

METODO PER LA VALUTAZIONE E LA CLASSIFICAZIONE DEI CORSI D'ACQUA UTILIZZANDO LA COMUNITÀ DELLE MACROFITE ACQUATICHE

M. R. MINCIARDI, C. D. SPADA, G. L. ROSSI, R. ANGIUS, G. ORRU'
ENEA - Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura
Centro Ricerche Saluggia, Vercelli

L. MANCINI, G. PACE, S. MARCHEGGIANI, C. PUCCINELLI
Dipartimento di ambiente e connessa prevenzione primaria
Istituto Superiore di Sanità, Roma



AGENZIA PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E LO SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

METODO PER LA VALUTAZIONE E LA CLASSIFICAZIONE DEI CORSI D'ACQUA UTILIZZANDO LA COMUNITÀ DELLE MACROFITE ACQUATICHE

M. R. MINCIARDI, C. D. SPADA, G. L. ROSSI, R. ANGIUS, G. ORRU'

ENEA - Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura
Centro Ricerche Saluggia, Vercelli

L. MANCINI, G. PACE, S. MARCHEGGIANI, C. PUCCINELLI

Dipartimento di ambiente e connessa prevenzione primaria
Istituto Superiore di Sanità, Roma

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'Ente.

The technical and scientific contents of these reports express the opinion of the authors but not necessarily the opinion of ENEA.

METODO PER LA VALUTAZIONE E LA CLASSIFICAZIONE DEI CORSI D'ACQUA UTILIZZANDO LA COMUNITA' DELLE MACROFITE ACQUATICHE

M.R. MINCIARDI, D. SPADA, G.L. ROSSI, R. ANGIUS, G. ORRU', L. MANCINI, G. PACE, S. MARCHEGGIANI

Riassunto

In Europa, sin dagli anni '70, le macrofite acquatiche sono studiate come comunità bioindicatrice. E' degli anni '90 la formalizzazione di Indici Macrofitici efficienti, soprattutto nella valutazione dello stato trofico. Nel 2000 la WFD include le macrofite tra gli elementi di qualità ecologica per le acque correnti.

Per il corretto recepimento della Direttiva 2000/60/CE i vari paesi europei hanno dovuto definire metodologie di valutazione stato ecologico dei corpi idrici in funzione dello stato della comunità macrofitica, ma, in quasi tutti gli Stati membri si è continuato ad utilizzare anche indici macrofitici di stato trofico nell'ambito del monitoraggio dei corpi idrici.

Le ricerche condotte in Italia negli ultimi 10 anni confermano la presenza di comunità significative e valutabili in ogni tipologia fluviale e l'efficienza delle macrofite come comunità bioindicatrice ed hanno consentito di sperimentare numerosi indici macrofitici europei consentendo di valutarne l'applicabilità a scala dell'intero territorio nazionale.

In particolare, l'Indice Biologique Macrofitique en Rivière (IBMR), formalizzato in Francia nel 2003 quale indice di valutazione dello stato trofico ed attualmente utilizzato quale indice macrofitico nazionale in quel paese, risulta applicabile in tutta Italia. Tale indice non solo permette di valutare efficientemente la metrica "livello trofico" ma può anche essere utilizzato, come attualmente proposto anche in Francia, quale indice di valutazione dello stato ecologico in termini di grado di scostamento dello stato trofico atteso.

Parole chiave: Direttiva Quadro sulle Acque, macrofite acquatiche, indice di stato ecologico, IBMR

Abstract

Studies about aquatic macrophytes as bioindicator community in Europe have been carried out since 70s. Efficient macrophytes indices, mainly for the assessment of trophic state, have been defined in nineties. In 2000, WFD includes macrophytes among the ecological quality elements for running waters.

To implement Directive 2000/60/CE, European countries had to define methodologies to evaluate the ecological status of water bodies by macrophytes assessment, but almost all Member States continue to use trophic indexes.

Researches carried out in Italy during last 10 years confirm the presence and the evaluability in all river types, and the efficiency of macrophytes community as bioindicator. Besides, many European indices have been tested to assess their applicability throughout the country.

Particularly, the Index Macrofitique Biologique en Rivière (IBMR), formalized in France in 2003 as trophic index and currently used as french national method, is applicable in Italy. This index not only allows to evaluate the "trophic level" metric, but can also be used, as proposed in France, as index of ecological status, expressed as distance from the expected trophic state.

Key words: Water Framework Directive, aquatic macrophytes, ecological status index, IBMR

INDICE

PREMESSA	7
LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA NEL SETTORE DELLE ACQUE 2000/60/CE	8
Valutazioni dello stato ecologico: importanza dei parametri biologici	9
L'applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia	10
ELEMENTO DI QUALITA' BIOLOGICA: LE MACROFITE ACQUATICHE	13
Definizione della comunità indicatrice delle macrofite acquatiche e cenni di ecologia	13
Le comunità delle macrofite acquatiche nella bioindicazione	13
Lo studio della comunità macrofitica in Italia	15
Applicabilità ed efficienza dell'Indice Biologique Macrofitique en Rivière (IBMR)	16
SCELTA DELL'INDICE	17
La scelta dell'IBMR	17
L'Indice Biologique Macrofitique en Rivière	17
Calcolo del Rapporto di Qualità Ecologica RQE	19
Le macrofite italiane	20
BIBLIOGRAFIA	21
ALLEGATO 1. ELENCO TAXA INDICATORI IBMR	26
ALLEGATO 2 ELENCO DELLE MACROFITE RICORRENTI NEI CORSI D'ACQUA ITALIANI	31

PREMESSA

Il sistema normativo che regola il settore delle acque sia a livello europeo che nazionale, è stato radicalmente modificato negli ultimi anni sotto la spinta della consapevolezza della esauribilità della risorsa ed è stato sempre più orientato ad uno sviluppo sostenibile e verso una gestione integrata delle risorse idriche.

A livello europeo, l'ultimo traguardo di questa evoluzione è rappresentato dalla Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE, nota anche con l'acronimo WFD, dalla definizione in lingua inglese Water Framework Directive, e dalle direttive ad essa collegate, relative alle Acque sotterranee (Direttiva 2006/118/CE), alla strategia per l'ambiente marino (Direttiva 2008/56/CE) e all'eutrofizzazione. La WFD ha raggruppato in sé molta della precedente legislazione europea in materia di acque, coordinando ad esempio le norme stabilite con la Direttiva Nitrati 96/61/CE e facendo proprie anche le norme di qualità ambientale (obiettivi di qualità), fissate dalla Direttiva sulle sostanze pericolose 76/464/CE.

Un analogo processo di cambiamento è stato avviato anche a livello nazionale a partire dalla prima Legge sulla tutela delle acque 319/76 (Legge Merli), proseguendo con la Legge 36/94 (Legge Galli) recante "Disposizioni in materia di risorse idriche". Quest'ultima ha introdotto il principio di salvaguardia del bene acqua per le generazioni future, evidenziando i concetti di risparmio nell'uso e di rinnovo delle risorse e garanzia della tutela del patrimonio idrico. Il processo di riforma della legislazione italiana in materia di acque è proseguito con l'emanazione del D.Lgs 152/99, recante disposizioni sulla tutela delle acque superficiali e sotterranee e marine dall'inquinamento.

Tale norma ha definito, per la prima volta in Italia, la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali e sotterranee, perseguendo gli obiettivi di prevenire e ridurre l'inquinamento, risanare e migliorare lo stato delle acque, proteggere le acque destinate ad usi particolari, garantire gli usi sostenibili delle risorse e mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, necessaria a sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Il raggiungimento di questi fini è affidato all'utilizzo di una molteplicità di strumenti, tra i quali gli obiettivi di qualità ambientale, i piani di tutela ed il monitoraggio delle acque.

L'Italia ha infine recepito la Direttiva 2000/60/CEE, attraverso il D.Lgs 152/06 "Norme in materia ambientale", che costituisce il riferimento vigente in materia.

LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA NEL SETTORE DELLE ACQUE 2000/60/CE

La Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE individua, come obiettivi chiave:

- la prevenzione dell'ulteriore deterioramento, la protezione e il miglioramento dello stato degli ecosistemi acquatici e delle zone umide associate.
- la promozione di un utilizzo sostenibile dell'acqua basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili.
- la progressiva riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e la prevenzione del loro ulteriore inquinamento.
- la mitigazione degli effetti delle inondazioni e della siccità.

L'attuazione della WFD, riguardo la caratterizzazione, pianificazione e gestione degli ambienti acquatici, prevede la definizione di obiettivi ecologici definiti sulla base dello stato delle comunità animali e vegetali e, nel complesso, degli ecosistemi. Il valore di riferimento per l'espressione del giudizio di qualità è quindi rappresentato dalla naturalità dell'ecosistema, e delle comunità biotiche che in esso vivono.

Secondo tali principi è necessario mettere in atto una gestione integrata del bacino fluviale che comprenda sia le acque sotterranee (falda acquifera), sia le acque superficiali (fiumi, canali, laghi, bacini artificiali), sia le acque di transizione (estuari, zone umide costiere).

La possibilità di raggiungimento degli obiettivi sopra indicati è affidato principalmente al sistema di monitoraggio, volto a definire lo stato dei singoli corpi idrici e a fornire indicazioni per l'individuazione delle opportune misure di risanamento.

L'insieme delle attività di monitoraggio necessarie, degli obiettivi ambientali da raggiungere e delle misure da attuare trova nel Piano di Gestione del Distretto Idrografico lo strumento di pianificazione specifico.

La pubblicazione di tale Piano è prevista entro 9 anni dall'entrata in vigore della Direttiva, mentre la revisione avviene ogni 6 anni. Per le acque superficiali e sotterranee è previsto il raggiungimento del Buono Stato ecologico entro 15 anni dall'entrata in vigore della Direttiva. Nella Tabella 1 vengono riportate alcune delle scadenze previste dalla Direttiva.

Fasi	Obiettivi	Scadenza
Fase 1	Recepimento della WFD nella legislazione nazionale	2003
Fase 2	Identificazione dei distretti di bacini idrografici	
Fase 2	Identificazione delle condizioni di riferimento e definizione della rete di intercalibrazione	2004
	Test delle Linee Guida nei Bacini Pilota	
Fase 3	Caratterizzazione dei distretti di bacini : Pressioni, Impatti e aspetti economici	2005
Fase 4	Programmi di monitoraggio	2006
Fase 5	Piano di Gestione dei Bacini Idrografici	2009

Tabella 1. Scadenze previste dalla WFD per l'attuazione

Il raggiungimento degli obiettivi richiede una stretta collaborazione all'interno e tra le strutture organizzative ed amministrative degli Stati ed un efficace coordinamento a livello europeo; per questo motivo in molti Stati sono attivi gruppi di lavoro nazionali per definire le condizioni, le metodologie, e la raccolta di dati, tutti elementi necessari allo sviluppo di opportuni sistemi di classificazione ecologica dei corpi idrici.

A livello europeo è stata sviluppata una Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS) il cui scopo principale è stato ed è tuttora quello di fornire supporto all'implementazione della direttiva stessa mediante lo sviluppo di linee guida sugli elementi chiave.

Valutazioni dello stato ecologico: importanza dei parametri biologici

Come definito in base all'articolo 8 della WFD, fine ultimo dei programmi di monitoraggio è la definizione dello Stato Ecologico.

La Direttiva ha introdotto un approccio innovativo anche in relazione alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici integrando sia aspetti chimici che biologici. Lo stato ecologico viene valutato attraverso lo studio degli elementi biologici, che assumono un ruolo definitivamente centrale (Figura 1), supportati da quelli idromorfologici e chimico fisici. Le comunità biologiche prendono in considerazione tutti i livelli dell'ecosistema: produttori primari, alghe e flora acquatica; consumatori primari e secondari, macrobenthos e fauna ittica. Il recepimento della WDF impone, inoltre, anche un diverso approccio di valutazione per gli elementi di qualità biologica: viene infatti richiesta l'analisi dell'alterazione delle comunità osservate rispetto a quella attesa in siti privi di impatti antropici (condizioni di riferimento).

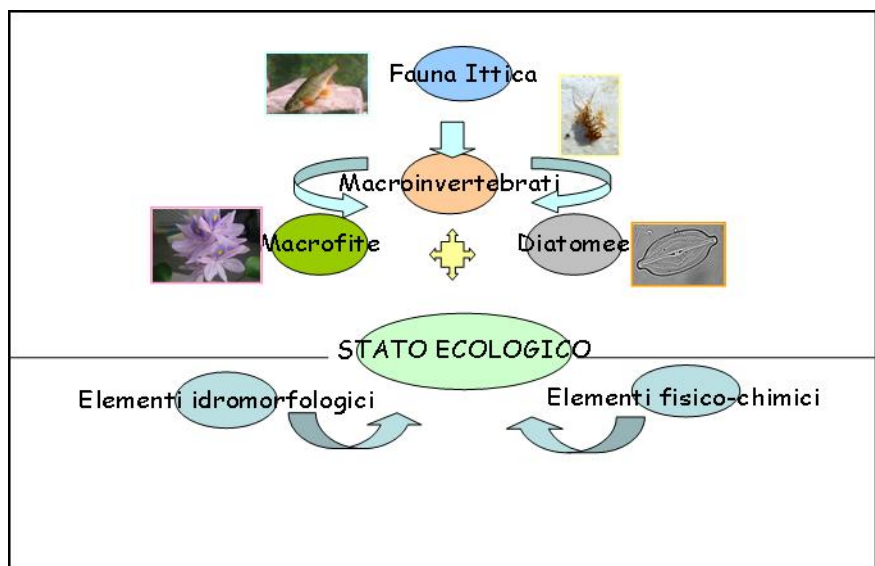


Figura 1. La valutazione dello stato ecologico ai sensi della WFD

In particolare, al fine di caratterizzare le comunità si richiedono, per ogni elemento biologico, valutazioni riguardo la composizione tassonomica, il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti, le misure relative a stime di abbondanza, la diversità e dominanza tra i diversi taxa presenti (Figura. 2).

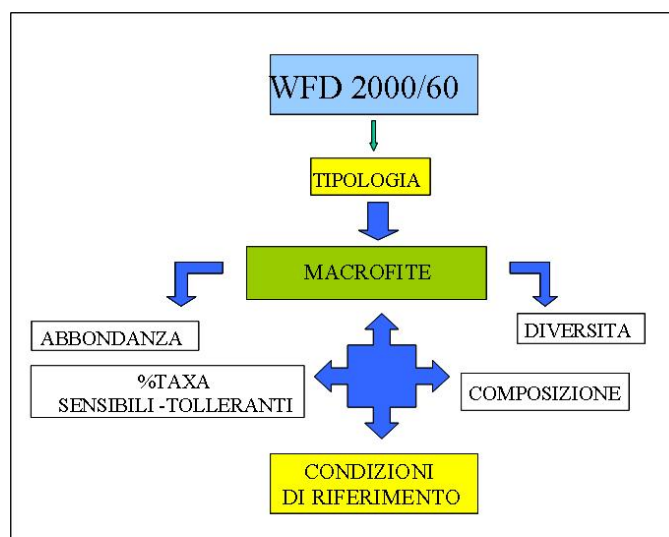


Figura 2. Parametri richiesti dalla WDF per la valutazione dello stato ecologico mediante l'analisi delle macrofite

Lo stato di qualità dei corpi idrici viene definito come rapporto di qualità ecologica (Ecological Quality Ratio EQR), calcolato rapportando i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli costatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso quindi con un valore numerico compreso tra 0 ed 1: i valori più prossimi a 1 rappresentano lo stato ecologico elevato, quelli prossimi allo 0 lo stato ecologico pessimo.

Per ciascuno degli elementi di qualità biologica (fitobentos, macrofite, macrozoobenthos, pesci) viene definito un livello di stato ecologico, espresso secondo la scala Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Pessimo. Ognuna delle 5 classi di stato ecologico corrisponde quindi ad un differente livello di intensità nel disturbo rispetto allo stato di riferimento.

L'applicazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia

Come già detto, la WFD è stata recepita nella normativa italiana mediante il D.Lgs 152/06 (Norme in materia ambientale), la cui applicazione è ancora in via di implementazione, anche per la necessità di predisporre integrazioni e redigere gli strumenti tecnici attuativi, parzialmente introdotti con il Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (M.A.T.T.M.) del 16 giugno 2008, n. 131 (Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici: tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) e con la Legge 13/2009 (Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 30 dicembre 2008, n. 208, recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente).

Ai sensi della normativa vigente, e sulla base delle indicazioni fornite alle Regioni da parte del M.A.T.T.M., nel corso degli ultimi due anni sono state sviluppate le metodiche per la tipizzazione, l'individuazione dei corpi idrici e delle condizioni di riferimento per ciascun elemento biologico di qualità ambientale.

La tipizzazione dei fiumi è stata effettuata secondo la metodologia proposta dal CNR-IRSA e successivamente adottata nel complesso normativo (Buffagni et al., 2006).

Tale processo è articolato per fasi di approfondimento successivo, secondo i passaggi:

- Regionalizzazione

- Definizione di una tipologia
- Definizione di una tipologia di dettaglio.

La prima fase di regionalizzazione ha condotto all'individuazione di Idrocoregioni (HER), sulla base di un'analisi di descrittori di tipo geografico, morfometrico, climatico e geologico a grande scala, utilizzando la procedura elaborata a scala continentale ed applicata anche in Francia (Wasson *et al.*, 2006) (Fig. 3)

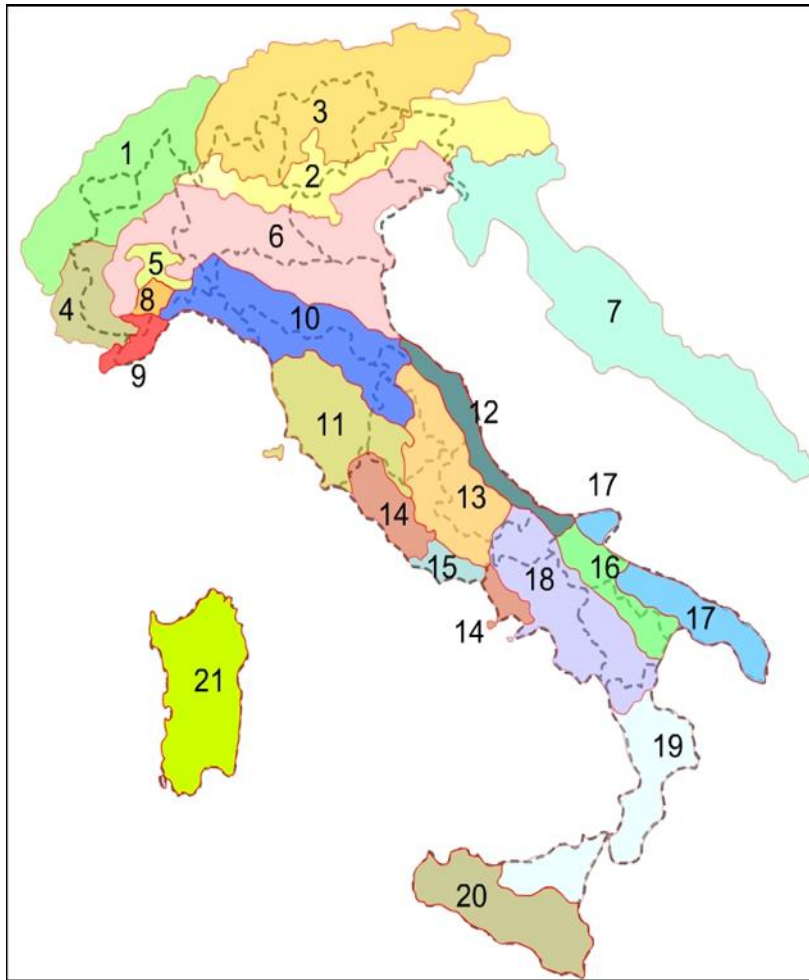


Figura 3. Rappresentazione delle idrocoregioni (HER) italiane

La fase successiva sulla base di altri descrittori, di tipo idromorfologici ed idrologico (Tabella 2), ha consentito di individuare tipologie, per tutti i corsi d'acqua presenti sul territorio italiano.

Il terzo livello di dettaglio è, facoltativo, può permettere di giungere alla definizione di tipologie ancor più dettagliate, allo scopo di evidenziare peculiarità territoriali.

Categoria	Elementi dei Descrittori
Descrittori idromorfologici	Distanza dalla sorgente (indicatore della taglia del corso d'acqua) Morfologia dell'alveo (per i fiumi temporanei) Perennità e persistenza
Descrittori idrologici	Origine del corso d'acqua Possibile influenza del bacino a monte sul corpo idrico

Tabella 2. Descrittori utilizzati per il secondo livello di definizione delle tipologie fluviali

Utilizzando questo procedimento sono stati individuati, sull'intero territorio nazionale, un numero elevato di tipologie di secondo livello, che potrebbero a loro volta essere ulteriormente suddivise in un terzo livello di maggior dettaglio.

Successivamente si è proceduto alla suddivisione dei corsi d'acqua in corpi idrici, sulla base della tipizzazione e dell'analisi delle pressioni esistenti, in modo da individuare tratti omogenei dal punto di vista tipologico, fisico e qualitativo, da considerare come unità minima per il monitoraggio, la classificazione e la gestione.

Ai sensi della WFD, infatti, per ciascuna delle tipologie identificate devono essere stabilite le condizioni di riferimento, che esprimono “le condizioni ambientali, rappresentative di un gruppo di siti omogenei, minimamente disturbati, individuati su parametri selezionati di tipo fisico-chimico e caratteristiche biologiche”. Le condizioni di riferimento sono quindi quelle in cui il disturbo antropico sugli elementi di qualità chimico-fisica, idromorfologica e biologica di un corpo d'acqua risulta essere assente o presente in maniera molto ridotta.

Le modalità di individuazione delle condizioni di riferimento possono fare riferimento ad approcci di diverso tipo, a seconda della disponibilità o meno di dati storici o attuali utilizzabili:

- essere derivate direttamente da una rete di siti (approccio spaziale) caratterizzati da assenza di pressioni di origine antropica;
- essere ottenute sulla base di modelli predittivi,
- essere dedotte a posteriori sulla base di dati storici, paleolimnologici e di altri dati disponibili.
- basarsi sul giudizio esperto, laddove non sia possibile applicare gli altri metodi, maggiormente oggettivi.

Parallelamente è stata condotta un'altra linea di attività, finalizzata alla definizione delle metodiche di campionamento delle differenti comunità (elementi di qualità biologica) e degli strumenti di valutazione, nonché all'individuazione delle metriche da utilizzare per la definizione dello Stato ecologico dei corpi idrici. Tale linea ha permesso innanzitutto la redazione del Manuale APAT “Metodi biologici per le acque. Parte I”, che raccoglie i protocolli di campionamento (APAT, 2007).

L'ultimo processo che permetterà di completare le indicazioni per l'attuazione della rete per il monitoraggio è la definizione degli strumenti di valutazione, che renderà possibile valutare lo stato ecologico dei corpi idrici in termini di rapporto di qualità ecologia (EQR), come richiesto dalla WFD.

ELEMENTO DI QUALITA' BIOLOGICA: LE MACROFITE ACQUATICHE

Definizione della comunità indicatrice delle macrofite acquatiche e cenni di ecologia

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e l'essere rinvenibili sia in prossimità sia all'interno di acque dolci superficiali (lotiche e lentiche). Comprendono numerose fanerogame erbacee, un piccolo contingente di pteridofite, numerose briofite, numerose alghe macroscopicamente visibili (Newman *et al.*, 1997; CEN, 2003; Bielli *et al.*, 1999; AFNOR, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; APAT, 2007)

Le macrofite costituiscono una comunità piuttosto eterogenea, la cui definizione nasce su base applicativo-funzionale, risultano quasi onnipresenti nei corsi d'acqua anche se, per molti, rimane una comunità scarsamente conosciuta (Haury *et al.*, 2000; Chauvin *et al.*, 2006; Testi *et al.*, 2006; Mancini & Andreani, 2008; Minciardi *et al.*, in stampa;).

La composizione e la struttura della comunità sono determinate dall'interazione dei numerosi fattori ambientali lungo un corso d'acqua. Le macrofite presenti nei territori fluviali sono infatti soggette a drastici fattori limitanti che determinano la costituzione di comunità vegetali azonali a prevalente determinismo edafico. Infatti, la presenza di condizioni edafiche estreme condiziona le comunità, determinando l'instaurarsi di cenosi non climatiche (Haslam, 1987; Naiman & Décamps, 1997; Pedrotti & Gafta, 1996; Minciardi *et al.*, in stampa).

L'azione meccanica del corso d'acqua, l'anossia radicale a cui sono soggette le tracheofite radicate, sono i fattori che prioritariamente determinano l'azonalità delle cenosi; altri fattori che influenzano fortemente la comunità sono l'intensità luminosa (condizionata a sua volta da fattori quali torbidità e ombreggiamento), la concentrazione di nutrienti, la granulometria del substrato. A scala diversa, risultano fondamentali la morfologia del corso d'acqua, la portata, la profondità, la velocità della corrente, la temperatura, il chimismo delle acque e del substrato, le interazioni con le altre componenti del biota (Haslam, 1997; Haury *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005). Il regime idrologico del corso d'acqua è un altro fondamentale fattore limitante, prevalente anche rispetto alla velocità della corrente nell'influenzare la possibilità di insediamento di cenosi stabili (Holmes, 1983; Grasmuck *et al.*, 1993; Kelly & Whitton, 1995; Haury *et al.*; Chauvin *et al.*, 2006; Minciardi *et al.*, in stampa). La letteratura scientifica che fa riferimento ai fattori ecologici che condizionano le comunità macrofite è molto ricca; si ricordano, ad esempio, gli studi che pongono in relazione la composizione della comunità con parametri chimici quali alcalinità e pH; tali ricerche hanno avuto sviluppo prevalente nell'Europa centrale e settentrionale dove i problemi di acidificazione delle acque e dei suoli rivestono rilevanza particolare (Kohler, 1975; Thyebaut & Muller, 1995).

Le comunità delle macrofite acquatiche nella bioindicazione

Le macrofite acquatiche sono ampiamente utilizzate, quali bioindicatori, da diversi anni, in molti paesi europei (Newman *et al.*, 1997; Haury *et al.*, 2000; AFNOR, 2003; Schneider & Melzer, 2003; Meilinger *et al.*, 2005; Mancini, 2006; Pall & Moser, 2006).

La gran parte degli Indici Macrofitici formalizzati a partire dagli anni '80 ed ancora utilizzati in Europa è prioritariamente finalizzata alla valutazione dello stato trofico del corso d'acqua indagato.

Le ricerche condotte a partire dagli anni '70 in Europa (Holmes, 1983; Newbold & Holmes, 1987; Cairns, 1990; Kelly & Whitton, 1995; Haslam, 1997; Lewis & Wang, 1997) si pongono l'obiettivo di correlare composizione e struttura delle cenosi acquatiche a qualità e grado di inquinamento dei corsi d'acqua (Butcher, 1933; Holmes & Whitton, 1977; Wiegand, 1981;

Carpenter & Lodge, 1986; Haslam, 1987; Leglize *et al.*, 1990; Grasmuck *et al.*, 1993; Carbiener *et al.*, 1995; Tremp & Kohler, 1995; Haury, 1996; Bielli *et al.*, 1999; Minciardi & Rossi, 2001).

I primi Indici Macrofitici si pongono il generico obiettivo di valutare, sulla base dello stato dei popolamenti macrofitici, la qualità dell'acqua e l'alterazione dei corpi idrici (Caffrey, 1987; Dennison *et al.*, 1993; Haury & Peltre, 1993; Kelly & Whitton, 1995; Haury *et al.*, 1996). Ben presto, però, gli indici macrofitici si evidenziano per la spiccata sensibilità nei confronti delle alterazioni dello stato trofico che, invece, risultano essere sottostimate dagli indici macrobentonici (Chambers & Prepas, 1994; Kelly & Whitton, 1995; Robach *et al.*, 1996).

Per quanto riguarda la struttura degli Indici, alcuni prevedono che il calcolo avvenga tramite la valutazione della presenza/assenza ed abbondanza di un numero limitato di taxa indicatori appartenenti a diverse classi di sensibilità, ma sono più diffusi ed efficienti quelli che si fondano sull'attribuzione di coefficienti di sensibilità/tolleranza a liste di taxa indicatori (indici a "score" o punteggio) (Minciardi *et al.*, 2003).

Negli anni '90 gli Indici Macrofitici cominciano ad essere diffusamente sperimentati in Inghilterra, Irlanda, Francia ed Austria (Haury & Peltre, 1993; Kelly & Whitton, 1995; ÖNORM, 1995; Haury *et al.*, 1996; Haslam, 1997; Newman *et al.*, 1997). A partire dalla seconda metà degli anni '90 la quasi totalità degli Indici Macrofitici in uso si pone esplicitamente l'obiettivo di valutare il livello trofico del corso d'acqua (Haury *et al.*, 1996; Haslam, 1997; Newman *et al.*, 1997). Negli stessi anni si evidenzia, però, come le macrofite non forniscano solo indicazioni precise sullo stato trofico del sistema; la complessità delle funzioni ecologiche che tale comunità svolge la pone quale ideale bioindicatore ecosistemico (Kelly & Whitton, 1995; Haury, 1996; Haslam, 1997; Lewis & Wang, 1997; Naiman & Decamps, 1997; Minciardi *et al.*, in stampa).

La Direttiva 2000/60/CE, che pone la comunità macrofitica tra gli elementi di qualità biologica, recepisce i risultati di anni di ricerche e sperimentazioni su tale comunità confermandone l'importanza ecosistemica, introducendo però la necessità di definire metodologie di valutazione fondate sulla misura della distanza della comunità rilevata nel sito di indagine rispetto alla comunità riferimento (condizioni di riferimento). Si è quindi assistito alla formalizzazione di Indici Macrofitici per la valutazione dello Stato Ecologico in Germania, Austria, Olanda, Regno Unito.

La necessità di operare una corretta valutazione dello stato trofico comunque permane; tale parametro è valutabile correttamente solo attraverso l'esame di una comunità autotrofa rappresentativa per l'ecosistema (DIN 4049, 1990). La concentrazione di nutrienti non è, infatti, il solo dato che determina lo stato trofico delle acque correnti, essendo fondamentali anche la luminosità e la velocità della corrente (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger *et al.*, 2005; Chauvin, 2008; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa).

L'utilità di Indici Macrofitici per la valutazione dello stato trofico è così rilevante che anche molti stati europei hanno adottato nuovi Indici Macrofitici trofici anche se a valle del recepimento della Direttiva "Acque"; Germania, Austria, Francia, Regno Unito ed Olanda usano indici macrofitici di valutazione dello stato trofico e stanno ulteriormente perfezionando questi strumenti che vengono utilizzati congiuntamente agli Indici Macrofitici di stato ecologico (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger *et al.*, 2005; Pall & Moser 2006; Minciardi *et al.*, in stampa).

In Francia, il processo di attuazione della WFD prevede l'utilizzo dell'IBMR (Indice Biologique Macrofitique en Rivière) orientato prioritariamente alla valutazione dello stato trofico, ma utilizzato anche come indice di stato ecologico: tale approccio prevede di effettuare la valutazione delle comunità attraverso il confronto con un livello di stato trofico atteso (Haury *et al.*, 2006; Chauvin *et al.*, 2006; Chauvin, 2008).

Lo studio della comunità macrofittica in Italia

Sin dalla seconda metà degli anni '90 sono state condotte in Italia sperimentazioni sull'uso della comunità macrofittica per la valutazione degli ambienti fluviali (Turin & Wegher, 1991; Canalis *et al.*, 1997; Azzollini *et al.*, 2003). Le sperimentazioni hanno avuto come obiettivi prioritari l'analisi delle comunità, la valutazione dell'efficienza come comunità bioindicatrice, la valutazione critica dell'applicabilità di Indici Macrofitici definiti in ambito europeo. Nel corso delle ricerche sono state sperimentate modalità di campionamento e di restituzione dei risultati, la definizione di soglie di affidabilità e la valutazione dei risultati ottenuti dall'applicazione di diversi Indici Macrofitici (Azzollini *et al.*, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; Testi *et al.*, 2006; Mezzotero *et al.*, 2009;).

A partire dall'emanazione della WFD, che sancisce il ruolo di bioindicatore ecosistemico della comunità, le ricerche applicate su tale componente si sono diffuse a molte regioni italiane e, dal 2006, con il recepimento della Direttiva, la diffusione degli studi sulle macrofite acquatiche ha segnato un deciso incremento, determinato dall'applicazione di diversi Indici Macrofitici europei di valutazione dello stato trofico. Campionamenti (anche se talvolta sporadici) ed indagini sono ormai stati condotti e sono in corso di svolgimento in molte regioni italiane, dalla Valle d'Aosta alla Sicilia e coinvolgono anche varie Agenzie Ambientali Regionali e Provinciali (ARPA-APPA) (Gerbaz *et al.*, 2005; Morgana *et al.*, 2005; ARPAV, 2008; Arpa Sicilia, 2008; Testi *et al.*, 2006; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa).

Le modalità di campionamento e raccolta utilizzate nell'ambito della totalità delle sperimentazioni condotte, risultano conformi alla norma EN 14184 (CEN, 2003) disponibile in bozza già dalla fine degli anni '90, ed al protocollo nazionale (APAT, 2007) che, peraltro, recepisce sia la norma CEN sia le risultanze delle sperimentazioni italiane pregresse.

Nell'ambito delle ricerche e sperimentazioni condotte negli ultimi 10 anni in Italia sono stati applicati vari Indici Macrofitici: Macrophyte Index Scheme MIS (Caffrey, 1987), Trophic Index (Newbold & Holmes, 1987), Plant Score (Harding, 1981), Indici GIS (Haury *et al.*, 1996), Nutrient Status Order color band (Haslam, 1997), Mean Trophic Rank (Newman *et al.*, 1997), Indice Biologique Macrophytisque en Rivière IBMR (AFNOR, 2003), Trophic Index Macrophyte TIM (Schneider & Melzer, 2004).

La maggioranza degli indici trofici utilizzati sono indici "a score": per ciascun indice è definita una lista di *taxa* indicatori (a seconda degli indici, da 30-40 a 250) a ciascuno dei quali è associato un indice specifico C_i (score) di sensibilità o di tolleranza, solo in qualche caso è associato anche un coefficiente di stenoecia E_i . Gli Indici differiscono per numero di *taxa* indicatori, per modalità ed effettiva valutazione della metrica "abbondanza", per l'attribuzione o meno di un coefficiente di stenoecia (reliability) ai diversi *taxa* indicatori. Gran parte degli indici considerano anche il parametro abbondanza (della comunità e dei *taxa* indicatori) attraverso l'attribuzione di coefficiente di copertura (K_i) a ciascun *taxa* presente nella stazione. Le formule di calcolo sono indicate di seguito:

Indici di presenza/assenza

$$I = \frac{\sum_i^n C_i}{\sum_i^n n}$$

Indici ponderati

$$I = \frac{\sum_i^n [E_i K_i C_i]}{\sum_i^n E_i K_i}$$

dove :

E_i = coefficiente di stenoecia

K_i = coefficiente di copertura

C_i = coefficiente di sensibilità/tolleranza

n = numero dei *taxa* indicatori

Le indagini sono state condotte in un numero ormai elevato di ambienti fluviali: tratti montani in ambito alpino (corsi d'acqua glaciali e da scorrimento), tratti montani appenninici (Italia settentrionale, centrale e meridionale), tratti pedemontani (in ambito alpino e appenninico), piccoli corsi d'acqua di pianura, risorgive, tratti planiziali.

E' possibile quindi valutare gli Indici Macrofitici in termini di applicabilità ed efficienza. La valutazione dell'applicabilità può essere effettuata in funzione del raggiungimento di soglie di abbondanza riferite alla comunità indicatrice (espressa come copertura dei *taxa* indicatori rispetto alla copertura complessiva della comunità e come n° di *taxa* indicatori rispetto al complesso dei *taxa* totali) (Minciardi *et al.*, 2003; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa).

L'applicabilità dei diversi indici è fortemente condizionata dall'ampiezza della lista di *taxa* indicatori che influenza direttamente la rappresentatività della comunità indicatrice rispetto alla comunità effettivamente presente.

L'efficienza è legata alla reale possibilità di classificare le stazioni indagate ed alla sensibilità nella valutazione della stazione.

Applicabilità ed efficienza dell'Indice Biologique Macrofitique en Rivière (IBMR)

La WFD prevede che la comunità delle macrofite acquatiche, in quanto elemento biologico di qualità ambientale, debba essere valutata sulla base delle metriche composizione ed abbondanza e che di queste sia valutata il grado di scostamento rispetto a quanto atteso in condizioni di assenza di disturbo antropico.

La valutazione della comunità solo in termini di "stato trofico" non è quindi sufficiente a soddisfare le richieste della WFD ma, sicuramente, il parametro "stato trofico" è fondamentale e la totalità degli stati europei è comunque orientata a considerare prioritaria la valutazione di questo parametro o attraverso una metodologia ad hoc (Indici Macrofitici di Stato Trofico) come Germania ed Austria (Schneider & Melzer, 2003; Meilinger *et al.*, 2005; Pall & Moser, 2006) o considerando lo stato trofico quale una delle metriche fondamentali da considerare nell'ambito di un Indice di Stato Ecologico, come sta avvenendo in Gran Bretagna, Polonia, Slovacchia, Olanda, Portogallo.

L'approccio francese è, invece, orientato all'utilizzo di un Indice di Stato Trofico che possa assumere significato ecologico complessivo sulla base della valutazione dello stato trofico rilevato rispetto allo stato trofico atteso.

Tra gli Indici Macrofitici sperimentati, proprio l'IBMR ovvero l'Indice Macrofitico adottato in Francia, è risultato ampiamente applicabile in tutto il territorio italiano su un totale di oltre 300 stazioni campionate (Gerbasz *et al.*, 2005; Minciardi *et al.*, 2005; Morgana *et al.*, 2005; ARPAV, 2008; ARPA Sicilia, 2008; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa) ed ha dimostrato non solo di consentire una buona lettura dello stato trofico che caratterizza la stazione, ma anche di fornire importanti informazioni integrative rispetto all'applicazione di metodi valutazione relativi ad altre comunità bioindicatrici.

SCelta DELL'INDICE

La scelta dell'IBMR

Tra tutti gli Indici Macrofitici utilizzati in Europa è opportuno utilizzare e sperimentare l'IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Rivière) (AFNOR, 2003; Haury *et al.*, 2006) quale Indice Italiano per le macrofite. Tale indice si fonda su un cospicuo numero di taxa indicatori ampiamente rinvenibili nel territorio del nostro paese anche in ragione della similitudine biogeografia che accomuna Francia e Italia, appartenendo alla stessa area Mediterraneo-Continentale (Azzollini *et al.*, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; Minciardi *et al.*, 2005; Morgana *et al.*, 2005; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa) ed ha dimostrato buona applicabilità in Italia. L'IBMR permette di valutare efficientemente la metrica “stato trofico” e condurre alla valutazione dello stato ecologico in termini di grado di scostamento dello stato trofico atteso.

Per giungere ad una classificazione dello stato delle acque correnti in linea con i principi della Direttiva è necessario fare riferimento alla valutazione del grado di scostamento della comunità osservata nel sito di monitoraggio rispetto alla comunità di riferimento (attesa) in funzione della tipologia fluviale.

Si prevede, pertanto, che, per ciascun tipo fluviale identificato, sia da effettuare il calcolo dell'indice IBMR sia nei siti da analizzare (siti osservati) sia nei siti di riferimento precedentemente identificati.

Il valore finale dell'indice, espresso in termini di EQR (Ecological Quality Ratio), si ottiene dal rapporto tra il valore dell'indice nel sito osservato e quello dei siti di riferimento.

L'Indice Biologique Macrofitique en Rivière

La metodologia è descritta nella norma AFNOR NF T 90-395 “Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR)”.

L'Indice si basa sull'analisi della comunità delle macrofite acquatiche per valutare lo stato trofico dei corsi d'acqua, è applicabile a tutti i corsi d'acqua interni, non è applicabile nelle zone salmastre e, ovviamente, può essere utilizzato solo laddove siano presenti macrofite.

L'IBMR si fonda sull'uso di una lista di taxa indicatori per i quali è stata valutata, in campo, la sensibilità, in primo luogo, nei confronti delle concentrazioni di azoto ammoniacale e ortofosfati. L'indice, essendo finalizzato alla valutazione dello stato trofico, è determinato e, nel contempo, correlabile non solo alla concentrazione di nutrienti ma anche ad altri fattori quali, soprattutto, la luminosità e la velocità della corrente.

L'IBMR è un indice misurabile in corrispondenza di una stazione e deve essere calcolato sulla base di un rilievo.

Il rilievo consiste nell'osservazione *in situ* della comunità macrofitica e prevede che, in campo, sia effettuato il campionamento, un primo riconoscimento e la valutazione delle coperture dei taxa presenti.

Il calcolo dell'IBMR si effettua mediante l'uso di una lista floristica di taxa indicatori a ciascuno dei quali è associato un valore indicatore (che varia da 0 a 20) di sensibilità ad alti livelli di trofia.

Per quanto riguarda il campionamento è possibile ed opportuno fare riferimento al “Protocollo di campionamento ed analisi per le macrofite delle acque correnti” (APAT, 2007) che consente di effettuare correttamente il campionamento per l'applicazione dell'IBMR.

Per quanto riguarda il rilievo del parametro copertura si procede come prescritto dal suddetto protocollo, giungendo alla definizione, per ciascuno dei taxa presenti, prima di un valore di copertura percentuale e, successivamente (sulla base del proporzionamento del valore di copertura percentuale alla copertura totale delle macrofite presenti nella stazione) di un valore di copertura reale.

Per poter effettuare il calcolo dell'IBMR è necessario, quindi, tradurre i valori di copertura reale nei corrispondenti coefficienti di copertura previsti dalla metodica dell'indice IBMR, mediante la tabella di conversione riportata in Tabella 3.

copertura reale	coefficienti di copertura	di significato secondo IBMR
<0,1	1	Solo presenza
$0,1 \leq \text{cop} < 1$	2	Copertura scarsa
$1 \leq \text{cop} < 10$	3	Copertura discreta
$10 \leq \text{cop} < 50$	4	Copertura buona
$\text{cop} \geq 50$	5	Copertura alta

Tabella 3. Tabella di conversione per l'attribuzione dei coefficienti di copertura a partire da valori di copertura

Alle specie a cui, nell'ambito del rilievo stazionale, è stato attribuito un valore di copertura + (ovvero, quelle per le quali è stata rilevata la sola presenza) dovrà essere associato il coefficiente di copertura 1, in accordo con il significato attribuito al coefficiente di copertura 1 dallo stesso IBMR.

Il calcolo dell'IBMR per la stazione di rilevamento si effettua attraverso la formula

$$\text{IBMR} = \frac{\sum_i^n [E_i K_i C_i]}{\sum_i^n [E_i K_i]}$$

dove :

E_i = coefficiente di stenoecia

K_i = coefficiente di copertura

C_i = coefficiente di sensibilità

n = numero dei *taxa* indicatori

L'elenco dei taxa indicatori, comprendente organismi autotrofi, alghe, licheni, briofite, pteridofite e angiosperme è composta da 210 taxa (2 taxa fungini, 44 taxa algali, 2 specie di licheni, 15 specie di epatiche, 37 specie di muschi, 3 felci e 107 specie di angiosperme), a ciascuno di essi è associato un coefficiente di sensibilità C_i e un coefficiente di stenoecia E_i . L'elenco dei taxa indicatori secondo l'IBMR (con rispettivi valori C_i e E_i) è riportato in Allegato 1.

Il coefficiente di copertura K_i è attribuito a ciascun taxa secondo il procedimento sopra descritto e utilizzando i coefficienti di copertura riportati in Tabella 3.

Il metodo prevede che, sulla base del valore numerico assunto dall'IBMR sia possibile classificare la stazione in termini di livello trofico sulla base della suddivisione in range del campo dei valori (0-20) che può assumere l'IBMR, come descritto in Tabella 4.

valore	livello trofico	
IBMR \geq 14	trofia MOLTO LIEVE	blu
12 \leq IBMR \leq 14	trofia LIEVE	verde
10 \leq IBMR \leq 12	trofia MEDIA	giallo
8 \leq IBMR \leq 10	trofia ELEVATA	arancio
IBMR \leq 8	trofia MOLTO ELEVATA	rosso

Tabella 4 Rappresentazione dei livelli trofici dell'IBMR

Calcolo del Rapporto di Qualità Ecologica RQE

Per ciascuna tipologia fluviale (o gruppo di tipi) individuata è possibile calcolare un valore di IBMR atteso sulla base dei valori rilevati nei siti di riferimento.

Per il calcolo dell'RQE_IBMR per ciascun sito i valori di IBMR rilevati nei siti di monitoraggio devono essere rapportati con il valore medio di IBMR calcolato sui valori rilevati nei siti di riferimento individuati per ciascuna tipologia.

L'analisi dei dati disponibili, derivanti dall'applicazione dell'IBMR in varie regioni d'Italia, in un significativo numero di tipologie fluviali (Gerbaz *et al.*, 2005; Minciardi *et al.*, 2005; Morgana *et al.*; 2005; ARPAV, 2008; ARPA Sicilia, 2008; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, in stampa) conduce a poter definire due macroambiti territoriali: uno alpino, riferibile alle aree montane delle HER 1,2,3,4, ed uno centrale-mediterraneo comprendente gli ambiti pedemontani e di pianura delle HER 1,2,3,4, e tutte le altre idroecoregioni.

Dall'esame dei dati è possibile stabilire limiti di RQE_IBMR relativi alle classi Elevata e Buona, differenziando per le due aree geografiche: alpina e centrale-mediterranea.

Nella tabella 5 si riportano i valori di RQE_IBMR relativi ai limiti delle classi Elevata e Buona differenziati per Area geografica e Idroecoregioni

Area geografica	Idroecoregioni	E/B	B/S
Alpina	1,2,3,4 (aree montane)	0,85	0,70
Centrale	1,2,3,4,5,7 (aree collinari e di pianura) 6 (pianura padana a nord del fiume Po)	0,90	0,80
Mediterranea	8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21 6 (pianura padana a sud del fiume Po)	0,90	0,80

Tabella 5. Valori di RQE_IBMR relativi ai limiti di classe per gli stati Elevato e Buono (E/B) e Buono e Sufficiente (B/S), per i diversi macrotipi fluviali.

Tali limiti, pur essendo desunti dall'analisi di un significativo numero di stazioni (oltre 200) e riferiti a varie tipologie fluviali dislocate sull'intero territorio nazionale, sono da validare e precisare sulla base della diffusione delle applicazioni e degli studi relativi all'uso delle macrofite come comunità bioindicatrice, nonché all'applicazione della metodologia di classificazione a tutte le tipologie presenti nel territorio nazionale.

Tale processo dovrà essere condotto parallelamente alla definizione delle condizioni di riferimento in funzione dell'individuazione di siti di riferimento, dell'utilizzo di criteri predittivi, dell'uso di dati storici o, ancora sulla base del parere esperto.

Le macrofite italiane

I taxa indicatori considerati dall'IBMR sono 210. Tale lista definisce, secondo gli autori della metodologia, i taxa a maggior efficienza indicatrice rispetto alle finalità della metodologia stessa.

Alla luce della necessità di caratterizzare correttamente le comunità macrofite dei corsi d'acqua del nostro paese è necessario che i rilievi della vegetazione vengano, però, condotti in maniera esaustiva, campionando tutti i vegetali macroscopicamente visibili presenti in acqua, come previsto dai protocolli di campionamento (CEN, 2003; APAT-ISPRA, 2007). I taxa presenti devono quindi, a prescindere da una loro eventuale appartenenza a liste predefinite, essere rilevati e campionati comunque; ciò al fine di consentire il progressivo incremento delle conoscenze sulle comunità a macrofite in Italia e porre le premesse per sperimentare e definire anche nuovi indici/metriche di valutazione della comunità delle macrofite acquatiche in Italia.

In funzione dei risultati degli studi condotti oltre che sulla base dell'esame delle flore di fanerogame, felci e briofite disponibili per l'Italia è comunque possibile redigere una lista delle macrofite acquatiche più frequentemente rinvenibili lungo i corsi d'acqua del nostro paese (Allegato 2)

BIBLIOGRAFIA

AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière* (IBMR) – NF T 90-395: 28 pp.

APAT, 2007. Protocollo di campionamento ed analisi per le macrofite delle acque correnti. In "Metodi Biologici per le acque. Parte I". *Manuali e Linee Guida APAT*. Roma

ARPAV, 2008. *PROGETTO BIO60 Attività propedeutiche all'implementazione della Direttiva 2000/60/CE*. 109 pp.

ARPA SICILIA, 2008. Attività di caratterizzazione dei corpi idrici, elaborazione del Piano regionale di monitoraggio dei corpi idrici con l'implementazione e l'integrazione delle relative reti di monitoraggio" P.O.R. Sicilia 2000/2006, Misura 1.01°

ANGIUS R, ORRÙ G., SPADA D., MINCIARDI M.R., in stampa. Aalisi sintassonomica delle cenosi a macrofite acquatiche degli ambienti fluviali . ENEA Rapporto Tecnico.75 pp

AZZOLLINI R., BETTA G., MINCIARDI M.R., 2003. Uso di macrofite acquatiche per il biomonitoraggio delle acque dei canali irrigui: prima applicazione in un'area del Vercellese. In: Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle Zone Umide", Vercelli 10-11 Novembre 2000 – Società Botanica Italiana – *Bollettino del Museo Regionale di Storia Naturale del Piemonte*: 269-292.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2005. Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos. 89 pp.

BIELLI E., BUFFAGNI A., COTTA RAMUSINO M., CROSA G., GALLI P., GUZZI L., GUZZELLA L., MINCIARDI M.R., SPAGGIARI R., ZOPPINI A., 1999. Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali - *Manuale UNICHIM* 191: 59 pp.

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 del Metodi Analitici*, 2008(1):2-23

BUFFAGNI A., MUNAFÒ M., TORNATORE F., BONAMINI I., DIDOMENICANTONIO A., MANCINI L., MARTINELLI A., SCANU G., SOLLAZZO C., 2006. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della Direttiva 2000/60/EC – IRSA-CNR *Notiziario del Metodi Analitici*, 2006(1):2-19

BUTCHER R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers: on the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology*, 21:58-91.

CAFFREY J.M., 1987. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In: *Biological indicators of pollution*. Dublin, 24-25 february 1986. Richardson D.H.S. (ed.). Royal Irish Academy: 77-87.

CAIRNS J.JR., 1990. The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. *Environ. Prof.*, 12:169-176.

CANALIS L., BARI A., MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., BADINO G., 1997. Confronto tra diverse metodologie di valutazione della qualità Ambientale del Canale Naviglia (Piemonte occidentale – Italia). Atti dell’VIII Convegno Nazionale della Società Italiana di Ecologia (10-12 settembre 1997). *Ecologia. S.It.E Atti* 18: 465-467.

CARBIENER R., TRÉMOLIÈRES M., MULLER S., 1995. Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta botanica Gallica*, 142(6):489-531.

CARPENTER S.R., LODGE D.M., 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26:341-370.

CEN, 2003. *Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water*. EN 14184: 14pp.

CHAMBERS P.A., PREPAS E.E. , 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Research*, 29:453-464.

CHAUVIN C., 2008. Echantillonnage des Macrophytes dans les réseaux de mesure DCE. Note Méthodologique. Cemagref Bordeaux: 7 pp.

CHAUVIN C., HAURY J., PELTRE M.C., LAPLACE-TREYTURE C., BREUGNOT E., DUTARTRE A., 2006. Évaluer la qualité de l’hydrosystème par la végétation aquatique. De l’approche fonctionnelle à l’Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grand cours d’eau. In : *Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux*. Paris Mai 2006: 13pp.

DIN, 1990. *Hydrologie; Begriffe der Gewässerbeschaffenheit*. NA 119-06-02 AA 4049-2, 68 pp.

GERBAZ D., MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., 2005. *Applicazione integrata di metodologie di monitoraggio in ambiente fluviale*. Terza Relazione sullo Stato dell’Ambiente in Valle d’Aosta. – ARPA Valle d’Aosta : 120-125.

GRASMUCK N., HAURY J., LEGLIZE L., MULLER S., 1993. Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d’eau lorrains en relation avec les paramètres d’environnement. *Annls. de Limnologie*, 29(3-4): 223-237.

HARDING J.P.C., 1981. Macrophytes as a monitors of river quality in the Southern N.W.W.A. area. North West Water Authority, River Division ref. TS-BS-81, 2,54 pp.

HASLAM S.M., 1987. *River plants of Western Europe - The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community*. Cambridge University Press, 504 pp.

HAURY J., PELTRE M. C., MULLER S., THIÉBAUT G., TREMOLIERES M., DEMARS B., BARBE J., DUTARTRE A., DANIEL H., BERNEZ I., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotique – Intérêts et limites des indices*

macrophytiques. *Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM. Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie: 101 pp.

HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytes pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Écologie*, 233-244.

HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytes pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Écologie*, 27(4): 233-244.

HAURY J., PELTRE M.C., TREMOLIERES M., BARBE J., THIEBAUT G., BERNEZ I., DANIEL H., CHATENET P., HAAN-ARCHIPOF G., MULLER S., DUTARTRE A., LAPLACE-TREYTURE C., CAZAUBON A., LAMBERT-SERVIEN E., 2006. A new method to assess water trophic and organic pollution. The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*: 153-158.

HOLMES N.T.H., 1983. Typing British rivers according to their flora. Focus on nature conservancy 4. *Nature Conservancy Council. U.K.*, 194 pp.

HOLMES N.T.H., WHITTON B.A., 1977. The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, 7:43-60.

JOHN D. M., WHITTON B.A., BROOK A.J., 2005. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, 702 pp.

KELLY M.G., WHITTON B.A., 1995. Workshop: "Plants for monitoring rivers" Durham, 26-27 September 1994. - National Rivers Authority, 34 pp.

LEGLIZE L., PELTRE M.C., DECLoux J.P., DUVAL T., PARIS P., ZUMSTEIN J.F., 1990. Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée. 14^e Conférence du COLUMA. *Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes*. Versailles, 23-24 janvier 1990. ANPP: 237-245.

LEWIS M.A., WANG W., 1997. Water quality and aquatic plants. In: *Plants for Environmental Studies*. Wang W., Gorsuch J.W., Hughes J.S. (Eds.): 141-175.

MANCINI L., 2006. Organization of Biological Monitoring in the European Union. In Ziglio G, Siligardi M, Flaim G, (Eds). *Biological monitoring of rivers. Applications and Perspectives. Water Quality Measurements series*. Wiley Chichester, UK.; 2006. pp 461.

MANCINI, L., ANDREANI, P., 2008. Guida agli indicatori biologici dei corsi d'acqua della provincia di Viterbo. *Rapporti ISTISAN 08/34*. 117 pp.

MEILINGER P., SCHNEIDER S., MELZER A., 2005. The Reference Index Method for the Macrophyte-Based Assessment of Rivers. A Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Internat.Rev.Hydrobiol.*, 90: 322-342.

MEZZOTERO A., MINCIARDI M.R., SPADA C.D., LUCADAMO L., GALLO L., DE FILIPPIS A., 2009. Prima caratterizzazione e valutazione delle comunità a macrofite acquatiche nei corsi d'acqua della Provincia di Cosenza. - *Studi Trent.Sci.Nat.*, 86:1-6

MINCIARDI M.R., AZZOLLINI R., SPADA D., in stampa. Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive. In: Atti del XVIII Congresso Nazionale S.It.E "Ecologia, Emergenza, Pianificazione", Parma 1-3 settembre 2008 – *Biologia Ambientale*.

MINCIARDI M.R., POMA S., ROSSI G.L., 2005. Qualità delle acque superficiali. In: Rossi G.L. & Minciardi M.R. (a cura di), *Un Piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un sito Natura 2000*. Regione Piemonte: 41 – 45.

MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., 2001. La valutazione e il monitoraggio degli ecosistemi fluviali attraverso l'uso di metodiche di bioindicazione. *ENEA Rapporto Tecnico RT/AMB/2001/13*, 31 pp.

MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLLINI R., BETTA G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Provincia di Torino, Torino: 64 pp.

MORGANA J., BETTA G., MINCIARDI M.R., PRATO S., ROSA S., NAVIGLIO L., 2005. La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales. *Limnetica*: 21-32.

NAIMAN R.J., DÉCAMPS H., 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.

NAIMAN R.J., DÉCAMPS H., MCCLAIN M., 2005. *Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press: 430 pp.

NEWBOLD C., HOLMES N.T.H., 1987. Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollution Control*, 86: 345-364.

NEWMAN J.R., DAWSON F.H., HOLMES N.T.H., CHADD S., ROUEN K. J., SHARP L., 1997. *Mean Trophic Rank: A User's Manual*. R&D Technical Report E38-Environment Agency: 129 pp.

ÖNORM, 1995. *Guidelines for the ecological study and assessment of rivers*. 6232 E.: 1-10.

PALL K., MOSER V., 2006. Work instruction rivers. A4-01a *Quality element makrophytes: fieldwork, sampling, reappraisal of samples and assessment*: 44 pp.

PEDROTTI F., GAFTA D., 1996. Ecologia delle foreste ripariali e paludose dell'Italia. *L'Uomo e L'Ambiente*, 23. Università degli Studi di Camerino: 162 pp.

ROBACH F., THIÉBAULT G., TRÉMOLIÈRES M., MULLER S., 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acid waters in north-east France. *Hydrobiologia*, 340:67-76.

SCHAUMBURG J., SCHRANZ C., FOERSTER J., GUTOWSKI A., HOFMANN G., MEILINGER P., SCHNEIDER S., SCHMEDTJIE U., 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34: 283-301.

SCHNEIDER S., MELZER A., 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. of Hydrobiol.*, 88: 49-67.

TESTI, A., FANELLI, G., BISCEGLIE, S., PACE, G., MANCINI, L., 2006. Comunità animali e vegetali nella qualità delle acque: un contributo all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia. *Rapporti ISTISAN 06/37*: 82 pp.

TREMP H., KOHLER A., 1995. The usefulness of macrophyte monitoring-system, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta botanica Gallica*, 142(6): 541-550.

TURIN P., WEGHER M., 1991. Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque. *Biologia Ambientale*, 3-4:10-16.

UNI EN 14184, 2004. Linee guida per la valutazione delle macrofite acquatiche nelle acque correnti.

WASSON J.G., GARCIA BAUTISTA A., CHANDESIS A., PELLA H., ARMANINI D.G., BUFFAGNI A. Approccio delle idro-ecoregioni europee e tipologia fluviale in Francia per la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/EC) - IRSA-CNR *Notiziario del Metodi Analitici*, 2006(1):20-38

WIEGLEB G., 1981. Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. *Colloq. phytosoc. X Végétations aquatiques*: 69-83.

WRIGHT, J.F., FURSE M.T., ARMITAGE P.D., 1993. RIVPACS: a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, 3(4):15-25.

ALLEGATO 1.
ELENCO TAXA INDICATORI IBMR

	Csi	Ei
ORGANISMI ETEROTROFI		
<i>Leptomitus sp.</i>	0	3
<i>Sphaeotilus sp.</i>	0	3
ALGHE		
<i>Audouinella sp.</i> Bory de St Vincent	13	2
<i>Bangia atropurpurea</i> Lyngbye	10	2
<i>Batrachospermum sp.</i> Roth	16	2
<i>Binuclearia sp.</i> Wittrock	14	2
<i>Chaetophora sp.</i> Schrank	12	2
<i>Chara globularis</i> Thuill.	13	1
<i>Chara hispida</i> (L.) Vailant	15	2
<i>Chara vulgaris</i> L.	13	1
<i>Cladophora sp.</i> Kützing	6	1
<i>Diatoma sp.</i> Bory de St Vincent	12	2
<i>Draparnaldia sp.</i> Bory de St Vincent	18	3
<i>Enteromorpha intestinalis</i> Link	3	2
<i>Hildenbrandia rivularis</i> Nardo	15	2
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> Roth	6	2
<i>Hydrurus foetidus</i> C. Agardh	16	2
<i>Lemanea gr.fluviatilis</i> Bory de St Vincent	15	2
<i>Lyngbia sp.</i> C. Agardh	10	2
<i>Melosira sp.</i> C. Agardh	10	1
<i>Microspora sp.</i> Thuret	12	2
<i>Monostroma sp.</i> Thuret	13	2
<i>Mougeotia sp.</i> C. Agardh+ <i>Mougeotiopsis sp.</i> C. Agardh+ <i>Debarya sp.</i> Wittrock	13	2
<i>Nitella flexilis</i> C. Agardh	14	2
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) C. Agardh	14	2
<i>Nitella mucronata</i> (A.Br.) Miquel	14	2
<i>Nostoc sp.</i> Vaucher	9	1
<i>Oedogonium sp.</i> Link	6	2
<i>Oscillatoria sp.</i> Vaucher	11	1
<i>Phormidium sp.</i> Kützing	13	2
<i>Rhizoclonium sp.</i> Kützing	4	2
<i>Schizomeris sp.</i> Kützing	1	3
<i>Sirogonium sp.</i> Kützing	12	2
<i>Spirogyra sp.</i> Link	10	1
<i>Stigeoclonium sp.</i> Link (escluso <i>S. tenue</i>)	13	2
<i>Stigeoclonium tenue</i> Link	1	3
<i>Tetraspora sp.</i> Link	12	1
<i>Thorea ramississima</i> Bory de St Vincent	14	3
<i>Tolypella glomerata</i> Leonhardi	12	2
<i>Tolypella prolifera</i> Leonhardi	15	3
<i>Tribonema sp.</i> Derbes & Solier	11	2
<i>Ulotrix sp.</i> Kützing	10	1
<i>Vaucheria sp.</i> De Candolle	4	1
<i>Zygnema sp.</i> Agardh	13	3

LICHENI		
<i>Dermatocarpon weberi</i> (Ach.) Mann.	16	3
<i>Collema fluviatile</i> (Huds) Steud	17	3
BRIOFITE		
Epatiche		
<i>Chiloscyphus pallescens</i> (L.) Corda	14	2
<i>Chiloscyphus polyanthus</i> (L.) Corda	15	2
<i>Marsupella aquatica</i> (Lindenb.) Schiffn	19	2
<i>Marsupella emarginata</i> (Ehrh.) Dum	20	3
<i>Nardia acicularis</i> S.F. Gray	20	3
<i>Nardia compressa</i> (Shook?) Gray	20	3
<i>Porella pinnata</i> L.	12	2
<i>Riccardia multifida</i> (L.) Gray	15	2
<i>Riccardia pinguis</i> (L.) Gray	14	2
<i>Riccardia sinuata</i> (Dicks.) Trev.	15	2
<i>Riccia fluitans</i> L.	8	3
<i>Scapania paludosa</i> K. Müll.	20	3
<i>Scapania undulata</i> (L.) Dum	17	3
<i>Solenostoma crenulatum</i> (Sm.) Mitt.	20	3
<i>Solenostoma triste</i> (Nees) K. Müll.	19	3
Muschi		
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Sm.) Loeske (= <i>Hygroamblystegium fluviatile</i>)	11	2
<i>Amblystegium riparium</i> Hedw. (= <i>Leptodictyum riparium</i>)	5	2
<i>Amblystegium tenax</i> (Hedw.) Jenn. (= <i>Hygroamblystegium tenax</i>)	15	2
<i>Brachythecium plumosum</i> (Sw.) B. e.	18	3
<i>Brachythecium rivulare</i> B. e.	15	2
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Jaeg.) B. e.	15	2
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumgartner	13	3
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P. Beauv.	12	2
<i>Cinclidotus riparius</i> (Web. & Mohr) Arnott	13	2
<i>Cratoneuron commutatum</i> (Hedw.) Roth	15	2
<i>Cratoneuron filicinum</i> Hedw.	18	3
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnot.	15	3
<i>Drepanocladus fluitans</i> (Hedw.) Warnot.	14	2
<i>Fissidens crassipes</i> Br. Eur.	12	2
<i>Fissidens minutulus</i> Sull.	14	3
<i>Fissidens polyphyllus</i> Br. Eur.	20	3
<i>Fissidens pusillus</i> Wils.	14	2
<i>Fissidens rufulus</i> Br. Eur.	14	3
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw.) Wahlemb	11	2
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	10	1
<i>Fontinalis duriaei</i> Schimp.	14	3
<i>Fontinalis squamosa</i> Hedw.	16	3
<i>Hygrohypnum dilatatum</i> (Schimp.) Loeske	19	3
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	19	3
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Wils.) Loeske	19	3
<i>Hyocomium armoricum</i> (Brid.) Wijk & Marg. (= <i>H. flagellare</i>)	20	3
<i>Octodicerias fontanum</i> (La Pyl.) Lindb.	7	3
<i>Orthotrichum rivulare</i> Turn.	15	3
<i>Pachyfissidens grandifrons</i> (Brid.) Limpr.	15	3
<i>Philonotis gr. Fontana</i> Milde	18	3

<i>Philonotis calcarea</i> (B.e.) Schimp	18	2
<i>Platyhypnidium rusciforme</i> (Br. Eur.) Fleisch. (= <i>Rhynchostegium riparioides</i> , <i>Platyhypnidium riparioides</i>)	12	1
<i>Rhacomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	18	3
<i>Schistidium rivulare</i> Br. Eur. (= <i>Grimmia rivularis</i>)	15	3
<i>Sphagnum</i> gr. <i>Denticulatum</i> (= <i>S.gr. Inundatum</i> Russ.) <i>Sphagnum inundatum</i> Russ. (gr <i>denticulatum</i>)	20	3
<i>Sphagnum palustre</i> L.	20	3
<i>Thamnium alopecurum</i> (Hedw.) B. e.	15	2
PTERIDOFITE		
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	6	3
<i>Equisetum fluviatile</i> L. (= <i>E. limosum</i>)	12	2
<i>Equisetum palustre</i> L.	10	1
FANEROGAME		
<i>Acorus calamus</i> L.	7	3
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	10	1
<i>Alisma lanceolatum</i> With	9	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	8	2
<i>Apium inundatum</i> L.	17	3
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	10	1
<i>Berula erecta</i> (Hudson) Coville	14	2
<i>Butomus umbellatus</i> L.	9	2
<i>Callitriche hamulata</i> Kützing ex Koch	12	1
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	8	2
<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	10	1
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	12	2
<i>Callitriche truncata</i> Guss. ssp. <i>occidentalis</i>	10	2
<i>Carex rostrata</i> Stokes	15	3
<i>Carex vesicaria</i> L.	12	2
<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) Beauv.	11	2
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	5	2
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	2	3
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roemer & Schultes	12	2
<i>Elodea canadensis</i> Michx	10	2
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St John	8	2
<i>Glyceria fluitans</i> R.Br.	14	2
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	11	2
<i>Helodes palustris</i> Spach	17	3
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	12	2
<i>Hottonia palustris</i> L.	12	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	11	3
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	14	2
<i>Iris pseudacorus</i> L.	10	1
<i>Juncus bulbosus</i> L.	16	3
<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank	17	3
<i>Lemna gibba</i> L.	5	3
<i>Lemna minor</i> L.	10	1
<i>Lemna trisulca</i> L.	12	2
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Ascherson	15	3
<i>Luronium natans</i> (L.) Rafin.	14	3
<i>Lycopus europaeus</i> L.	11	1

<i>Mentha aquatica</i> L.	12	1
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	16	3
<i>Montia fontana</i> L. agg.	15	2
<i>Myosotis</i> gr. <i>palustris</i> (= <i>M. scorpioides</i> L.)	12	1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC	13	2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	8	2
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	12	3
<i>Najas marina</i> L.	5	3
<i>Najas minor</i> L.	6	3
<i>Nasturtium officinale</i> R.Br.	11	1
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	9	1
<i>Nymphaea alba</i> L.	12	3
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G. Gmelin) O. Kuntze	10	2
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poiret	11	2
<i>Oenanthe crocata</i> L.	12	2
<i>Oenanthe fluviatilis</i> (Bab.) Coleman	10	2
<i>Phalaris arundinacea</i> L.(= <i>Typhoides arundinacea</i> (L.) Moench)	10	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	9	2
<i>Polygonum amphibium</i> L.	9	2
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	8	2
<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	12	3
<i>Potamogeton alpinus</i> Balbis	13	2
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	9	2
<i>Potamogeton coloratus</i> Hornem.	20	3
<i>Potamogeton compressus</i> L.	6	3
<i>Potamogeton crispus</i> L.	7	2
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.	10	1
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	13	2
<i>Potamogeton lucens</i> L.	7	3
<i>Potamogeton natans</i> L.	12	1
<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret	4	3
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert.& Koch	10	2
<i>Potamogeton panormitanus</i> Biv.(= <i>Potamogeton pusillus</i> L.)	9	2
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	2	2
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	9	2
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourret	17	3
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	13	2
<i>Potamogeton trichoides</i> Cham.& Schelcht	7	2
<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	16	3
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	11	2
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	10	2
<i>Ranunculus flammula</i> L.	16	3
<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	10	2
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.	12	3
<i>Ranunculus ololeucos</i> Lloyd	19	3
<i>Ranunculus omiophyllos</i> Ten.	19	3
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank.	12	2
<i>Ranunculus penicillatus</i> (Dumort.)Bab. var. <i>penicillatus</i>	12	1
<i>Ranunculus penicillatus</i> (Dumort.)Bab. var. <i>calcareus</i>	13	2
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	11	2
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	9	1

<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	6	2
<i>Sirpus fluitans</i> L.	18	3
<i>Scirpus lacustris</i> L. (= <i>Schoenoplectus lacustris</i> Palla)	8	2
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	10	2
<i>Sparganium angustifolium</i> Michaux	19	3
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman foglie corte (< 20 cm)	13	2
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman foglie lunghe (>20 cm)	7	1
<i>Sparganium erectum</i> L.	10	1
<i>Sparganium minimum</i> Wallr.	15	3
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleiden	6	2
<i>Trapa natans</i> L.	10	3
<i>Typha angustifolia</i> L.	6	2
<i>Typha latifolia</i> L.	8	1
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	8	2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	11	2
<i>Veronica beccabunga</i> L.	10	1
<i>Veronica catenata</i> Pennell	11	2
<i>Wolffia arhiza</i> (L.) Horkel & Wimmer	6	2
<i>Zannichellia palustris</i> L.	5	1

ALLEGATO 2

ELENCO DELLE MACROFITE RICORRENTI NEI CORSI D'ACQUA ITALIANI

ALGAE

Anabaena sp. Bory de St. Vincent
Aphanizomenon sp. Morren
Audouinella sp. Bory de St. Vincent
Bangia sp. (*B. atropurpurea*) Lyngbye
Batrachospermum sp. Roth
Binuclearia sp. Wittrock
Bulbochaete sp. Agardh
Calothrix sp. Agardh
Chaetomorpha sp. Kützing
Chaetophora sp. Schrank
Chamaesiphon sp. A. Braun et Grunow
Chara sp. Linnè ex Vaillant
Chara vulgaris Linnaeus
Chlorormidium sp. Fott
Chlorotylum sp. Kützing
Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing
Cladophora sp. Kützing
Compsopogon sp. Montagne
Cylindrospermum sp. Kützing
Draparnaldia sp. Bory
Enteromorpha sp. Link
Gongrosira sp. Kützing (G. incrustans)
Hildenbrandia sp. Nardo
Homeothrix sp. (Thuret) Kirchner
Hydrodictyon sp. Roth
Hydrurus sp. C. Agardh (*H. foetidus*)
Lemanea sp. Bory de St. Vincent
Lyngbya sp. Agardh
Melosira sp. C. Agardh
Microspora sp. Thuret
Monostroma sp. Thuret
Mougeotia sp. C.A. Agardh
Nitella sp. Agardh
Nitellopsis sp. Hy
Nostoc sp. Vaucher
Oedogonium sp. Link
Oscillatoria sp. Vaucher
Phormidium sp. Kützing
Plectonema sp. Thuret
Pseudanabaena sp. Lauterborn
Rhizoclonium sp. Kützing
Rivularia sp. Agardh
Schizomeris sp. Kützing
Scytonema sp. C.A. Agardh
Sirogonium sp. Kützing
Sphaeroplea sp. Agardh
Spirogyra sp. Lynk
Spirulina sp. Turpin
Stigeoclonium sp. Kützing
Stigonema sp. Agardh
Tetraspora sp. Link
Thorea sp. Bory de St. Vincent

Tolypella sp. (A. Br.) Leonhardi
Tolypothrix sp. Kützing
Tribonema sp. Derbes et Solier
Ulothrix sp.
Vaucheria sp. De Candolle
Zygnema sp. Agardh
Zygnemopsis sp. (Skuja) Transeau
Zygogonium sp. Kützing

MYCOPHYCOPHYTA

Collema dichotomum (With.) Coppins & Laundon
(*Collema fluviatile* (Huds) Steud)
Dermatocarpon rivulorum (Arnold) Dalla Torre & Sarnth
Dermatocarpon sp. Eschw
Lecanora muralis (Schreber) Rabenh.
Peltygera rufescens (Weis) Humb.
Physcia adscendens (Fr.) H. Olivier
Physcia sp. (Schreber) Michaux
Verrucaria praetermissa (Trevisan) Anzi
Verrucaria sp. (Schrader)
Xanthoria elegans (Link) Th. Fr

BRIOPHYTA

Hepaticae

Aneura pinguis (L.) Dum.
Calypogeia arguta
Calypogeia fissa (L.) Raddi
Chiloscyphus polyanthos var. *pallescens* (Ehrh. ex Hoffm.) Hartm.
Chiloscyphus polyanthos var. *polyanthos* (L.) Corda
Conocephalum conicum (L.) Underw.
Jungermannia atrovirens Dum.
Jungermannia gracillima Sm.
Lophocolea bidentata (L.) Dum.
Lunularia cruciata (L.) Dum. ex Lindb.
Marchantia polymorpha L.
Marsupella emarginata var. *aquatica* (Lindenb.) Dum.
Marsupella emarginata var. *emarginata* (Ehrh.) Dum.
Pedinophyllum interruptus (Ness) Kaal.
Pellia endiviifolia (Dicks.) Dum.
Pellia epiphylla (L.) Corda
Pellia neesiana (Gott.) Limpr.
Plagiochila asplenioides (L. emend. Tayl.) Dum.
Porella cordaeana (Hüb.) Moore
Porella pinnata L.
Porella platyphylla (L.) Pfeiff.
Preissia quadrata (Scop.) Nees
Riccardia chamaedryfolia (With.) Grolle

Riccardia multifida (L.) S.F. Gray
Riccia fluitans L. emend. Lorbeer
Riccia huebeneriana Lindenb.
Ricciocarpos natans (L.) Corda
Scapania nemorea (L.) Grolle
Scapania paludicola Loeske & K. Müll.
Scapania subalpina (Nees ex Lindemb.) Dum.
Scapania uliginosa (Sw. ex Lindemb.) Dum.
Scapania undulata (L.) Dum.
Trichocolea tomentella (Ehrh.) Dum.

Musci

Amblystegium humile (P. Beauv.) Crundw.
Amblystegium serpens (Hedw.) Schimp.
Amblystegium varium (Hedw.) Lindb.
Anoetangium aestivum (Hedw.) Mitt.
Anomodon viticulosus (Hedw.) Hook. & Taylor
Atrichum undulatum (Hedw.) P. Beauv.
Blindia acuta (Hedw.) Bruch & Schimp.
Brachythecium glareosum (Spruce) Schimp.
Brachythecium mildeanum (Schimp.) Schimp.
Brachythecium plumosum (Hedw.) Schimp.
Brachythecium rivulare Schimp.
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp.
Brachythecium salebrosum (F. Weber & D. Mohr) Schimp.
Bryum pallens Sw.
Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) Gaertn.
Bryum schleicheri Schwägr.
Bryum weigelii Spreng.
Calliergonella cuspidata (Hedw.) Loeske
Campylium stellatum (Hedw.) C.E.O. Jensen
Cinclidotus fontinaloides (Hedw.) P. Beauv.
Climacium dendroides (Hedw.) F. Weber & D. Mohr.
Cratoneuron filicinum (Hedw.) Spruce
Dichodontium pellucidum (Hedw.) Schimp.
Dicranella varia (Hedw.) Schimp.
Didymodon fallax (Hedw.) R. H. Zander
Didymodon insulanus (De Not.) M. O. Hill
Didymodon luridus Hornsc. ex Spreng.
Didymodon sinuosus (Mitt.) Delogne
Didymodon spadiceus (Mitt.) Limpr.
Didymodon tophaceus (Brid.) Lisa
Distichium capyllaceum (Hedw.) Bruch & Schimp.
Drepanocladus aduncus (Hedw.) Warnst.
Eucladium verticillatum (Brid.) Bruch & Schimp.
Eurhynchium striatum (Schreb. ex Hedw.) Schimp.
Fissidens adianthoides Hedw.
Fissidens crassipes Wilson ex Bruch & Schimp.
Fissidens osmundoides Hedw.
Fissidens pusillus (Wilson) Milde
Fissidens rivularis (Spruce) Schimp.
Fissidens rufulus Bruch & Schimp.
Fissidens serrulatus Brid.
Fissidens taxifolius Hedw.
Fissidens viridulus (Sw.) Wahlenb.
Fontinalis antipyretica Hedw.

Fontinalis squamosa Hedw.
Gymnostomum aeruginosum Sm.
Heterocladium heteropterum (Bruch ex Schwägr.)
Homalia trichomanoides (Hedw.) Schimp.
Hookeria lucens (Hedw.) Sm.
Hygroamblystegium fluviatile (Hedw.) Loeske
Hygroamblystegium tenax (Hedw.) Jenn.
Hygrohypnum duriusculum (De Not.) Jamieson
Hygrohypnum luridum (Hedw.) Jenn.
Hygrohypnum ochraceum (Turner ex Wilson) Loeske
Hygrohypnum polare (Lindb.) Loeske
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp.
Kindbergia praelonga (Hedw.) Ochyra
Leptodictyum riparium (Hedw.) Warnst.
Leskea polycarpa Hedw.
Mnium hornum Hedw.
Mnium marginatum (With.) P. Beauv.
Octodiceras fontanus (Bach. Pyl.) Lindb.
Orthotrichum affine Schrad. ex Brid.
Orthotrichum cupulatum Brid.
Orthotrichum rivulare Turner
Oxyrrhynchium hians (Hedw.) Loeske
Oxyrrhynchium speciosum (Brid.) Warnst.
Palustriella commutata (Hedw.) Ochyra
Palustriella decipiens (De Not.) Ochyra
Palustriella falcata (Brid.) Hedenäs
Philonotis fontana (Hedw.) Brid.
Philonotis calcarea (Bruch & Schimp.) Schimp.
Philonotis caespitosa Jur.
Plagiomnium affine (Funck) T. J. Kop.
Plagiomnium elatum (Bruch & Schimp.) T. J. Kop.
Plagiomnium ellipticum (Brid.) T. J. Kop.
Plagiomnium medium (Bruch & Schimp.) T. J. Kop.
Plagiomnium rostratum (Schrad.) T. J. Kop.
Plagiomnium undulatum (Hedw.) T. J. Kop.
Plagiothecium nemorale (Mitt.) A. Jaeger
Plagiothecium platyphyllum Mönk.
Plagiothecium succulentum (Wilson) Lindb.
Plagiothecium undulatum (Hedw.) Schimp.
Platyhypnidium riparioides (Hedw.) Dixon
Pohlia walenbergii (F. Weber & D. Mohr) A.L. Andrews
Racomitrium aciculare (Hedw.) Brid.
Racomitrium aquaticum (Brid. ex Schrad.) Brid.
Rhizomnium punctatum (Hedw.) T. J. Kop.
Rhynchostegiella curviseta (Brid.) Limpr.
Rhytidadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst.
Sanionia uncinata (Hedw.) Loeske Schimp.
Schistidium agassizii Sull. & Lesq.
Schistidium apocarpum (Hedw.) Bruch & Schimp.
Schistidium rivulare (Brid.) Podp.
Scleropodium cespitans (Wilson ex Müll. Hal.) L.F. Koch
Scorpidium revolvens (Sw.) Hedenäs
Sphagnum angustifolium (C.E.O. Jensen ex Russow) C.E.O. Jensen
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw.

Sphagnum fallax (H. Klinggr.) H. Klinggr.
Sphagnum fimbriatum Wilson
Sphagnum palustre var. *centrale* (C.E.O. Jensen) A. Eddy
Sphagnum papillosum Lindb.
Sphagnum subsecundum Nees
Straminergon stramineum (Brid.) Hedenäs
Thamnobryum alopecurum (Hedw.) Gangulee
Tortella inclinata (R. Hedw.) Limpr.
Tortella tortuosa (Hedw.) Limpr.
Warnstorfia fluitans (Hedw.) Loeske

PTERIDOFITE

Azolla caroliniana Willd.
Azolla filiculoides Lam.
Equisetum arvense L.
Equisetum fluviatile L.
Equisetum palustre L.
Isoetes malinverniana Ces. et De Not.
Isoetes velata A.Br.

FANEROGAME

ANGIOSPERME

Dicotiledoni

Apium graveolens L.
Apium inundatum (L.) Rchb.
Apium nodiflorum (L.) Lag.
Apium repens (Jacq.) Lag.
Berula erecta (Hudson) Coville
Callitriche brutia Petagna
Callitriche cophocarpa Sendtn.
Callitriche hamulata Kuntze
Callitriche obtusangula Le Gall.
Callitriche palustris L.
Callitriche stagnalis Scop.
Callitriche truncata Guss.
Caltha palustris L.
Cardamine amara L.
Ceratophyllum demersum L.
Ceratophyllum submersum L.
Circaea lutetiana L.
Crepis paludosa (L.) Moench
Elatine alsinastrum L.
Elatine hexandra (Lapierre) DC.
Elatine macropoda Guss.
Elatine triandra Schkuhr
Eupatorium cannabinum L.
Hippuris vulgaris L.
Hottonia palustris L.
Hydrocotyle ranunculoides L. fil.
Hydrocotyle vulgaris L.
Littorella uniflora (L.) Asch.
Ludwigia palustris (L.) Elliott
Lycopus europaeus L.
Lythrum hyssopifolia L.
Lythrum salicaria L.

Mentha aquatica L.
Mentha arvensis L.
Mentha longifolia (L.) Hudson
Menyanthes trifoliata L.
Montia fontana L.
Myosotis scorpioides L.
Myriophyllum alterniflorum DC.
Myriophyllum spicatum L.
Myriophyllum verticillatum L.
Nasturtium officinale R.Br.
Nuphar lutea (L.) S. et S.
Nymphaea alba L.
Nymphoides peltata (Gmelin) O. Kuntze
Oenanthe aquatica (L.) Poiret
Oenanthe crocata L.
Oenanthe fistulosa L.
Petasites hybridus (L.) Gaertner, M. et Sch.
Peucedanum palustre (L.) Moench
Polygonum amphibium L.
Polygonum hydropiper L.
Polygonum lapathifolium L.
Polygonum mite Schrank
Polygonum persicaria L.
Ranunculus aquatilis L.
Ranunculus baudotii Godron
Ranunculus circinatus Sibth.
Ranunculus flammula L.
Ranunculus fluitans Lam.
Ranunculus lingua L.
Ranunculus omiophyllus Ten.
Ranunculus peltatus Schrank
Ranunculus penicillatus (Dumort.) Bab.
Ranunculus repens L.
Ranunculus reptans L.
Ranunculus rionii Lager
Ranunculus sceleratus L.
Ranunculus trichophyllus Chaix
Rorippa amphibia (L.) Besser
Rorippa palustris (L.) Besser
Rumex aquaticus L.
Rumex crispus L.
Rumex hydrolapathum Hudson
Rumex maritimus L.
Rumex obtusifolius L.
Rumex palustris Sm.
Rumex sanguineus L.
Salvinia natans (L.) All.
Samolus valerandi L.
Scrophularia umbrosa Dumort.
Scutellaria galericulata L.
Senecio aquaticus Hudson
Sium latifolium L.
Symphytum officinale L.
Trapa natans L.
Tussilago farfara L.
Urtica dioica L.
Utricularia australis R.Br.
Utricularia minor L.
Utricularia vulgaris L.

Valeriana officinalis L.
Veronica anagallis-aquatica L.
Veronica beccabunga L.
Viola palustris L.

Monocotiledoni

Acorus calamus L.
Agrostis canina L.
Agrostis gigantea Roth
Agrostis stolonifera L.
Alisma gramineum Lej.
Alisma lanceolatum With.
Alisma plantago-aquatica L.
Alopecurus aequalis Sobol.
Alopecurus geniculatus L.
Alopecurus pratensis L.
Althenia filiformis Petit
Arundo donax L.
Baldellia ranunculoides (L.) Parl.
Blysmus compressus (L.) Panzer
Bolboschoenus maritimus (L.) Palla
Butomus umbellatus L.
Calamagrostis canescens (Weber) Roth
Carex acutiformis Ehrh.
Carex canescens L.
Carex contigua Hoppe
Carex diandra Schrank
Carex disticha Hudson
Carex elata All.
Carex elongata L.
Carex flava L.
Carex fusca All.
Carex gracilis Curtis
Carex hirta L.
Carex lasiocarpa Ehrh.
Carex limosa L.
Carex oederi Retz.
Carex otrubae Podp.
Carex ovalis Good.
Carex panicea L.
Carex paniculata L.
Carex pendula Hudson
Carex pseudocyperus L.
Carex remota L.
Carex riparia Curtis
Carex rostrata Stokes
Carex strigosa Hudson
Carex vesicaria L.
Catabrosa aquatica (L.) Beauv.
Cladium mariscus (L.) Pohl
Cyperus eragrostis Lam.
Cyperus flavescens L.
Cyperus fuscus L.
Cyperus glomeratus L.
Cyperus longus L.
Damasonium alisma Miller
Deschampsia caespitosa (L.) Beauv.
Elodea densa (Planchon) Caspari

Eichornia crassipes (Mart.) Solms
Eleocharis acicularis (L.) R. et S.
Eleocharis ovata (Roth) R. et S.
Eleocharis palustris (L.) R. et S.
Elodea canadensis Michx.
Eriophorum angustifolium Honckeny
Festuca arundinacea Schreber
Glyceria declinata Breb.
Glyceria fluitans (L.) R.Br.
Glyceria plicata Fries
Groenlandia densa (L.) Fourr.
Holoschoenus australis (L.) Rchb.
Hydrocharis morsus-ranae L.
Iris pseudacorus L.
Juncus acutiflorus Ehrh.
Juncus alpinoarticulatus Chaix
Juncus articulatus L.
Juncus bufonius L.
Juncus bulbosus L.
Juncus compressus Jacq.
Juncus conglomeratus L.
Juncus effusus L.
Juncus filiformis L.
Juncus heterophyllus Desf.
Juncus inflexus L.
Juncus subnodulosus Schrank
Lagarosiphon major (Ridley) Moss
Lemna gibba L.
Lemna minor L.
Lemna trisulca L.
Najas gracillima (A. Br.) Magnus
Najas graminea Delile
Najas marina L.
Najas minor All.
Ottelia alismoides (L.) Pers.
Phalaris arundinacea L.
Phragmites australis (Cav.) Trin.
Poa annua L.
Poa palustris L.
Poa trivialis L.
Potamogeton acutifolius Link
Potamogeton alpinus Balbis
Potamogeton berchtoldii Fieber
Potamogeton coloratus Vahl
Potamogeton crispus L.
Potamogeton filiformis Pers.
Potamogeton friesii Rupr.
Potamogeton gramineus L.
Potamogeton lucens L.
Potamogeton natans L.
Potamogeton nodosus Poirer
Potamogeton obtusifolius M. et K.
Potamogeton pectinatus L.
Potamogeton perfoliatus L.
Potamogeton polygonifolius Pourret
Potamogeton trichoides Cham. et Schl.
Ruppia cirrhosa (Petagna) Grande
Ruppia maritima L.
Sagittaria latifolia Willd.

Sagittaria sagittifolia L.
Scheuchzeria palustris L.
Schoenoplectus lacustris (L.) Palla
Schoenoplectus tabernaemontani (C.C. Gmel.) Palla
Scirpus sylvaticus L.
Sparganium angustifolium Michx.
Sparganium emersum Rehm.
Sparganium erectum L.
Spirodela polyrrhiza (L.) Schleid.
Stratioites aloides L.
Typha angustifolia L.
Typha latifolia L.
Typha minima Hoppe
Vallisneria spiralis L.
Wolffia arrhiza (L.) Wimm.
Zannichellia palustris L.

Edito dall' **ENEA**
Funzione Centrale Relazioni Esterne
Unità Comunicazione
Lungotevere Thaon di Revel, 76 - 00196 Roma
www.enea.it
Stampa: Tecnografico ENEA - CR Frascati
Finito di stampare nel mese di novembre 2009