità previsti dal 152/2006 e dalla WFD 2000/60. Nonostante alcune criticità emerse, inerenti l'identificazione di relazioni dirette e chiare tra i diversi elementi di qualità indagati (macrofite, macrobentos o pesci) e i parametri idromorfologici raccolti (INHABIT Deliverable I3d2), è importante continuare tali attività per ottenere maggiori informazioni e dati efficaci ben organizzati ed elaborati, in un'ottica di

relazioni e legami pressioni/impatti, così da poter rispondere in modo corretto alle richieste di azioni di mitigazione e miglioramento efficaci, all'interno dei piani di bacino.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata co-finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del programma LIFE+ Politica e Governance ambientali, Contratto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT.

BIBLIOGRAFIA

BOLPAGNI R., 2013. Multimeric indices based on vegetation data for assessing ecological and hydromorphological quality of a man-regulated lake. *Ann. Bot. (Roma)*, 3: 00–00. Journal homepage: <http://annalidibotanica.uniroma1.it>

BRUCET S., PÉDRON S., MEHNER T., LAURIDSEN T.L., ARGILLIER C., WINFIELD I.J., VOLTA P., EMMRICH M., HESTHAGEN T., HOLMGREN K., BENEJAM L., KELLY F., KRAUSE T., PALM A., RASK M., JEPPESEN E., 2013. Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, DOI:10.1111/fwb.12167.

CHERUVELIL K.S., SORANNO P.A., MADSEN J.D., ROBERSON M.J., 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 261–277.

CIAMPITIELLO M., MARCHETTO A., SALA P., ZAUPA S., OGGIONI A., BOGGERO A., MORABITO G., AUSTONI M., VOLTA P., CERUTTI I., giugno 2012. Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale dell'idromorfologia/habitat: potenziali effetti sull'efficacia delle misure di recupero e criteri per ridurre l'incertezza. Deliverable I3d1 – Laghi, 76 - LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT (www.inhabit.it).

CIAMPITIELLO M., MARCHETTO A., SALA P., ZAUPA S., OGGIONI A., BOGGERO A., MORABITO G., AUSTONI M., VOLTA P., CERUTTI

I., AIELLO G. M., OLIVARI M. & RICCARDI N., 2011. Rapporto tecnico – Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Deliverable I1d1 – Laghi, 166 www.life-inhabit.it

CIAMPITIELLO M., 2011. Parametri idromorfologici per la valutazione delle pressioni e degli impatti in REPORT CNR ISE 03.11 - Indice per la valutazione ecologica dei laghi, 125-164.

INHABIT D2d1.14, 2013. In: Deliverable D2d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT Deliverable I3d2, 2013. Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale di habitat e idromorfologia: proposte di nuove misure utili a ripristinare la qualità ecologica. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

JURCA T., DONOHUE L., LAKETIĆ D., RADULOVIĆ S., IRVINE K., 2012. Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2): 175 – 184.

MC GOFF E. & K. IRVINE., 2009. A test of the association between Lake Habitat Quality Assessment and macroinvertebrate community structure. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 19: 520–533.

ROWAN J.S., CARWARDINE J., DUCK R.W., BRAGG O.M., BLACK A.R., CUTLER M.E.J., SOUTAR I. AND BOON P.J., 2006. Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 16: 637–657. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/aqc.786.

SNIFFER, 2008. Lake Habitat Survey in the united kingdom FIELD SURVEY GUIDANCE MANUAL. © SNIFFER 2008 (www.sniffer.org.uk).

SNIFFER, 2006. Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): Phase 2. Final Report, Project WFD42.

TANIGUCHI H., TOKESHI M., 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, 49: 1164–1178.

TOLONEN K.T., HÄMÄLÄINEN H., HOLOPAINEN I.J., MIKKONEN K., KARJALAINEN J., 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia*, 499: 179–190.

D2D1.12 - VARIABILITÀ NATURALE E LEGATA A FATTORI ANTROPICI DEGLI ELEMENTI DI QUALITÀ BIOLOGICA NEI LAGHI

A cura di:

Marchetto A*¹, G. Morabito¹, M. Austoni¹, A. Oggioni^{1,2}, A. Lugliè³, M.A. Mariani³, B.M. Padedda³, N. Sechi³, T. Ferrero⁴, P. Fogliati⁵, G. Fornaro⁵, M. Pannocchia⁵, F. Vietti⁶ & M. Ciampittiello¹

¹CNR-ISE, Verbania Pallanza

²CNR-IREA, Milano

³Università di Sassari

⁴ARPA Piemonte, Asti

⁵ARPA Piemonte, Ivrea (TO)

⁶ARPA Piemonte, Biella

*a.marchetto@ise.cnr.it

RIASSUNTO

La variabilità naturale delle componenti biotiche, in modo particolare di quelle che mostrano cicli stagionali, porta a cambiamenti della composizione specifica e della biomassa e implica che la frequenza di campionamento e la distribuzione dei prelievi nel corso dell'anno possono rappresentare dei fattori critici per valutare la qualità ecologica a partire dalla struttura delle comunità biotiche. Tra le quattro componenti biologiche usate per classificare i laghi, tre (fitoplancton, macrofite e macroinvertebrati) mostrano una spiccata stagionalità e/o una certa variabilità spaziale. In questo articolo si opera una prima stima della sensibilità delle metriche utilizzate alla variabilità di origine naturale, in relazione alla loro risposta rispetto ai gradienti di pressione, per fitoplancton e macrofite, mentre i macroinvertebrati sono oggetto di un articolo separato.

Per quanto riguarda il fitoplancton sono state analizzate tre metriche indicate dalla normativa nazionale (indici di composizione, clorofilla e biovolume), e si è verificato che la variabilità di origine antropica (espressa dal gradiente di

fosforo totale) è significativamente maggiore di quella naturale, dimostrando la robustezza degli indicatori utilizzati.

Nel caso delle macrofite, si è valutato se la variabilità tra ambienti, dovuta alla diversa pressione antropica, sia effettivamente maggiore rispetto alla varianza all'interno del singolo lago, osservando che l'indice macrofitico potrebbe necessitare di una ridefinizione per meglio cogliere le differenze di qualità ecologica tra i laghi.

Inoltre, è stata valutata la congruità dello sforzo di campionamento, previsto dai protocolli di monitoraggio, alle esigenze della classificazione: nel caso delle macrofite, non pare possibile ridurre in modo significativo lo sforzo di campionamento senza compromettere la qualità della classificazione, mentre nel caso del fitoplancton sarebbe accettabile ridurre il numero dei prelievi annuali da 6 a 4, rispettando però la stagionalità, poiché prelievi concentrati in una sola stagione determinano una maggiore incertezza nella classificazione.

SUMMARY

The natural variability of the biotic components, in particular of those showing seasonal cycles, often leads to significant changes of biomass as well as specific composition. This means that the choice of sampling frequency and distribution during the year may be crucial when assessing the ecological quality of a waterbody, starting from the structure of biotic communities. Among the four biological quality elements used to classify the lakes, three of them (phytoplankton, macrophytes, macroinvertebrates) show a marked seasonality and/or a certain degree of spatial variability. This paper aims to evaluate how the metrics used are sensitive to the natural variability, especially respect to their response to the pressure gradients. The analysis is limited to phytoplankton and

macrophytes, while macroinvertebrates are discussed elsewhere.

Regarding phytoplankton, three metrics defined by Italian national legislation (composition indices, chlorophyll and biovolume) were analyzed, comparing the variability due to anthropogenic origin (expressed by the gradient of total phosphorus) with the natural one (seasonal variations) and estimating the uncertainty in the classification using different sampling frequencies. In the case of macrophytes, monitoring methods and classification were analyzed respect to their accuracy in assessing if the variability between sites, explained by a different anthropogenic pressure, is actually greater than the variance within the individual lake. In addition, we want to determine if the sampling effort, as established by the monitoring protocols, is adequate to the needs of the classification. This analysis showed that the variability of phytoplankton metrics reflects the trophic gradient and is more significant than that explained by seasonal fluctuations, demonstrating the robustness of the indicators used. Moreover, the phytoplankton assemblages reveal a high stability in interannual patterns of succession. Conversely, the general formulation of the macrophytic index may need to be redefined to better understand the differences in ecological quality between lakes. Furthermore, as concerns macrophytes, a significant reduction of the sampling effort does not seem to be possible without compromising the quality of classification, while, as regards phytoplankton, it would be acceptable to reduce the number of annual samples from 6 to 4 without compromising the result of the classification, while observing the seasonality, because our analysis suggests that phytoplankton samples concentrated in a single season lead to increased uncertainty in the classification.

1. INTRODUZIONE

La Direttiva 2000/60/CE stabilisce che “per il monitoraggio sono fissate frequenze che tengono conto della variabilità da condizioni sia naturali che antropiche. Il momento in cui effettuare il monitoraggio è scelto in modo da minimizzare l’incidenza delle variazioni stagionali sul risultato ed assicurare quindi che quest’ultimo rispecchi i mutamenti intervenuti nel corpo idrico a seguito di cambiamenti dovuti alla pressione antropica”.

Infatti, la scelta della frequenza di campionamento e la distribuzione dei prelievi nel corso dell'anno possono rappresentare dei fattori critici per la precisione della stima della qualità ecologica a partire dalla struttura delle comunità biotiche.

Per esempio, nel caso del fitoplancton, Carvalho et al. (2006) hanno dimostrato che l’errore di classificazione è dipendente dal numero di campioni utilizzati per il calcolo delle metriche: nell’intorno della soglia al limite tra due classi di qualità, vi è sempre una probabilità di errore del 50% nella classificazione. Tuttavia, allontanandosi dal valore limite, la probabilità di classificare in modo sbagliato aumenta al diminuire del numero di dati disponibili.

Tenendo presente che è necessario raggiungere, per questioni logistiche ed economiche, il miglior compromesso tra sforzo di campionamento ed affidabilità della classificazione, per ridurre l’incertezza determinata dalla variabilità temporale, devono essere fissate frequenze di monitoraggio tali da minimizzare l’incidenza delle variazioni stagionali sul risultato ed assicurare quindi che quest’ultimo rispecchi i mutamenti dovuti alla pressione antropica.

Si tratta, quindi, di impiegare metriche robuste: secondo Hering et al. (2010), una metrica, per essere sufficientemente robusta, deve rispecchiare gli effetti della pressione che si vuole analizzare, essendo, al tempo stesso,

poco sensibile ad altre fonti di variabilità, come la stagionalità.

Questo articolo propone quindi un'analisi volta a valutare quanto le metriche utilizzate siano sensibili alla variabilità di origine naturale, soprattutto in relazione alla loro risposta rispetto ai gradienti di pressione, anche per valutare se i protocolli di campionamento nazionali, che tengono conto delle possibili fonti di variabilità naturale (spaziale o temporale), siano adeguati a fornire i dati migliori per la classificazione ecologica dei corpi idrici.

In questo articolo, l'analisi sarà limitata al fitoplancton ed alle macrofite.

2. FITOPLANCTON

2.1. Laghi studiati e metodi

Il dataset impiegato è quello comprendente i dati raccolti nel 2011, nel corso del progetto InHabit, per un totale di 13 laghi campionati (7 piemontesi e 6 sardi), con frequenze annuali variabili da 6 a 3 campioni per anno (Tab. 1). La variabilità nel numero dei campioni è dovuta sia alle peculiari caratteristiche di alcuni ambienti (gli invasi d'alta quota Serrù e Morasco, campionati solo durante il periodo estivo), che a tempi diversi di inizio della campagna di raccolta. Una descrizione dettagliata degli indici fitoplanctonici, della loro formulazione e della loro combinazione per ottenere l'Indice Complessivo del Fitoplancton (ICF) è riportata in Marchetto et al. (2011).

Tab. 1 - Laghi campionati e numero di campioni

Piemonte		Sardegna	
Lago	campioni	Lago	campioni
Candia	6	Baratz	4
Mergozzo	6	Bidighinzu	3
Avigliana piccolo	6	Sos Canales	3
Sirio	6	Posada	3
Viverone	6	Liscia	3
Serrù	3	Torrei	6
Morasco	3		

L'analisi della variabilità interannuale è stata condotta sulla serie storica del Lago di Candia, analizzando il periodo 1986-1998. Per ogni singolo anno della serie storica, la composizione in specie delle associazioni fitoplanctoniche riscontrate in campioni raccolti mensilmente è stata analizzata con l'indice di similarità di Bray-Curtis. La matrice di similarità così ottenuta è stata sottoposta a cluster analysis, ottenendo gruppi di campioni con composizione in specie simile. Per ogni anno, i gruppi di campioni sono stati ordinati secondo la successione stagionale, in accordo con la cluster analysis. Infine, è stata misurata la frequenza con la quale i singoli campioni mensili venivano aggregati ai diversi clusters stagionali: questo valore è stato preso come misura della probabilità che un campione prelevato in un determinato mese fosse rappresentativo di una certa fase della successione stagionale, definita da una precisa composizione specifica delle associazioni fitoplanctoniche.

2.2. Risultati

Un'analisi di regressione ha accertato che le metriche rispondono in modo statisticamente significativo alla pressione trofica, escludendo però il Lago di Baratz dalla regressione tra fosforo totale e biovolume totale.

Possiamo quindi associare questo gradiente alla variabilità legata a cause antropiche e confrontarla con quella legata a cause naturali, ovvero la componente stagionale delle successioni fitoplanctoniche. Il confronto tra le due è stato fatto tramite ANOVA, individuando due fonti di varianza, quella tra laghi, che riflette il gradiente trofico e quella entro laghi, legata alla stagionalità.

I risultati dell'analisi per le singole metriche sono riportati nella tabella 2.

Tab. 2. Analisi della varianza a due criteri di classificazione per le metriche fitoplanctoniche

Indice	Varianza	tra laghi	entro laghi
gradi di libertà		12	5
indici di composizione	F	13.287	2.816
	p	<0.001	0.029
clorofilla	F	2.150	0.928
	p	0.035	0.473
biovolume	F	2.018	1.309
	p	0.048	0.280

Per tutte e tre le metriche la varianza tra laghi risulta più significativa di quella entro laghi, indicando che la componente di stagionalità ha, sulle metriche fitoplanctoniche, un'influenza minore rispetto alla componente legata alla trofia lacustre. Delle tre metriche, gli indici di composizione risentono più delle altre della variabilità stagionale: tuttavia, la risposta al gradiente trofico è molto significativa e mette al riparo da possibili errori di classificazione legati alla stagionalità.

La stima della variabilità delle medie delle metriche rispetto alla frequenza di campionamento è stata fatta solo sui sei laghi: Avigliana, Candia, Mergozzo, Sirio, Torrei e Viverone. Le medie sono state confrontate a coppie, usando il t-test di Student, dopo avere verificato che i dati avessero una distribuzione normale. Tutte e tre le metriche utilizzate (indici biotici, clorofilla e biovolume) sono state sottoposte all'analisi, confrontando a coppie le medie delle serie di sei, quattro e tre campioni annuali.

In nessuno dei confronti sono state ritrovate differenze significative tra le medie, indicando che la frequenza di campionamento non ha, almeno nell'insieme dei laghi considerati, un'influenza decisiva sul valore medio della metrica utilizzata per la classificazione. I risultati, quindi, sembrano indicare che, ai fini della classificazione, sia indifferente campionare sei volte, quattro o tre volte per anno.

Tuttavia, per quanto riguarda le singole metriche, sono doverose alcune precisazioni.

Gli indici di composizione sono le metriche più stabili rispetto al variare della frequenza di campionamento: in tutti i laghi analizzati le medie degli indici hanno mostrato fluttuazioni minime, con una deviazione standard sempre molto contenuta.

La metrica clorofilla si è rivelata decisamente più variabile, anche se la deviazione standard più elevata rende non significativa la differenza nel calcolo del t-test. Con i nostri dati, la frequenza di campionamento più alta non implica una riduzione della variabilità, anzi è spesso vero il contrario, nel senso che la deviazione standard più bassa si ottiene, in molti casi, prelevando solo tre campioni, ma concentrati in un periodo di maggiore stabilità della struttura dei popolamenti.

L'analisi del biovolume medio conferma ed, anzi, rinforza questo risultato nella maggior parte dei casi esaminati. Il risultato generale, che mostra l'assenza di differenze significative tra medie ottenute con frequenza di campionamento diverse, potrebbe essere preso come una indicazione che è possibile ridurre significativamente lo sforzo di campionamento e conteggio del fitoplancton, senza compromettere la classificazione del corpo idrico: tuttavia, bisogna considerare che, ai fini della classificazione, è la media dei valori annuali delle metriche che determina l'RQE, indipendentemente dal valore della deviazione standard. Di conseguenza è possibile che medie, ottenute con frequenze di campionamento diverse, diano un valore di RQE diverso: questo può rappresentare un fattore critico, soprattutto nei casi in cui i valori si trovano al limite tra le classi buona e sufficiente. Come abbiamo visto, il rischio è quasi nullo con le metriche di composizione, ma aumenta con le metriche di biomassa, in particolare con il biovolume, come dimostrano le indicazioni riportate in tabella 3.

Tab. 3. Risultati della classificazione ecologica dei laghi esaminati in funzione del numero di campioni (E=Elevato; B=Buono; S=Sufficiente; Sc=Scarso).

Metrica	Composizione			Clorofilla			Biovolume		
	6	4	3	6	4	3	6	4	3
Avigliana	B	B	B	E	B	E	S	B	S
Candia	B	B	B	S	B	Sc	B	B	B
Mergozzo	B	B	B	E	E	E	E	E	E
Sirio	S	B	S	B	B	E	Sc	Sc	S
Torrei	B	B	B	B	B	B	B	B	Sc
Viverone	Sc	Sc	Sc	B	B	B	S	S	Sc

In conclusione, limitare la valutazione di qualità ai tre campionamenti estivi non sembra consigliabile, poiché, in questo caso si osserva la maggiore variabilità fra le metriche, per quanto riguarda l'attribuzione di uno stato di qualità. Il confronto tra i risultati ottenuti campionando 6 e 4 volte mostra una maggiore stabilità nell'attribuzione della qualità ecologica: le due serie sono confrontabili in questo senso e questo risultato potrebbe essere preso a sostegno di una eventuale riduzione dello sforzo di campionamento ed analisi del fitoplancton, limitando i prelievi a 4 sopralluoghi stagionali.

3. MACROFITE

3.1. Laghi studiati e metodi

Questa elaborazione si basa sui dati raccolti nell'ambito del progetto InHabit su tutti i laghi naturali inclusi nel progetto stesso: Avigliana Piccolo, Candia, Mergozzo, Sirio e Viverone in Piemonte e Baratz in Sardegna.

I laghi sono stati campionati seguendo il protocollo sviluppato per l'Italia (Sollazzo et al., 2008) e basato sulle norme EN 15460, EN 14184 ed EN 14996, adattandole alle condizioni specifiche dei laghi italiani.

Il campionamento avviene in punti collocati lungo una serie di transetti all'interno di siti omogenei del lago. Un sito è quindi una porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una

comunità macrofita omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante. Siti con comunità macrofita identica, che sono distribuiti su tratti di litorale separati, devono essere considerati siti diversi. All'interno di ogni sito, solitamente al centro, viene scelto un transetto, linea perpendicolare alla costa, lungo la quale si effettuano le osservazioni o i campionamenti. L'operatore si muove in barca lungo il transetto, da riva verso lago, fermandosi a profondità definite, via via crescenti secondo il passo di un metro, ancorando la barca all'interno dell'intervallo di profondità scelto. I punti di osservazione o di campionamento sono 4 in totale: uno verso prua ed uno verso poppa da ciascun lato della barca.

L'ispezione del transetto termina quando si rileva l'assenza di vegetazione su tutti i 4 punti in due intervalli di profondità consecutivi oppure quando è stata raggiunta la massima profondità del lago. L'ispezione può essere visiva, se le acque sono sufficientemente trasparenti, oppure richiedere l'uso di una telecamera subacquea, di un batiscopio o di un rastrello.

Il metodo di classificazione della qualità dei laghi sulla base delle macrofite, denominato MacroIMMI (Marchetto et al., 2011), comprende 4 metriche:

- 1) uno score trofico calcolato come abbondanza media ponderata dei taxa sulla concentrazione di fosforo totale alla circolazione;
- 2) la frequenza delle specie sommerse,
- 3) la frequenza delle specie esotiche,
- 4) la massima profondità di crescita (per i laghi delle tipologie AL-3, AL-5 e AL-6)
- 5) la diversità.

Le singole metriche vengono poi normalizzate prima di essere mediate tra loro.

3.2. Risultati

Per valutare la variabilità dell'indice MacroIMMI e delle metriche costituenti, è stato utilizzato un metodo di re-sampling, denominato jackkniving: per ogni metrica ed ogni lago, è stata creata una serie di repliche dei dati originali, eliminando di volta in volta uno dei siti studiati. La deviazione standard dei valori assunti da ogni metrica nelle varie repliche fornisce quindi un'indicazione della variabilità della metrica stessa all'interno del lago, con uno sforzo di campionamento simile a quello effettivamente praticato.

Nel gruppo di laghi esaminati, tre metriche non sono risultate correlate con lo stato trofico: come atteso, la diversità diminuisce all'aumentare della concentrazione media di fosforo totale. L'aumento della profondità di crescita nei laghi con maggiore concentrazione di fosforo è un risultato inatteso, dovuto alla maggiore profondità della cuvetta dei laghi Sirio e di Viverone rispetto ai laghi di Candia e di Avigliana. In generale la variabilità all'interno dei singoli laghi è risultata modesta, sia per le singole metriche che per l'indice composto MacroIMMI.

Il parametro che mostra una maggior dispersione è la frequenza di specie autoctone, in quanto le specie alloctone in due laghi sono assenti, negli altri due sono molto localizzate spazialmente e quindi vi sono differenze notevoli tra le repliche in cui sono stati inclusi o meno i siti in cui si sviluppano queste specie. L'analisi della varianza ha mostrato che, per tutte le metriche, la variabilità tra laghi è significativamente ($p < 0.001$) maggiore della variabilità all'interno dei singoli laghi, indicando che le modalità di campionamento sono adatte allo scopo (Fig. 1, per il dettaglio delle singole metriche si rimanda a Morabito et al. 2012).

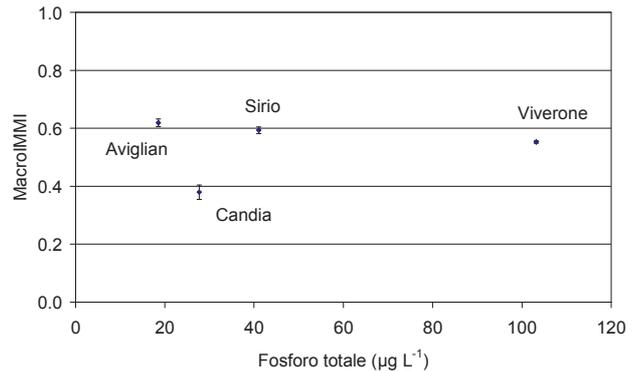


Fig. 1. Valore medio e deviazione standard dell'indice MacroIMMI stimate per jackkniving, in funzione della concentrazione media di fosforo totale.

La variabilità dell'indice composto è modesta: la deviazione standard massima sia ha nel caso del Lago di Candia, e rappresenta il 12% dell'ampiezza delle classi di qualità, ognuna delle quali copre 0,2 unità dell'indice MacroIMMI. Ne consegue che anche la classificazione dei laghi nelle singole classi di qualità è robusta, anche se l'accuratezza della classificazione, in termini di effettiva qualità ecologica dei singoli ambienti, non può essere valutata con questo metodo.

Il protocollo di campionamento attualmente in uso in Italia richiede espressamente la valutazione della presenza di siti omogenei, anche di piccola estensione lineare, attraverso il campionamento di un solo transetto. Nei diversi laghi esaminati nell'ambito di questo progetto, l'estensione lineare minima dei siti campionati è risultata piuttosto modesta, compresa tra 9 e 24 metri.

Si è quindi voluto valutare se sia effettivamente necessario campionare tutti i siti, oppure se sia possibile ridurre in modo significativo lo sforzo di campionamento, riducendo il numero di siti e transetti campionati. Per questa valutazione, è stato utilizzato un altro metodo di re-sampling, denominato bootstrapping. In particolare per ogni metrica ed ogni lago, è stata creata una serie di 30 repliche dei dati originali, selezionando in modo casuale il 50% dei siti campionati. La deviazione standard dei

valori assunti da ogni metrica nelle varie repliche fornisce quindi un'indicazione della variabilità della metrica stessa all'interno del lago, se si riducesse del 50% lo sforzo di campionamento (Fig. 2, per il dettaglio delle singole metriche si rimanda a Morabito et al. 2012).

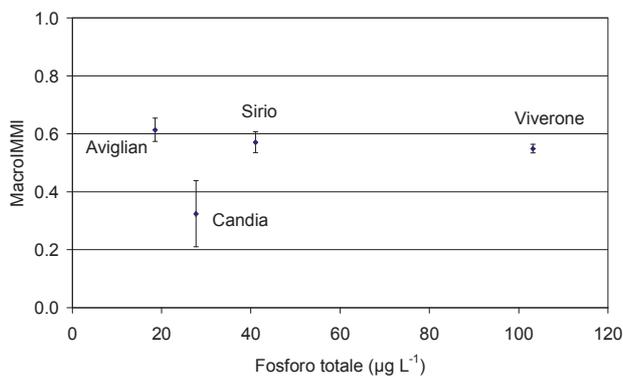


Fig. 2. Valore medio e deviazione standard dell'indice MacroIMMI con una riduzione del 50% dello sforzo di campionamento, in funzione della concentrazione media di fosforo totale.

Le deviazioni standard diventano rilevanti per tutte le metriche considerate, con la parziale eccezione della massima profondità di crescita che, soprattutto per i laghi poco profondi risulta relativamente omogenea tra i siti, e di conseguenza anche per l'indice combinato. In particolare, nel Lago di Candia, la variabilità dell'indice composto sarebbe molto elevata, con una deviazione standard superiore alla metà dell'ampiezza di una classe di qualità, inficiando quindi la classificazione ecologica del lago.

4. CONCLUSIONI

I risultati dell'attività di campagna e l'analisi dei dati ottenuti dai campionamenti di fitoplancton e macrofite mettono in luce che:

- i protocolli di campionamento sono risultati adatti a permettere una stima precisa delle metriche utilizzate per la valutazione della qualità ecologica dei laghi;

- le metriche utilizzate per il fitoplancton hanno mostrato una buona correlazione con il gradiente di fosforo totale, rivelandosi adeguate per valutare l'impatto dell'eutrofizzazione, mentre la formulazione generale dell'indice macrofitico potrebbe necessitare di una ridefinizione per meglio cogliere le differenze di qualità ecologica tra i laghi;
- la variabilità delle metriche fitoplanctoniche lungo il gradiente trofico è risultata più significativa rispetto a quella spiegata dalle fluttuazioni stagionali, dimostrando la robustezza degli indicatori rispetto alle fluttuazioni naturali della composizione dei popolamenti;
- nel caso delle macrofite, una riduzione significativa dello sforzo di campionamento non pare possibile senza compromettere la qualità della classificazione, mentre, per quanto riguarda il fitoplancton, sarebbe accettabile ridurre il numero dei prelievi annuali da 6 a 4 senza compromettere il risultato della classificazione, fermo restando che la scelta dei periodi di campionamento rispecchi la stagionalità, poiché prelievi di fitoplancton concentrati in una sola stagione determinano una maggiore incertezza nella classificazione.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata co-finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del programma LIFE+ Politica e governance ambientali, Contratto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT. Ringraziamo l'ENAS, Ente Acque Sardegna, per il fattivo contributo allo svoglimento delle attività sugli invasi sardi.

BIBLIOGRAFIA

CARVALHO L., PHILLIPS G., MABERLY S.C. & CLARKE R., 2006. Chlorophyll and Phosphorus Classifications for UK Lakes, SNIFFER,

Edinburgh, Environment Agency, Project WFD38, Final report, 81 pp.

HERING D., BIRK S., SOLHEIM A.L., MOE J., CARVALHO L., BORJA A., HENDRIKSEN P., KRAUSE-JENSEN D., LAURIDSEN T., SONDERGAARD M., PONT D., JOHNSON R., KOLADA A., PORST G., MARBA N., NOGES P., OTT I., MARQUES J.C., IRVINE K. & BASSET A., 2010. Deliverable 2.2-2: Guidelines for indicator development. WISER Project, 22 pp. <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>

MARCHETTO A., LUGLIÈ A., PADEDDA B.M., MARIANI M.A., SECHI N., SALMASO N., MORABITO G., BUZZI F., SIMONA M., GARIBALDI L., OGGIONI A., BOLPAGNI R., ROSSARO B., BOGGERO A., LENCIONI V., MARZIALI L., VOLTA P. & CIAMPITTIELLO M., 2011. Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. Report CNR-ISE, 03.11: 164 pp.

MORABITO G., MARCHETTO A., AUSTONI M., OGGIONI A., LUGLIÈ A., MARIANI M.A., PADEDDA B.M., SECHI N., SESIA E., FERRERO T., FOGLIATI P., FORNARO G., PANNOCCHIA M., VIETTI F. & CIAMPITTIELLO M., 2012. Deliverable I1d5. Variabilità naturale e legata a fattori antropici nei siti lacustri studiati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 34 pp. www.life-inhabit.it

SOLLAZZO C., SCANU G., ASTE F., BELLI M., BALZAMO S., BERNABEI S., CADONI F., MARTONE C., MORABITO G., OGGIONI A., TARTARI G., LEGNANI E., BURASCHI E., BUZZI F., POZZI S., GARIBALDI L. & SALMASO N., 2008. Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre. Ispra, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Metodi Biologici per le Acque parte I:1-16.

D2D1.13 - RELAZIONE TRA FATTORI LEGATI ALL'HABITAT ED ELEMENTI DI QUALITÀ BIOLOGICA NEI LAGHI

A cura di:

Marchetto A*¹, G. Morabito¹, M. Austoni¹, A. Oggioni^{1,2}, E. Sesia³, T. Ferrero³, P. Fogliati⁴, G. Fornaro⁴, M. Pannocchia⁴, F. Vietti⁵ & M. Ciampittiello¹

¹CNR-ISE, Verbania Pallanza

²CNR-IREA, Milano

³ARPA Piemonte, Asti

⁴ARPA Piemonte, Ivrea (TO)

⁵ARPA Piemonte, Biella

*a.marchetto@ise.cnr.it

RIASSUNTO

In questo lavoro discutiamo un'analisi del rapporto tra le comunità fitoplanctonica e macrofitica e con la variabilità metoclimatica interannuale ed alcune delle informazioni idromorfologiche raccolte con il metodo Lake Habitat Survey (LHS).

Nel caso del fitoplancton, è stata analizzata la relazione tra la concentrazione di clorofilla media nella colonna d'acqua e la quantità totale di precipitazione nel Lago di Candia, per il quale era disponibile una serie di dati pluriennale. L'analisi ha messo in evidenza una stretta correlazione tra la pioggia che cade sul bacino nel periodo marzo-maggio e la crescita del fitoplancton in primavera ed estate (aprile-agosto). Avendo calcolato in circa due mesi il ritardo necessario perché la pioggia caduta sul bacino raggiunga il lago attraverso la falda, la relazione spiega bene l'effetto che un incremento del *runoff* potrebbe avere sullo stato di trofia del lago.

Per quanto riguarda le macrofite le analisi condotte si sono basate sui dati raccolti nei laghi naturali piemontesi: Avigliana Piccolo, Candia, Mergozzo, Sirio e Viverone. Si sono cercati abbinamenti tra i transetti di campionamento delle macrofite e la posizione

degli habplots del LHS, per valutare con quali dati raccolti effettuare le analisi statistiche e cercare le correlazioni tra i parametri idromorfologici e gli indici macrofitici. Le possibili relazioni tra i risultati dei rilievi idromorfologici e la composizione della comunità macrofitica sono state esplorate utilizzando l'Analisi Canonica delle Corrispondenze (CCA) e con il test di Montecarlo. I dati utilizzati per le analisi sono state le abbondanze relative delle specie macrofitiche, espresse in percentuale, e i dati dei rilievi degli habplots trattati a seconda della scala originaria. L'esame di questi dati indica che la conformazione idromorfologica della sponda non pare influenzare in modo significativo la classificazione del lago, anche se alcuni aspetti della sponda, come la presenza di alberi che possono ombreggiare la superficie del lago, sono correlati all'abbondanza di alcune specie.

SUMMARY

This paper presents a first analysis linking some selected hydromorphological information and quality elements. In particular, we investigated the relationships between two biological quality elements (phytoplankton and macrophytes) and some meteorological and hydromorphological parameters, the latter collected with the Lake Habitat Survey (LHS) method.

In Lake Candia, where long data series are available, summer chlorophyll a concentration, a proxy for phytoplankton biomass, resulted correlated to the amount of precipitation occurred in the previous spring, probably because of the increase input of nutrients carried out by the runoff from agricultural areas around the lake.

Concerning macrophytes, numerical analysis were based on data collected on 5 natural lakes in Piedmont: Avigliana Piccolo, Candia, Mergozzo, Sirio and Viverone. We first selected macrophytes sampling transects close to LHS

habplots, using a geographical information system, and considering the extension of the macrophyte sampling sites.

The relationships between the hydromorphological parameters and the composition of macrophyte assemblages was investigated using again CCA and Monte Carlo permutation test, and using percent relative abundances as response variables.

Hydromorphological features of the shore do not significantly influence lake classification based on macrophytes, but the composition of macrophyte community resulted influenced by substrate features, land use on the shore and the surrounding area.

1. FITOPLANCTON

In ambito comunitario, le maggiori preoccupazioni sull'efficacia delle misure di recupero previste dai Piani di Gestione emanati dagli Stati Membri riguardano i possibili effetti dei cambiamenti climatici. In un recente rapporto (European Commission, 2009) si sottolinea che il cambiamento climatico di origine antropogenica sta manifestando i suoi effetti sugli ecosistemi acquatici in tutta Europa. Tuttavia, secondo questo rapporto, alle scale temporali previste per l'implementazione della Direttiva 2000/60 (ovvero da oggi al 2027) ed in relazione alle metriche usate, non sarebbe possibile separare gli effetti del cambiamento climatico da quelli dovuti ad altre pressioni, se non in quei corpi idrici che si trovano ai limiti degli intervalli di temperatura o in particolari situazioni idrologiche. In conclusione, non sarebbe necessario rivedere le condizioni di riferimento e gli obiettivi alla luce dei cambiamenti climatici. Tuttavia, nella maggior parte dei casi, l'impatto del clima potrebbe amplificare l'effetto di pressioni già esistenti a scala di bacino (Malve et al., 2012).

Tra le conseguenze del riscaldamento globale ci si dovrebbe attendere un incremento della frequenza ed intensità degli eventi estremi (Dokulil & Teubner, 2011), con il risultato di un

aumento del dilavamento dei suoli, delle piene, dell'erosione. Questi fenomeni avrebbero l'effetto di portare ai bacini lacustri nuovi carichi di nutrienti, in grado di rendere inefficaci le misure di risanamento messe in atto e di provocare alterazioni delle comunità biotiche simili a quelle che si osservano con l'eutrofizzazione (Morabito et al., 2012).

Una analisi degli effetti di eventi climatici estremi può essere fatta solamente per quegli ambienti per i quali sono disponibili serie pluriennali di dati biologici: tra i laghi campionati nel progetto INHABIT, il Lago di Candia offre questa possibilità per quanto riguarda il fitoplancton, essendo disponibili dati mensili di tale elemento biologico dal 1986. L'effetto della variabilità meteo-climatica è stato valutato studiando le variazioni stagionali e pluriennali della clorofilla a, in relazione alla quantità di precipitazioni cadute sul bacino. Il bacino del Lago di Candia è in gran parte coltivato: in caso di abbondanti precipitazioni, consistenti quantità di nutrienti algali possono raggiungere il lago, a seguito del dilavamento dei suoli agricoli. L'analisi delle relazioni tra la concentrazione di clorofilla media nella colonna d'acqua e la quantità totale di precipitazione ha messo in evidenza una stretta correlazione (Fig.1) tra la pioggia che cade sul bacino nel periodo marzo-maggio e la crescita del fitoplancton in primavera ed estate (aprile-agosto). Avendo calcolato in circa due mesi il ritardo necessario perché la pioggia caduta sul bacino raggiunga il lago attraverso la falda, la relazione spiega bene l'effetto che un incremento del runoff potrebbe avere sullo stato di trofia del lago.

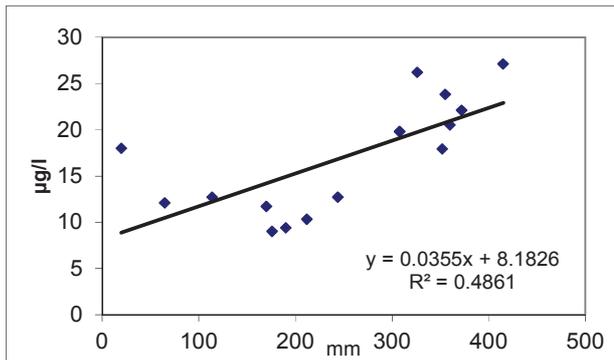


Fig. 1 - Correlazione tra clorofilla nello strato 0-6 m (media aprile – agosto) e la quantità di precipitazione (marzo-maggio) nel Lago di Candia nel 1988-2007.

In particolari condizioni ed in presenza di eventi particolarmente intensi i nutrienti arrivano al lago in tempi brevissimi, determinando un improvviso innalzamento delle concentrazioni di nutrienti: un caso simile è stato osservato sul Lago di Candia il 5 giugno del 2002, quando, a seguito di un eccezionale evento piovoso (110mm in due ore), la concentrazione di TP è salita dai 39 $\mu\text{g l}^{-1}$ (media colonna), misurati pochi giorni prima dell'evento, agli 89 $\mu\text{g l}^{-1}$, registrati il giorno seguente l'evento stesso.

Il caso del Lago di Candia dimostra quanto sia necessario, nei piani di gestione dei bacini, considerare anche gli effetti del cambiamento climatico in atto, intervenendo con misure rivolte al controllo di quelle che potrebbero diventare, nell'arco di pochi anni, fonti di inquinamento importanti e, fino ad ora, relativamente trascurate, poiché le misure di risanamento sono state, in prevalenza, rivolte ad intercettare le sorgenti puntiformi di inquinamento, trascurando i carichi da fonti diffuse.

Ricordando che l'obiettivo dei piani di gestione è mantenere o riportare i corpi idrici in una classe di qualità buona, la precisione della determinazione della classe di qualità attuale è fondamentale, sia per la definizione delle misure di risanamento che per valutare gli effetti delle misure stesse attraverso campagne periodiche (monitoraggio operativo).

In questo senso, è importante comprendere l'influenza delle caratteristiche idromorfologiche sulla classificazione della qualità ecologica, in modo da migliorare la precisione della stima.

2. MACROFITE

2.1. Laghi studiati e metodi

Questa elaborazione si basa sui dati raccolti nell'ambito del progetto INHABIT sui laghi naturali piemontesi inclusi nel progetto stesso: Avigliana Piccolo, Candia, Mergozzo, Sirio e Viverone. Per quanto riguarda il Lago Baratz, unico lago naturale della Sardegna, l'indice MacroIMMI non può essere utilizzato, in quanto la flora macrofita è dominata da una specie (*Potamogeton filiformis*) non presente nella lista dei pesi trofici riportata da Oggioni et al. (2011). Nel Lago di Mergozzo, infine, nonostante le apparentemente buone condizioni ecologiche, non sono state ritrovate macrofite nelle campagne effettuate nel 2011. Il protocollo sviluppato per l'Italia (Sollazzo et al. 2008) prevede che il campionamento avvenga in punti collocati lungo una serie di transetti all'interno di siti omogenei, individuati in un bacino lacustre. Un sito è quindi una porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una comunità macrofita omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante. Siti con comunità macrofita identica, che sono distribuiti su tratti di litorale separati, devono essere considerati siti diversi. Si deve notare che esiste una differenza sostanziale nella localizzazione dei transetti usati per il campionamento delle macrofite e gli *hab-plots* utilizzati per la valutazione delle condizioni idromorfologiche dei laghi secondo il Lake Habitat Survey (LHS, Rowan et al. 2006): questi ultimi vengono infatti disposti regolarmente lungo la sponda, a distanze regolari, mentre i transetti campionati per le

macrofite dipendono dal numero dei siti in quanto in ogni sito deve essere campionato uno e un solo transetto.

Infatti, all'interno di ogni sito, solitamente al centro, viene scelto un transetto, ovvero una linea perpendicolare alla costa, lungo la quale si effettuano le osservazioni o i campionamenti. L'operatore si muove in barca lungo il transetto, da riva verso il lago, fermandosi a profondità definite, via via crescenti secondo il passo di un metro, ancorando la barca all'interno dell'intervallo di profondità scelto. I punti di osservazione o di campionamento sono 4 in totale: uno verso prua ed uno verso poppa da ciascun lato della barca.

L'ispezione del transetto termina quando si rileva l'assenza di vegetazione su tutti i 4 punti in due intervalli di profondità consecutivi oppure quando è stata raggiunta la massima profondità del lago. L'ispezione può essere visiva, se le acque sono sufficientemente trasparenti, oppure richiedere l'uso di una telecamera subacquea, di un batiscopio o di un rastrello. Lungo il transetto, per ciascun intervallo di profondità, ad ogni specie raccolta va attribuito un valore di abbondanza in scala da 1 a 5.

Per abbinare gli *hab-plots* con i siti omogenei rilevati, la posizione dei transetti e quella degli *hab-plots* sono state riportate simultaneamente in una stessa carta elettronica e, tenendo conto dell'ampiezza di ogni sito omogeneo, sono stati selezionati gli *hab-plots* per cui la distanza rispetto al transetto campionato per le macrofite fosse minore rispetto all'ampiezza del sito stesso.

2.2. Risultati

Le eventuali relazioni tra i risultati dei rilievi idromorfologici e la composizione della comunità macrofita sono state esplorate utilizzando l'Analisi Canonica delle Corrispondenze (CCA). La CCA è un metodo numerico multivariato particolarmente adatto all'analisi di matrici sparse, come quelle

prodotte dai rilievi floristici. Le abbondanze relative delle specie macrofite sono state espresse in percentuale e le percentuali soggette a una trasformazione con la radice quadrata per stabilizzarne la varianza. I dati dei rilievi degli *hab-plots* sono stati trattati diversamente a seconda della scala originaria: le variabili quantitative sono state utilizzate tali e quali mentre le variabili semiquantitative, normalmente definite in una scala da 0 a 4, il valore "tick" è stato posto uguale a 0,5. Infine, le variabili fattoriali sono state trasformate in una serie di variabili binarie, ciascuna delle quali corrisponde ad uno dei possibili valori assunti dalla variabile originaria. Sono state escluse dall'elaborazione le variabili del *Lake Habitat Survey* che rappresentano direttamente la comunità macrofita (ad esempio "presenza di piante galleggianti") e le coordinate geografiche, che avrebbero costituito una variabile fittizia per separare i laghi tra loro.

Anche escludendo queste variabili, il numero di variabili ambientali rilevate per ogni *hab-plot* era molto elevato, perciò sono state scelte le variabili più significative ricorrendo ad una selezione additiva (*forward selection*), utilizzando una procedura di *re-sampling* di tipo Montecarlo con 9999 permutazioni, senza indicazioni a priori di una schema di permutazione. L'elaborazione è stata effettuata con il software CANOCO versione 4.5 (ter Braak & Smilauer, 1999).

Una prima analisi, comprendente tutti i punti selezionati sui quattro laghi naturali piemontesi, ha portato alla individuazione di un sito aberrante (*outlier*), rappresentato da un transetto del Lago di Candia in cui le macrofite erano rappresentate da una comunità monospecifica di loto (*Nelumbo nucifera*), una pianta invasiva di origine asiatica occasionalmente presente anche nel Lago di Viverone. Tale punto, che da solo dominava l'analisi multivariata, è stato escluso dalle successive elaborazioni.

Nella seconda analisi (Fig. 2), che esclude il punto aberrante citato, i primi due assi spiegano il 26.8% della varianza della comunità macrofita. Le variabili ambientali risultate significative nel controllare la composizione della comunità sono tre:

- la presenza di alberi (latifoglie) sulla riva prospiciente il tratto di sponda rilevato (LCBL in fig. 3.3.7), espressa come variabile binaria;
- la sponda con vegetazione, in particolare alberi alti (BKVETA in fig. 3.3.7), una variabile binaria strettamente correlata alla precedente;
- la sponda limosa (BKSI in fig. 3.3.7), espressa anch'essa come variabile binaria.

In particolare tre punti sono caratterizzati dal valore "1" per almeno una delle prime due variabili, e la loro comunità macrofita è risultata composta da *Nuphar luteum* e *Trapa natans*.

Per quanto riguarda invece i quattro punti caratterizzati dal valore "1" per la terza variabile, le loro comunità macrofite erano composte da *Najas marina*, *Najas minor*, *Nitella gracilis*, *Nuphar lutea* e *Polygonum amphibium*.

Si noti che, a causa del carattere binario delle variabili, i punti rappresentano diversi siti: 3 siti il punto in alto nel primo quadrante, un sito il punto in basso nel primo quadrante e 3 siti il punto nel secondo quadrante. I siti rappresentati nel primo e nel secondo quadrante sono tutti localizzati nei laghi di Candia ed Avigliana, mentre quelli nel terzo quadrante sono localizzati nei quattro laghi.

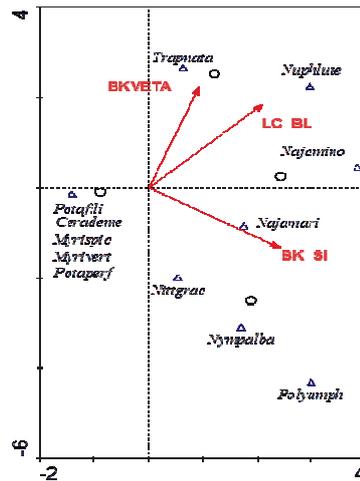


Fig. 2. Triplot dell'analisi canonica delle corrispondenze (CCA) dei rilievi di macrofite e degli *hab-plots* dei laghi naturali piemontesi compresi nel progetto INHABIT. I triangoli rappresentano i centroidi delle specie, i cerchi i siti campionati e la proiezione delle frecce su ciascun asse è proporzionale alla correlazione tra la variabile ambientale e l'asse stesso oltre che all'autovalore di ciascun asse. I codici delle variabili sono riportati nel testo, quelle delle specie sono composti utilizzando le prime quattro lettere del nome del genere e le prime quattro lettere dell'epiteto specifico.

Tutti gli altri siti sono rappresentati dal punto nel terzo quadrante. Allo stesso modo, il triangolo nel terzo quadrante rappresenta le 5 specie che dominano questi siti: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton perforatum*, *Potamogeton filiformis*.

I risultati dell'analisi mettono in evidenza che esiste una correlazione tra la composizione della comunità macrofita e la struttura della sponda, rilevabile attraverso il *Lake Habitat Survey*. Nel prossimo paragrafo si valuterà quindi se tale correlazione può influenzare la classificazione di qualità degli ambienti studiati. Ricordando che nel Lago di Mergozzo non sono state ritrovate macrofite, sulla base dei dati rilevati è stato possibile calcolare il valore delle metriche componenti il MacroIMMI (Oggioni et al., 2001) e dell'indice stesso, per i restanti quattro laghi naturali piemontesi (Tab. 1).

Per quanto riguarda i laghi di Candia e Piccolo di Avigliana, nella tabella 2 si riportano i valori delle singole metriche calcolati utilizzando solo i siti dove il Lake Habitat Survey ha rilevato la presenza di alberi (latifoglie) sul terreno prospiciente la riva (LCBL), o una sponda limosa (BKSI) o entrambi, rispetto a quelli calcolati

utilizzando tutti gli altri siti. In entrambi i casi i siti utilizzati sono pochi (3-4) rispetto a quelli utilizzati per la classificazione della qualità ecologica degli stessi laghi secondo il protocollo nazionale.

Tab 1 - Valori calcolati delle metriche costituenti il MacroIMMI e dell'indice sintetico, considerando tutti i siti campionati.

Lago	Viverone	Avigliana	Candia	Sirio
N. siti	20	14	18	12
Score trofico	0,43	0,40	0,54	0,39
Diversità	57	70	73	62
Frequenza sommerse	94	84	31	96
100-freq. esotiche	94	100	92	100
Profondità di crescita	7,1	3,7	3,7	6,5
MacroIMMI	0,55	0,56	0,29	0,60

Tab 2 - Valori calcolati delle metriche costituenti il MacroIMMI e dell'indice sintetico, considerando i siti caratterizzati secondo il *Lake Habitat Survey*. Per i codici delle tipologie si veda il testo.

Lago	Avigliana			Candia	
	LCBL	BKSI	altro	LCBL	Altro
N. siti	3	4	7	3	15
Score trofico	0,39	0,39	0,41	0,69	0,53
Diversità	64	68	68	65	71
Frequenza sommerse	67	33	94	0	37
100-freq. esotiche	100	100	100	40	100
Profondità di crescita	3,7	3,7	3,7	3,2	3,7
MacroIMMI	0,55	0,49	0,66	0,04	0,43

Dal confronto tra le due tabelle si può evincere che le caratteristiche idromorfologiche della sponda non alterano in modo significativo le metriche che costituiscono l'indice MacroIMMI, che può quindi essere considerato robusto rispetto alle caratteristiche idromorfologiche della sponda.

I valori di diversità riportati in tabella 2 sono leggermente minori di quelli riportati in tabella 1 per gli stessi laghi, ma questa differenza è chiaramente motivata dal numero ridotto di siti utilizzati per la classificazione nella seconda tabella, che non permettono di cogliere

appieno la diversità beta (cioè la diversità tra siti) all'interno dei singoli laghi.

Si noti invece come la frequenza di specie sommerse sia molto bassa nei siti del Lago di Candia individuati come LCBL in tabella 2, e come questa differenza influenzi pesantemente l'indice complessivo MacroIMMI.

In questo caso la differenza può essere dovuta alla diversa disposizione delle specie sommerse e delle altre specie nei due laghi. Infatti, nei laghi di Avigliana Piccolo e di Candia, le macrofite sommerse si trovano in siti di dimensioni più piccole, generalmente larghi tra

17 e 210 m, con due eccezioni di 665 e 770 m. Al contrario le altre specie si trovano in siti più grandi, tra 40 e 1300 metri, anche qui con un'eccezione di 23 m. Sebbene le estensioni medie dei due gruppi di siti sia simile (255 m per i siti senza specie sommerse e 170 m per quelli con specie sommerse), le mediane sono molto diverse (106 m contro 40 m), testimoniando come le specie sommerse si trovino generalmente in siti di minori dimensioni. Dal momento che gli hab-plots sono collocati in modo regolare lungo il lago, la probabilità che cadano casualmente nei siti contenenti specie sommerse è quindi minore.

L'esame di questi dati indica che la conformazione idromorfologica della sponda non pare influenzare in modo significativo la classificazione del lago, ma che sia 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.

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. I siti, omogenei dal punto di vista della composizione in specie, sono la corrispondenza biologica della natura del substrato e l'uso del suolo sul bacino imbrifero. Si ritiene comunque opportuno identificare questi parametri nel momento della definizione dei siti omogenei per il campionamento delle macrofite.

4. CONCLUSIONI

Alla fine di questa analisi è possibile concludere quanto segue:

- la variabilità interannuale delle caratteristiche metoclimatiche locali può influenzare lo stato trofico dei laghi, ed è quindi necessario tener conto di questa relazione nella classificazione di qualità basata sul fitoplancton;

- la mancanza di macrofite compromette la possibilità di classificazione attraverso l'uso dell'indice MacroIMMI e per definizione non possono essere individuati i siti;
- l'uso del suolo a ridosso della sponda e la composizione del substrato sono quelli che maggiormente risultano correlati con la presenza di macrofite. Questo indica come la composizione in specie, nei siti stessi, sia particolarmente adatta a rappresentare questo tipo di parametri;
- infine la composizione in specie nei siti non è influenzata dalla conformazione idromorfologica della sponda, ma è evidente come la natura del substrato e l'uso del suolo siano più importanti nel determinare la composizione delle specie sommerse quando quelle galleggianti non sono presenti.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata co-finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del programma LIFE+ Politica e governance ambientali, Contratto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT.

BIBLIOGRAFIA

DOKULIL, M.T. & TEUBNER I., 2011. Eutrophication and Climate Change: Present Situation and Future Scenarios. In Ansari, A.A., S. Singh Gill, G.R. Lanza & W. Rast (eds), Eutrophication: causes, consequences and control, 1st Edition. Springer, Berlin :1-16.

EUROPEAN COMMISSION, 2009 River basin management in a changing climate, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Guidance document No. 24, ISBN 978-92-79-14298-7.

MALVE O., JEPPESEN E., KERNAN M., GOLDSMITH B., BENNION H., HUTTULA T., DUEL H., HAREZLAK V., PENNING E., MOE J., LIUKKO N., KOTAMÄKI N. & TASKINEN A., 2012. Deliverable D5.2-6: Synthesis paper on options for lake management to improve ecological

status – Resistance to climate change in focus. WISER Project, 47 pp. www.wiser.eu

MORABITO G., OGGIONI A. & AUSTONI M., 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydro-biologia*, 698: 47-60.

OGGIONI, A. BUZZI F. & BOLPAGNI R. 2011. Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies. In: Marchetto, A., A. Lugliè, B.M. Padedda, M.A. Mariani, N. Sechi, N. Salmaso, G. Morabito, F. Buzzzi, M. Simona, L. Garibaldi, A. Oggioni, R. Bolpagni, B. Rossaro, A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziali, P. Volta & M. Ciampittello. Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. Report CNR-ISE, 03.11: 52-82

ROWAN J.S., CARWARDINE J., DUCK R.W., BRAGG O.M., BLACK A.R., CUTLER M.E.J., SOUTAR I. & BOON P.J., 2006. Development of a technique for lake habitat survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 637-657

SOLLAZZO C., SCANU G., ASTE F., BELLI M., BALZAMO S., MARTONE C., CADONI F., BERNABEI S., TARTARI G., BURASCHI E., COPETTI D., MARCHETTO A., MORABITO G., OGGIONI A., DAL MIGLIO A., BUZZI F., POZZI S., GARIBALDI L., SALMASO N. & LUGLIÈ A., 2008. Protocollo per il campionamento dei parametri chimico-fisici a sostegno degli elementi biologici in ambiente lacustre, Ispra Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. *Metodi Biologici per le Acque parte I*:1-17.

TER BRAAK C.J.F. & SMILAUER P., 2002. Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination Version 4•5. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

D2D1.14 - INFLUENZA DELLE CARATTERISTICHE DELL'HABITAT SUI MACROINVERTEBRATI LACUSTRI: L'ESEMPIO DEL LAGO DI VIVERONE

A cura di:

Boggero A.*, S. Zaupa & M. Ciampittiello

CNR-ISE, Verbania Pallanza
*a.boggero@ise.cnr.it

RIASSUNTO

Questo lavoro presenta un'analisi integrata di informazioni idromorfologiche e caratteristiche della comunità a macroinvertebrati nel Lago di Viverone (Piemonte). In particolare, si sono ricercate possibili relazioni tra alcuni parametri idromorfologici raccolti tramite l'applicazione del 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 nella zona riparia, come campeggi, attività nautiche e presenza di strutture di regolazione dei livelli e delle loro variazioni, e gli elementi descrittivi della fauna a macroinvertebrati.

Si sono utilizzati i dati del solo Lago di Viverone per il quale, nel corso del progetto INHABIT e in virtù delle sue dimensioni, sono stati campionati i macroinvertebrati in tre distinti transetti. Si sono effettuate l'Analisi Canonica della Correlazione (CCA) e l'Analisi della Ridondanza (RDA) e inoltre si è calcolato l'indice BQIES per valutare se le pressioni antropiche presenti lungo la costa potessero influenzare la comunità bentonica. Dapprima si è effettuato il test di Montecarlo per verificare la significatività tra parametri. Successivamente, si sono correlati sia dati biologici, utilizzando le abbondanze relative superiori all'1%, che dati chimici (TP, TN, alcalinità (Alc) e % saturazione ossigeno (%O₂)), insieme a quelli idromorfologici sopra descritti.

Secondo quanto emerso dalle analisi statistiche effettuate i) le pressioni antropiche lungo la costa non influenzano particolarmente le comunità a macroinvertebrati; ii) la fauna e le stazioni si distinguono bene in 3 gruppi principali che seguono le modifiche apportate alla zona litorale e la stagionalità; iii) esistono correlazioni tra l'Indice BQIES e le variabili idromorfologiche analizzate, anche se, da un punto di vista statistico non ci sono risultati significativi. Per comprendere meglio i reali effetti degli aspetti idromorfologici sui macroinvertebrati sarebbe quindi opportuno ampliare il campionamento nella fascia litorale, evitando i punti nei pressi di corsi d'acqua immissari.

SUMMARY

This paper presents an analysis linking on one hand the composition of the macroinvertebrate fauna and the Benthic Quality Index used for lake quality classification and on the other hand some hydromorphological parameters. These variables were collected through the application of the Lake Habitat Survey (LHS) method and comprised the characteristics of the littoral and sub-littoral substratum, the bank characteristics, the fluctuation level, and the human activities in the lake and in the riparian zone, as camping and water sports.

In particular, we used data collected in Lake Viverone, sampled both in spring and autumn along three transects and in three different sites along each transect. Beside Canonical Correspondence Analysis (CCA) and Redundancy Analysis (RDA), the BQIES Index was also calculated, to evaluate if the anthropogenic pressures on the coast can influence the littoral benthic community.

The analysis was performed using as response variable the relative abundance of each taxa, selecting taxa with maximum relative abundance above 1%. Independent variables included the chemical data (TP, TN, alkalinity and percent oxygen saturation), and

hydromorphological parameters. The statistical significance of the analyses was checked using a Monte Carlo permutation test.

According to the described numerical analysis, macroinvertebrates composition and sampling stations can be classified in three principal groups, according to seasonality and anthropogenic modifications on the littoral zone. Correlations between the BQIES Index and the hydromorphological variables do exist, but did not result statistically significant.

From our analysis, it appears that to better understand the real effects of hydromorphology on macroinvertebrates distribution and composition, it is necessary to increase the sampling sites along the coast, avoiding points close to inflows.

1. INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque (WFD 2000/60/CE) spiega i principi generali e gli obiettivi per l'azione comunitaria in materia di acque, definisce l'acqua come patrimonio da tutelare e da conservare, e ha come scopo finale quello di migliorare i Piani di Gestione e la valutazione dello stato ecologico dei bacini idrografici. Introduce inoltre, aspetti innovativi per quanto riguarda il monitoraggio. In passato, la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici veniva fatta utilizzando solamente i classici parametri chimico-fisici delle acque. Ora, con l'introduzione del D.Lgs. 152/06 che rappresenta il recepimento italiano della WFD 2000/60, il giudizio dei corpi idrici è basato anche su parametri biologici (fitoplancton, macrofite, macroinvertebrati e pesci), ma anche su parametri chimico-fisici e idromorfologici a supporto di quelli biologici. La qualità del corpo idrico è quindi vista nel suo significato più completo, guardando l'ecosistema nel suo complesso, sapendo che le comunità biologiche rispondono a diversi tipi di cambiamento, a piccola e grande scala, a inquinamenti puntuali e diffusi, ma anche a piccole o grandi modificazioni degli habitat. A

tal proposito si sono analizzati in dettaglio gli aspetti fisico-chimici, tramite raccolte di campioni d'acqua, e le caratteristiche idromorfologiche, valutate attraverso il metodo Lake Habitat Survey (LHS; Rowan et al. 2006) di uno dei 13 laghi oggetto di studio all'interno del Progetto InHabit e situati nelle regioni Piemonte e Sardegna. I punti di osservazione dell'LHS (10 Hab-Plots equidistanziati lungo tutto il perimetro del lago) sono stati sovrapposti, dove possibile, alle zone campionate per lo studio dei macroinvertebrati, nel tentativo di trovare possibili relazioni tra le caratteristiche idromorfologiche e la qualità biologica. Le caratteristiche idromorfologiche utilizzate, riguardano soprattutto la gestione delle acque (per stabilire le fluttuazioni di livello), le caratteristiche dell'area riparia, della sponda, delle zone litorale e sublitorale (es. presenza di opere artificiali, tipologia del substrato ecc.) e la presenza di attività umane. Per questo tipo di analisi è stato scelto il L. di Viverone, in quanto è l'unico che presenta più transetti (3) di sovrapposizione con gli Hab-Plots dell'LHS, permettendo così analisi ed elaborazioni statistiche più dettagliate.

2. AREA DI STUDIO

Il Lago di Viverone o d'Azeglio (fig. 1), situato a sud-est di Ivrea (Piemonte), ha origine intermorenica ed è il terzo lago piemontese per dimensioni.

Tab. 1. Principali caratteristiche geografiche e morfologiche del L. di Viverone.

Provincia	Torino, Vercelli
Comune	Azeglio, Viverone
Latitudine	45°24'05"
Longitudine	08°03'05"
Affluenti	--
Emissari	Roggia Violana
Altitudine media (m)	230
Area lago (Km ²)	5,60

Area bacino (Km ²)	25,7
Prof. max. (m)	50
Prof. media (m)	22,5

Presenta una forma ovale, ed una pendenza uniforme, ed è di tipo monomittico caldo, con periodo di massima circolazione delle acque alla fine dell'inverno, mentre quello di massima stratificazione si ha a fine estate. In tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche geografiche e morfologiche del lago.

2. METODI

La fauna a macroinvertebrati è stata analizzata per evidenziare le possibili relazioni esistenti fra la presenza di attività antropiche lungo la costa e la distribuzione e composizione dei macroinvertebrati nella stessa area, valutando quali sono i parametri idromorfologici che maggiormente vanno ad influenzarne la struttura di comunità. Inoltre, si sono caratterizzati i punti di campionamento litorali, utilizzando dati biologici, chimici e specifici parametri del LHS (Rowan et al. 2006).

Il campionamento è stato effettuato seguendo il protocollo nazionale che prevede una stretta relazione fra dimensioni del corpo idrico e numero di transetti da posizionare all'interno del bacino lacustre. Poiché il lago supera le dimensioni di 5 km² è stato programmato il posizionamento di tre diversi transetti (Fig. 1) che permettono, quindi, una qualche elaborazione di tipo statistico.

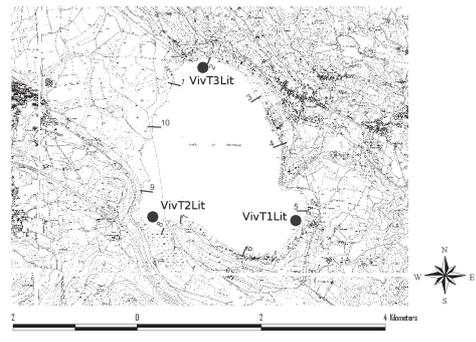
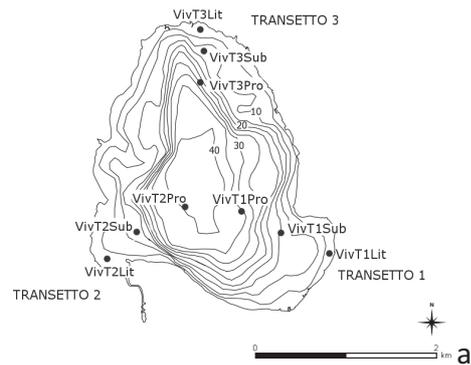


Fig. 1. L. di Viverone: a) siti di campionamento della fauna macroinvertebrata; b) HabPlot dell'LHS scelti per l'analisi.

La programmazione dell'attività di campionamento si è basata su quanto previsto dagli Standard ISO relativi al campionamento in acque profonde e alla conservazione del campione (ISO 5667-4, 1987; ISO 9391, 1993; ISO 5667-3, 1994) e alle linee guida adottate a livello nazionale (Bazzanti et al., 2007; Boggero et al., 2011), seguendo la modalità "di minima", che prevede la raccolta di campioni in due periodi stagionali estremi per gli ambienti lacustri: la circolazione e la stratificazione. I campioni sono stati prelevati, tramite draga, lungo 3 transetti, in replicati di 3 per sito a tre diverse profondità, rappresentative rispettivamente delle tre fasce batimetriche generalmente riconosciute in un lago e corrispondenti all'epilimnio, al metalimnio e all'ipolimnio.

Si ribadisce che in questa sede si è fatto riferimento ai soli dati rappresentativi della fascia litorale, ipotizzando che siano quelli maggiormente soggetti a modificazione nella

composizione della comunità, in seguito alla presenza di diversi impatti antropici nella zona riparia a ridosso della linea di costa e nell'area litorale. I campioni biologici raccolti sono stati sottoposti a risciacquo, sorting, identificazione tassonomica spinta (specie, laddove possibile) e conteggio, utilizzando sia uno microscopio stereoscopico (80x) che un microscopio ottico (1000x). Per quanto riguarda gli aspetti fisico-chimici, i campioni sono stati prelevati tramite bottiglie a strappo alle medesime profondità previste per il campionamento biologico. Le analisi sono state eseguite secondo le modalità in uso presso il CNR-ISE (Tartari & Mosello, 1997).

Nelle analisi statistiche successivamente presentate, le stazioni di campionamento sono rappresentate da codici: nome del lago (Vi=Viverone); numero del transetto (T1, T2, T3); fascia di campionamento (Lit= litorale) e periodo di campionamento (C=Circolazione, S=Stratificazione), che uniti insieme costituiscono l'intero codice.

Per l'esecuzione delle analisi statistiche, sono stati presi in considerazione solamente alcuni parametri chimici quali: TP, TN, alcalinità (Alc) e % saturazione ossigeno (%O₂), in quanto maggiormente correlati con gli aspetti biologici. Altri parametri, di tipo chimico e morfometrico, utilizzati in analisi precedenti, quali la temperatura, la profondità del lago e di campionamento, l'area del lago e l'altitudine, non sono stati utilizzati, dato che presentavano valori uguali per tutte le stazioni, e risultavano quindi ininfluenti per questo tipo di analisi.

Per quanto riguarda i parametri derivati dall'applicazione dell'LHS, si è proceduto ad una eliminazione dei valori che risultavano uguali nei tre punti, in quanto anch'essi ininfluenti. Tutti i dati abiotici sono infine stati trasformati in forma logaritmica prima di applicare l'analisi, mentre i dati biologici, considerando solamente le specie con abbondanze relative superiori all'1% (eliminando quindi le specie rare), sono stati trasformati in radice quadrata. I dati sono stati

quindi elaborati tramite CCA (Analisi Canonica della Correlazione) ed RDA (Analisi della Ridondanza) utilizzando il programma di elaborazione statistica CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002). Infine è stato considerato il BQIES (Indice di Qualità Bentonico, Rossaro et al. 2011) per valutare se le pressioni antropiche presenti lungo la costa potessero influenzare l'assetto della comunità bentonica.

3. RISULTATI

Nelle due campagne di campionamento, sono stati raccolti ed identificati complessivamente un totale di 419 organismi. Come visto prima, sono state incluse nell'analisi solamente le specie che presentavano abbondanze maggiori dell'1%. Queste sono rappresentate da 19 taxa: *Dero* sp., *Nais* sp., *Stylaria lacustris*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi*, *Ilyodrilus templetoni*, *Potamotrix heuscheri*, *Potamotrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex*, *Procladius choreus*, *Chironomus plumosus*, *Pseudochironomus* sp., *Cladopelma viridulum*, *Dicrotendipes* gr. *tritonus*, *Einfeldia* gr. *insolita*, *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, *Cladotanytarsus* gr. *mancus*, *Dugesia tigrina* ed *Ecnomus tenellus*.

Sono state eseguite tre tipi di analisi statistiche. Nella prima analisi (fig. 2) sono stati introdotti tutti i dati prima descritti, con le opportune trasformazioni: i valori biologici (con abbondanze maggiori dell'1%), i valori chimici (TN, TP, alcalinità e percentuale di saturazione di ossigeno) e le variabili dell'LHS prescelte. Sullo stesso gruppo di dati è stato eseguito dapprima il test di Monte Carlo (499 permutazioni, $p < 0,05$), per vedere quali erano le variabili significative sulla distribuzione delle specie e la separazione dei tre punti di campionamento.

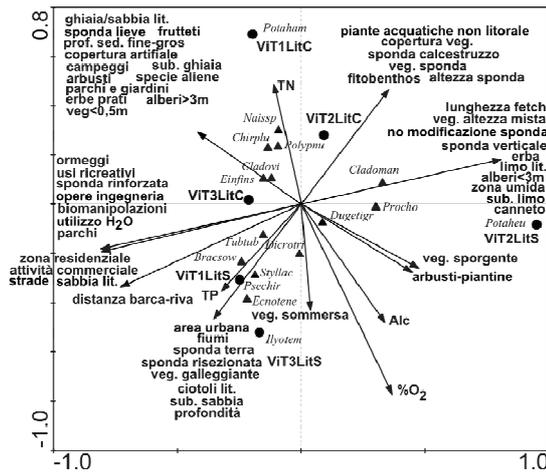


Fig. 2. Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (abbondanze, variabili chimiche e idromorfologiche).

Nel nostro caso, nessuna variabile è risultata significativa, ma, nonostante ciò, la varianza spiegata dai primi due assi è pari al 55% e l'analisi statistica separa bene le stazioni di campionamento.

Il primo asse, che spiega il 29% della varianza, è legato ai parametri idromorfologici che evidenziano la separazione dei tre punti di campionamento. Il punto VIT2Lit, infatti, sia in circolazione che in stratificazione, si differenzia nettamente dagli altri due, e risulta correlato positivamente con le variabili idromorfologiche che caratterizzano ambienti più naturali, e negativamente con gli altri parametri legati ad ambienti soggetti ad antropizzazione. È infatti contraddistinto, da un'elevata percentuale di vegetazione, sia lungo il litorale che sulla sponda, che non presenta alcun tipo di modificazione. La fascia riparia mostra una copertura vegetale mista con alberi bassi e di media altezza e prati, mentre è rappresentata da canneto in acqua, inoltre è correlata alla presenza di alghe fitobentoniche e ad un substrato con sedimento limo-argilloso.

Le stazioni VIT1Lit e VIT3Lit, presentano invece caratteristiche tipiche di ambienti antropizzati, correlati positivamente ad alterazioni ambientali e negativamente con caratteristiche di habitat naturali. Tali punti presentano

modificazioni della sponda (rinforzata e/o risezionata) con copertura di tipo artificiale, molte strutture legate all'attività turistica, quali campeggi, parchi, centri residenziali e commerciali, e zone coltivate a frutteto. La copertura vegetale risulta essere semplificata e rappresentata da prati alternati ad alberi alti, con presenza di specie alloctone. La zona litorale, soggetta a biomanipolazione, presenta ormeggi e punti d'ancoraggio, ed è caratterizzata da un substrato più grossolano (ghiaia/sabbia e ciottoli), probabilmente di riporto.

L'asse 2 risulta invece legato a parametri di tipo chimico, con una varianza spiegata del 26%. Questo asse mostra una correlazione negativa con la quantità di fosforo totale, l'alcalinità e la percentuale di saturazione dell'ossigeno, e una correlazione positiva con l'azoto totale. Il secondo asse separa inoltre le stazioni anche sulla base della stagionalità, con i campioni raccolti durante il periodo tardo primaverile nella parte alta del grafico, e quelli del periodo autunnale nella parte bassa. Sarebbe quindi che l'ossigeno sia maggiore nella stagione autunnale, dove non può avvenire un rimescolamento completo delle acque, mentre nella stagione tardo-primaverile, l'ossigeno viene ridistribuito lungo tutta la colonna, e risulta quindi avere una concentrazione minore negli strati superficiali, rispetto al periodo di stratificazione. Discorso analogo può essere fatto per TP e alcalinità.

In un secondo tempo, lo stesso tipo di analisi (CCA) è stato applicato considerando i dati biologici (sempre con abbondanze > 1%) e solamente le variabili legate all'LHS. Anche in questo caso è stato eseguito il test di Monte Carlo (499 permutazioni, $p < 0,05$), che non ha evidenziato variabili significative.

Entrambe le analisi presentavano un'inerzia < 3, quindi si è proceduto con l'applicazione della RDA, utilizzando solamente i dati biotici e le variabili dell'LHS e scartando i parametri chimici (fig. 3). Anche in questo caso il test di Monte Carlo (499 permutazioni, $p < 0,05$) ha portato ad

escludere tutte le variabili idromorfologiche dell'LHS, in quanto non significative.

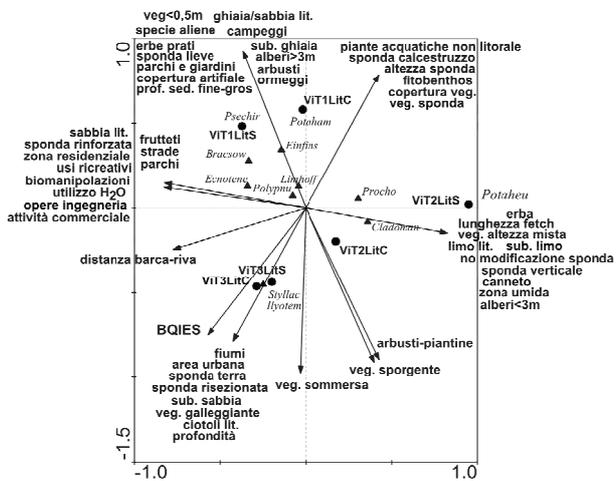


Fig. 3. Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della RDA (abbondanza e variabili idromorfologiche).

Nei tre transetti sono poi state evidenziate le variabili idromorfologiche presenti o assenti in maniera esclusiva, per valutare se queste possono o meno influenzare i valori dell'Indice di Qualità Bentonico (Tab. 2).

Dai risultati ottenuti attraverso l'analisi multivariata si nota che non c'è una correlazione significativa con nessun parametro idromorfologico. Ma la fauna e le stazioni si distinguono bene in tre gruppi principali, che seguono comunque le modificazioni apportate alla zona litorale (figg. 2 e 3).

Si nota infine, che le stazioni si suddividono anche seguendo la stagionalità. Questa suddivisione sembra comunque influenzata più dalle variabili di tipo chimico, che dai parametri dell'LHS.

Si individua una zona naturale con la presenza di aree a torbiera, caratterizzata dalle specie *Potamotrix heuscheri*, *Dugesia tigrina*, *Cladotanytarsus gr. mancus* e *Procladius choreus* e due zone che presentano impatti antropici che si distinguono per la presenza (ViT3) o assenza (ViT1) di un tributario, caratterizzate da: *Stylaria lacustris*, *Ilyodrilus*

templetoni, *Dero sp.*, *Nais sp.*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi*, *Potamotrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex*, *Chironomus plumosus*, *Pseudochironomus sp.*, *Cladopelma viridulum*, *Dicrotendipes gr. tritonus*, *Einfeldia gr. insolita*, *Polypedilum gr. nubeculosum*, e *Ecnomus tenellus*.

Tab. 2. Variabili idromorfologiche presenti o assenti in maniera esclusiva nei diversi transetti.

Variabile	Transetto
specie aliene	T1
copertura artificiale	T1
vegetazione < 0,5 m e alberi grandi	T1
lieve pendenza della sponda	T1
campeggi	T1
parchi e giardini	T1
erbe e prati	T1,T2
frutteti	T1
substrato con ghiaia / sabbia mista	T1
vegetazione altezza mista	T2
pendenza verticale della sponda	T2
zona umida con canneto	T2
substrato limoso	T2
sponda in terra e risezionata	T3
inclinazione della sponda	T3
substrato con ciottoli o sabbia	T3
area urbana	T3
vegetazione galleggiante	T3
tributario	T3

Inserendo i valori dell'Indice di Qualità Bentonico (BQIES), la distinzione tra le due zone antropizzate risulta essere più evidente, con il punto ViT3 con correlazione positiva, e ViT1 con correlazione negativa rispetto a questa variabile.

È quindi presente un certo grado di correlazione tra i valori dell'indice BQIES e le variabili idromorfologiche, anche se non si osservano risultati significativi dal punto di vista statistico. Presumibilmente il valore elevato

dell'indice nel punto ViT3 è da attribuire alla presenza del tributario, in quanto questo può portare ad un'immissione di nuova fauna, ossigeno e nutrienti.

4. CONCLUSIONI

Riassumendo, tutte le analisi eseguite mostrano che le pressioni antropiche lungo la costa non influenzano significativamente la componente biotica a macroinvertebrati, probabilmente per lo scarso numero di stazioni considerate lungo la riva. Nonostante ciò, esiste una relazione fra descrittori dei diversi habitat, stazioni di campionamento, caratteristiche chimiche e comunità biologica.

Per la valutazione complessiva dello stato di qualità di un corpo lacustre, sembra quindi di poter affermare che sarebbe opportuno ampliare il campionamento lungo la fascia litorale, evitando però la presenza di corsi d'acqua, che con il loro contributo possono occultare il valore reale dell'Indice in quel determinato ambiente. Oltre a ciò la fascia litorale risulta povera di particellato per l'azione erosiva delle acque in ingresso.

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata co-finanziata dall'Unione Europea nell'ambito del programma LIFE+ Politica e Governance ambientali, Contratto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT.

BIBLIOGRAFIA

BAZZANTI, M., A. BOGGERO, V. LENCIONI, L. MASTRANTUONO, B. ROSSARO & A. SOLIMINI. 2007. Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati negli ambienti lacustri. MATTM-APAT, Roma: 16 pp.

BOGGERO, A., S. ZAUPA, B. ROSSARO, V. LENCIONI & F. GHERARDI. 2011. Guida tecnica

alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre. CNR-ISE Report, 02.11: 58 pp

ISO 5667-4. 1987. Water Quality: Sampling – Part 4: Guidance on sampling from lakes, natural and man-made: 5 pp.

ISO 9391, 1993. Water quality. Sampling in deep waters for macro-invertebrates. Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samplers. 13 pp.

ISO 5667-3. 1994. Water Quality: Sampling – Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples. 26 pp.

ROSSARO, B., A. BOGGERO, V. LENCIONI & L. MARZIALI. 2011. Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica. In: CNR-ISE (Ed.), Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. CNR-ISE Report, 03.11: 83-100.

ROWAN, J. S., J. CARWARDINE, R. W. DUCK, O. M. BRAGG, A. R. BLACK, M. E. J. CUTLER, I. SOUTAR & P. J. BOON. 2006. Development of a technique for lake habitat survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16: 637-657.

TARTARI, G.A. & R. MOSELLO. 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. Documenta Istituto italiano Idrobiologia, 60: 160 pp.

TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER, 2002. Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

**D2D1.15 - RELAZIONI TRA FAUNA ITTICA,
STATO TROFICO E IDROMORFOLOGIA NEI
LAGHI: INDICAZIONI DAL PROGETTO
INHABIT.**

A cura di:

Sala P., Ciampittiello M, Marchetto A, Morabito G. & Volta P.

CNR-ISE, Istituto per lo studio degli ecosistemi, Largo Tonolli 50,
28922 Verbania Pallanza (VB).

RIASSUNTO

Nel presente lavoro sono descritti sinteticamente i risultati delle analisi che indagano le relazioni tra lo stato trofico, le caratteristiche idromorfologiche (rilevate mediante il metodo *Lake Habitat Survey* LHS) e le caratteristiche della fauna ittica nei laghi e negli invasi considerati all'interno del progetto Inhabit. I campionamenti della fauna ittica sono stati condotti secondo il protocollo di campionamento europeo e italiano che prevede l'utilizzo di reti multimaglia bentiche e mesopelagiche e dell'elettropesca lungo il litorale. I dati sono stati analizzati mediante *Redundancy Discriminant Analysis* (RDA), la quale ha evidenziato come le variabili di stato trofico siano più importanti rispetto alle variabili idromorfologiche nello spiegare le caratteristiche della fauna ittica considerate e cioè la lunghezza media e il peso medio dei pesci catturati, l'abbondanza e la biomassa relativa. Tuttavia è interessante notare come il NPUE (numero per unità di sforzo) e il numero di specie rilevate mostrino una certa vicinanza alle variabili legate alla qualità idromorfologica sintetizzata dall'indice LHQA (indice di qualità degli habitat).

Alla luce di quanto emerso, prima di trarre delle conclusioni definitive e confermare i risultati acquisiti, sarebbe opportuno valutare queste relazioni avendo a disposizione un database più ampio. Ciò potrebbe avvenire in tempi

relativamente brevi quando le Regioni consegneranno i dati concernenti il monitoraggio della fauna ittica nei laghi in ottemperanza al D.M. 260/2010.

SUMMARY

In this paper we describe the results of the analyses addressed to investigate the relations between the trophic status, the hydromorphological characteristics (assessed with *Lake Habitat Survey* LHS) and the fish fauna characteristics in those lakes and reservoirs included in the Inhabit project. Fish sampling was carried on by benthic and mesopelagic multimesh gillnets and eletrofishing according to the European (CEN) and Italian fish sampling protocols. Data were analysed by means of Redundancy Analysis (RDA) which showed trophic status overrides hydromorphological features in explaining those characteristics of fish fauna considered, such as Biomass Per Unit Effort (BPUE), NPUE (Number Per Unit Effort), mean fish length or weight. Nevertheless, we also found some weak relation between hydromorphological characteristics and Number Per Unit Effort (NPUE) and number of species captured.

The lake types investigated are not exhaustive of Italian lake types. Thus, a more detailed analysis, both on a larger geographical and typological scales, is needed before drawing final conclusions on the relation between hydromorphology and fish fauna in lakes.

1. INTRODUZIONE

La fauna ittica d'acqua dolce rappresenta attualmente una delle risorse naturali più vulnerabili ai cambiamenti ambientali, compresi quelli generati dalle attività antropiche (Upali & Welcomme, 2002).

La composizione e la struttura delle comunità ittiche negli ecosistemi lacustri dipendono, infatti, da una molteplicità di processi variabili su scala spaziale e temporale che condizionano

le dinamiche di popolazione delle specie ittiche, i cicli biologici e la dispersione spaziale (Volta *et al.*, 2011). Tra i fattori importanti nello strutturare le comunità ittiche sono stati individuati quelli chimico-fisici (stato trofico o pH) (Menher *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.*, 2000), quelli morfologici (area, profondità, volume del bacino) (Olin *et al.*, 2002), quelli idrologici (piovosità, fluttuazioni di livello, portate dei tributari) e quelli geografici (latitudine, altitudine) (Jeppesen *et al.*, 2010; Carol *et al.*, 2006; Godinho *et al.*, 1998).

Sulla base di quanto premesso nelle righe precedenti, anche la Comunità Europea ha messo in risalto la necessità di inserire la fauna ittica tra gli elementi biologici da monitorare per la valutazione del cosiddetto “*stato ecologico dei corpi idrici*” passando dal considerare le sole caratteristiche chimico-fisiche o microbiologiche di un corpo idrico all’includere, in un giudizio complessivo, anche gli elementi biologici e le caratteristiche idromorfologiche (WFD 2000/60/CE). Tra le varie finalità di questa implementazione emerge quella di fornire ai legislatori e/o ai responsabili della gestione dei corpi idrici (Regioni, Province), informazioni affidabili e confrontabili nel tempo e in ambienti diversi.

Partendo da questi presupposti, l’obiettivo di questo studio è stato quello di valutare la significatività delle potenziali interazioni tra le comunità ittiche di laghi e invasi italiani ed una serie di variabili (chimico-fisiche e idromorfologiche) descrittive dello stato trofico e dell’impatto umano sulla complessità d’habitat e sulla morfologia lacustre. In particolare si è cercato di individuare l’esistenza di una differenza nella composizione, nelle abbondanze totali e specifiche, nella biomassa e in alcuni parametri morfometrici (lunghezza media, peso medio) in relazione allo stato trofico lacustre e alle diverse pressioni idromorfologiche.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Siti di studio

I bacini lacustri di cui si tratta in questo lavoro sono undici: sette in Piemonte (Avigliana, Candia, Mergozzo, Morasco, Serrù, Sirio, Viverone) e quattro in Sardegna (Bidighinzu, Liscia, Posada e Sos Canales). Di questi undici, cinque sono laghi mentre gli altri sono invasi. Per i dettagli sulle caratteristiche morfometriche, trofiche e idromorfologiche di questi bacini, e sulle specie ittiche presenti, si rimanda alle pubblicazioni presenti in questo numero del “notiziario dei metodi analitici” ed ai deliverable del progetto Inhabit.

Lago	Regione	Tipo	Area (km ²)	Altitudine m.s.l.m.	P.ftà media (m)
Avigliana	Piemonte	Naturale	0.83	352	19.57
Candia	Piemonte	Naturale	1.4	266	4.7
Mergozzo	Piemonte	Naturale	1.8	195	45.4
Morasco	Piemonte	Invaso	0.5	1815	31.0
Serrù	Piemonte	Invaso	0.5	2240	25.0
Sirio	Piemonte	Naturale	0.3	271	18.0
Viverone	Piemonte	Naturale	5.5	230	20.0
Bidighinzu	Sardegna	Invaso	1.5	330	8.4
Liscia	Sardegna	Invaso	5.6	178	19.0
Posada	Sardegna	Invaso	3.8	47	10.4
Sos Canales	Sardegna	Invaso	0.3	707	10.4

2.2 Metodi di campionamento

I campionamenti della fauna ittica sono stati condotti in accordo con quanto previsto dal protocollo CEN EN14757 per le reti multimaglia, e CEN EN14011 per l’elettropesca, declinati entrambi in Italia nel “*Protocollo di campionamento della fauna ittica nei laghi italiani*” (APAT, 2007; Volta, 2011).

Le reti utilizzate sono multimaglia di due tipologie diverse: bentiche e mesopelagiche. Le reti bentiche sono costituite da 12 pannelli di maglie con larghezza compresa tra 5,5 e 55 mm, lunghe 30 metri ed alte 1,5 metri. Le reti mesopelagiche invece sono costituite da 11 pannelli (da 8 a 55 mm), lunghe 27,5 m e alte 6,0 m. La disposizione delle reti ha seguito lo schema di posa come dettagliato nei testi precedentemente citati. La posa è stata

eseguita generalmente intorno alle 19:00 e il salpaggio alle ore 8:00 del giorno successivo. L'elettropesca è stata compiuta dalla barca nelle ore diurne. Il metodo di elettropesca adottato è stato quello del *Point Abundance Sampling Electrofishing* (PASE) che prevede un campionamento per punti lungo il litorale. L'elettrostorditore utilizzato (Scubla EL64GII, 7000W, 600V, corrente continua) possiede un catodo costituito da una treccia di rame (larghezza 2,5 cm e lunghezza 3 m) e porta come anodo un anello di acciaio (senza rete) di spessore 0,8 cm e diametro pari a 50 cm. Ogni punto è stato campionato immergendo l'anodo in acqua per quindici secondi. Tutti i pesci catturati sono stati misurati (lunghezza totale) e pesati (peso totale).

2.3 Analisi dei dati

Per le analisi statistiche sono stati utilizzati i seguenti parametri: *BPUE* (*Biomass Per Unit Effort*, ossia il peso medio del catturato per rete), *NPUE* (*Number Per Unit Effort*, numero medio di pesci catturati per rete), *numsp* (numero di specie catturate), *Lmed* (lunghezza media dei pesci catturati), *Pmed* (peso medio dei pesci catturati). Le analisi statistiche sono state condotte attraverso una Redundancy Analysis (RDA) mediante il software CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002). In prima istanza le analisi sono state condotte utilizzando tutti i parametri e includendo successivamente solo le principali variabili di stato trofico e gli indici LHMS e LHQA. Pertanto in questo lavoro si mostrano e commentano solo i risultati riferiti a quest'ultima analisi.

3. RISULTATI

3.1 Reti multimaglia

Il primo asse della RDA spiega il 60% della varianza e con il secondo asse si arriva a circa il 90%. L'analisi mette in luce la relazione positiva tra le dimensioni medie dei pesci catturati nelle

reti (peso medio *PmedR* e lunghezza media *LmedR*) e le variabili trofiche. Di minor significatività è invece la relazione tra catturato per rete (*BPUE*) e le variabili trofiche.

La relazione tra *NPUE* e la % di ossigeno alla saturazione (*Ox_sat*) è fortemente viziata dal fatto che pesano molto i dati di un solo lago (Lago di Morasco) in cui sono stati catturati all'incirca 6000 individui di una sola specie (sanguinerola, *Phoxinus phoxinus*). Si ritiene questo risultato pertanto poco indicativo.

Le relazioni tra le caratteristiche della fauna ittica e le variabili idromorfologiche sono poco significative, anche se si può notare una buona associazione tra il numero di specie (*numspR*) e i valori dell'indice *Lhqa*.

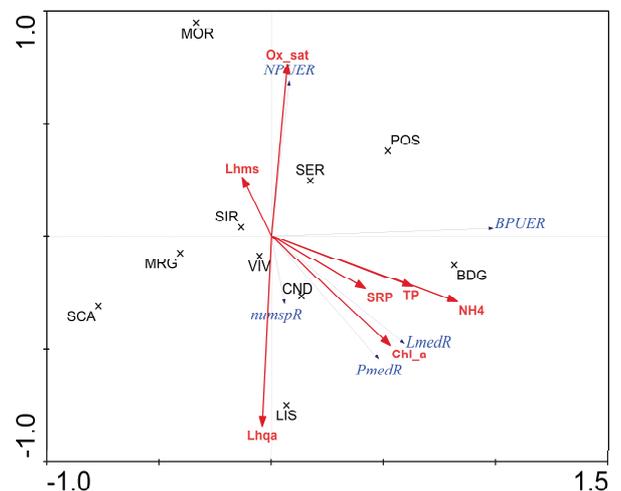


Fig. 1 - RDA tra le principali caratteristiche della fauna ittica catturata con le reti, le variabili trofiche e gli indici idromorfologici *Lhms* e *Lhqa*. I laghi e gli invasi sono identificati con il simbolo "x" e le rispettive iniziali.

3.2 Elettropesca

I risultati dell'analisi dei dati dell'elettropesca non si discostano molto da quanto verificato per le reti multimaglia (Fig. 2). Le variabili trofiche spiegano bene la maggior parte delle caratteristiche della fauna ittica e la varianza spiegata dal primo asse è pari all'85%.

In particolare, così come per le reti, i due parametri maggiormente spiegati dalle

caratteristiche trofiche sono la lunghezza media e il peso medio dei pesci catturati. Di minore importanza le altre relazioni. Interessante notare comunque come il *NPUEE* e l'indice *Lhqa* (indice di qualità idromorfologica) si trovino nello stesso quadrante, sebbene la relazione sia molto debole.

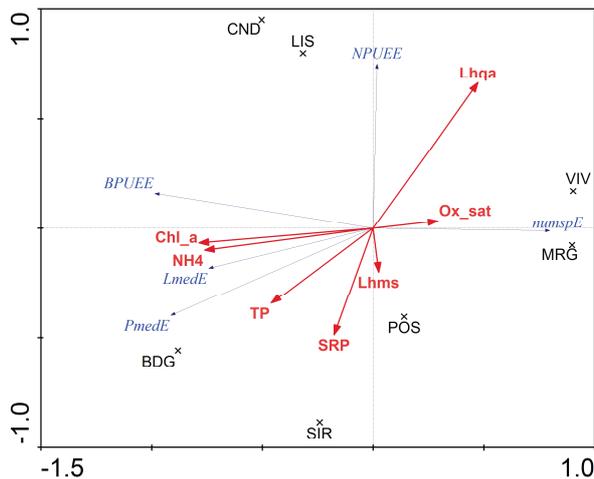


Fig. 2 - RDA tra le principali caratteristiche della fauna ittica catturata con l'elettropesca, le variabili trofiche e gli indici idromorfologici *Lhms* e *Lhqa*. I laghi e gli invasi sono identificati con il simbolo "x" e le rispettive iniziali.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Questo lavoro ha permesso di indagare le relazioni esistenti tra alcune delle caratteristiche della fauna ittica, così come rilevate dal campionamento effettuato tramite reti multimaglia ed elettropesca, e le caratteristiche trofiche ed idromorfologiche di undici bacini lacustri di Sardegna e Piemonte. A livello nazionale si tratta dei primi risultati di questo genere e pertanto il lavoro può fornire importanti spunti di riflessione per successivi approfondimenti.

Le analisi mediante RDA hanno evidenziato che le variabili di stato trofico sembrerebbero essere più importanti delle variabili idromorfologiche nello spiegare alcune caratteristiche della fauna ittica, quali le

dimensioni dei pesci catturati (lunghezza media o peso medio). Anche le abbondanze relative sono ben spiegate dalle variabili di stato trofico mentre in misura del tutto marginale dalla qualità idromorfologica.

Unico dato che in qualche modo sembrerebbe essere associabile positivamente alla qualità idromorfologica è il numero di specie campionate. Si può quindi ragionevolmente pensare che più un lago presenti condizioni idromorfologiche buone più è elevato il numero di specie che vi possano essere ospitate. Questi risultati confermerebbero quanto è emerso recentemente su ampia scala geografica a livello europeo (Brucet *et al.*, 2013). Tuttavia prima di trarre delle conclusioni definitive e confermare i risultati acquisiti sarebbe opportuno valutare queste relazioni avendo a disposizione un database più ampio.

Ciò potrebbe avvenire in tempi relativamente brevi se e quando le Regioni consegneranno i dati riguardanti il monitoraggio in ottemperanza al D.M. 260/2010.

Dalle analisi dei nostri dati abbiamo ricavato solo una debole relazione tra le variabili idromorfologiche e le caratteristiche della fauna ittica analizzate.

Questo però non esclude l'ipotesi della possibilità di impattare un lago per mezzo di pesanti modifiche all'area di sponda, del fondale o del bacino senza avere alcun effetto diretto su determinate caratteristiche della fauna ittica ma altresì compromettendo le dinamiche ecologiche a livello di comunità o di singole specie. In letteratura, infatti, non mancano esempi (Tonn & Magnuson, 1982; Eklov, 1997) di come vi siano elementi chiave determinanti, relativi all'idromorfologia, e fondamentali per contribuire a mantenere un sistema lacustre il più possibile vicino a condizioni di naturalità e con una buona funzionalità ecosistemica.

Questi elementi idromorfologici sono essenzialmente due:

- a) connettività lago tributari,

b) diversità degli habitat sommersi (inclusa la presenza di vegetazione sommersa).

Pertanto, dal punto di vista di una gestione oculata della fauna ittica di un ecosistema lacustre, occorrerà tenere conto sia delle condizioni trofiche sia di quelle idromorfologiche, eventualmente valutando sulla base delle indicazioni di letteratura e sulle specie ittiche da proteggere/conservare/gestire, quali azioni debbano essere intraprese.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il Sig. Igor Cerutti e la Dott.ssa Barbara Campi per il loro insostituibile aiuto durante le fasi di campionamento. Si ringrazia anche tutto il personale ENAS, in particolare la dott.ssa Paola Buscarinu, Cesare Borghero, Melania Deidda e Tiziano Cogotti per il supporto tecnico-scientifico durante il campionamento degli invasi in Sardegna.

BIBLIOGRAFIA

APAT, 2007. Metodi biologici per le acque, Parte I. http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html.
BRUCET S., S. PEDRON, T. MEHNER, T. LAURIDSEN, C. ARGILLIER, I. J. WINFIELD, P. VOLTA, M. EMMRICH, T. HESTHAGEN, K. HOLMGREN, L. BENEJAM, F. KELLY, T. KRAUSE, A. PALM, M. RASK AND E. JEPPESEN, 2013. Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, In press.
CAROL J., L. BENEJAM, C. ALCARAZ, A. VILAGISPert, L. ZAMORA, E. NAVARRO, J. ARMENGOL AND E. GARCIA-BERTHOU, 2006. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 spanish reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish*, Vol 15, pp. 66-77.
CEN EN14757, 2005. Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets.
CEN EN14011, 2003. Water quality - Sampling of fish with electricity.

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

EKLÖV P., 1997. Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 54, No 7 pp. 1520-1531.

GODINHO F. N., M. T. FERREIRA & M. C. PORTUGAL, 1998. Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs. *Aquatic Living Resources*, Vol 11, pp. 325-334.

JEPPESEN E., J.P. JENSEN, M. SØNDERGAARD, T. LAURIDSEN & F. LANDKILDEHUS, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, Vol 45, pp. 201–218.

JEPPESEN E., M. MEERHOFF, K. HOLMGREN, I. GONZALEZ-BERGONZONI, F. TEIXEIRA-DE MELLO, A.A.J. DECLERCK et al. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, Vol 646, pp. 73–90.

MEHNER T., M. DIEKMANN, U. BRÄMICK & R. LEMCKE, 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity. *Freshwater Biology*, Vol 50, pp. 70–85.

TER BRAAK C. J. F., AND P. SMILAUER, 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

TONN W. M. AND J. J. MAGNUSON, 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes, *Ecology*, Vol. 63, No. 4, pp. 1149-1166.

UPALI S. A. & R. L. WELCOMME, 2002. An analysis of fish species richness in natural lakes. *Environmental Biology of fishes*, Vol 65, pp. 327-339.

VOLTA P., A. OGGIONI, R. BETTINETTI & E. JEPPESEN, 2011. Assessing lake typologies and indicator fish species for Italian natural lakes using past fish richness and assemblages. *Hydrobiologia*, Vol 671, pp. 227–240.

VOLTA P., 2013. Indice per l'analisi dello stato di qualità della fauna ittica finalizzato alla valutazione dello stato ecologico dei laghi italiani: Lake Fish Index (LFI). Report CNR-ISE, 02.13.