



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Tesi di tirocinio di formazione e orientamento

(Convenzione stipulata tra ISPRA e l'Università La Sapienza di Roma)

IL MONITORAGGIO DELLE MACROFITE ACQUATICHE PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE MINACCE NEL SITO DI IMPORTANZA COMUNITARIA (SIC) "TEVERE-FARFA" IT6080012



Dr.ssa Desiree Izzi

Tutor dell'Ente Promotore: Prof.ssa Anna Maria Persiani

Tutor ISPRA: Dr. Pietro Massimiliano Bianco

ANNO 2010/2011.

Rigraziamenti:

Si ringrazia:

la Prof. ssa Maria Rita Minciardi per l'aiuto nella determinazione dei generi algali,

la Prof.ssa Anna Maria Persiani (Università "La Sapienza" di Roma) per gli utili e preziosi suggerimenti ed osservazioni,

la Dott. ssa Susanna D'Antoni e il Dott. Pietro Massimiliano Bianco (ISPRA), per avermi dato la possibilità di svolgere la tesi presso l'ISPRA e per la pazienza e l'aiuto offertomi nello svolgimento e stesura della tesi.

PREFAZIONE

Il territorio della Riserva Naturale Regionale “Nazzano, Tever-Farfa” coincide con il Sito di Importanza Comunitaria e Zona di Protezione Speciale (SIC/ZPS) “Tevere-Farfa”, IT6030012 (DM 03/07/2008) e la Zona Ramsar “Lago di Nazzano” - detto anche “La Meanella” (DM 27/12/1977) ed è un’area ottimale per tentare di verificare le sinergie tra le Direttive Habitat, Uccelli e WFD che occorrono al raggiungimento degli obiettivi di qualità dello stato dei corpi idrici.

Nel periodo compreso tra febbraio 2010 ed ottobre 2010 sono stati svolti campionamenti riguardanti le macrofite acquatiche in 4 stazioni lungo il corso Tevere all’interno del SIC ed in tre stazioni sul Farfa (affluente di sinistra del Tevere), una nel SIC e due fuori. Queste cenosi sono elementi biologici utili per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali. Nello studio delle comunità macrofittiche si è applicato l’indice IBMR (Indice Biologique Macrofittique en Rivière) e la bioindicazione secondo Ellenberg che consiste in un insieme di valori assegnati a ciascuna specie vegetale che ne quantificano il carattere di bioindicatore ambientale. L’applicazione di tale indice ha permesso di rilevare una trofia alta per il Tevere e una trofia media per il Farfa sia nel periodo primaverile che in quello tardo-estivo. Questo risultato è stato messo a confronto inoltre con le analisi chimico – fisiche svolte negli stessi periodi dei campionamenti delle comunità macrofittiche che hanno dimostrato come siano presenti, in entrambi i corsi d’acqua, sostanze nutritive (soprattutto composti azotati). L’applicazione degli indici di Ellenberg ha consentito di identificare alterazioni nella struttura e composizione delle comunità macrofittiche causate dall’alterazione nella qualità delle acque di scolo che raggiungono il Tevere ed il Farfa.

Questo lavoro ha permesso di capire come le macrofite acquatiche possano essere utilizzate come ottimi bioindicatori dello stato trofico delle acque e il loro monitoraggio risulta fondamentale per la definizione di obiettivi di conservazione previsti dalle tre Direttive UE considerate oltre che per determinare ed individuare le minacce agenti sul sito.

Dott. Pietro Massimiliano Bianco

Dipartimento Difesa della Natura

Servizio Carte della Natura

ISPRA

INDICE

1	INTRODUZIONE	3
2	LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA NEL SETTORE DELLE ACQUE 2000/60/CE	6
2.1.	L'ITALIA E L'APPLICAZIONE DELLA DIRETTIVA 2000/60/CEE.....	10
3	SINERGIA TRA WFD E DIRETTIVA “HABITAT” E “UCCELLI”, NELLA TUTELA DEGLI AMBIENTI ACQUATICI.....	16
4	VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO: IMPORTANZA DEI PARAMETRI BIOLOGICI.....	21
4.1.	INDICATORI BIOLOGICI	23
5	LE MACROFITE ACQUATICHE.....	25
5.1.	LE COMUNITA' MACROFITICHE NELLA BIOINDICAZIONE	32
5.2.	LO STUDIO DELLA COMUNITA' MACROFITICA IN ITALIA	34
6	IBMR: INDICE BIOLOGIQUE MACROFITIQUE EN RIVIÈRE.....	36
6.1.	APPLICABILITA' ED EFFICIENZA DELL' IBMR.....	44
7	AREA DI STUDIO.....	53
7.1.	GEOLOGIA DELL'AREA.....	56
7.2.	ASPETTI BIOLOGICI VEGETAZIONALI	61
8	MATERIALI E METODI.....	73
9	RISULTATI	88
10	DISCUSSIONE E CONCLUSIONI.....	95
11	BIBLIOGRAFIA	99
11.1.	CITATA:	99
11.2.	CONSULTATA:.....	101

ALLEGATI

1 INTRODUZIONE

Il presente studio è stato svolto nell'ambito di un ampio progetto- pilota coordinato dall'ISPRA (Istituto Superiore Protezione Ambiente) nella Riserva Naturale Nazzano, Tevere-Farfa finalizzato a verificare le possibili sinergie tra le Direttive Uccelli, Habitat e Direttiva Quadro Europea sulle acque (WFD). Tale Riserva, localizzata nel Lazio, in Provincia di Roma è stata istituita con L.R. 21 del 04/04/1979- EUAP 0269 (700 ha) “Norme di tutela e di uso del suolo”; classificata come “riserva naturale parziale” è destinata “*a conservare e valorizzare le caratteristiche dell’ecosistema fluviale in ogni componente sia biotiche che abiotiche*”.

Il territorio della Riserva Naturale Regionale “Nazzano, Tever-Farfa” coincide anche con il Sito di Importanza Comunitaria e Zona di Protezione Speciale (SIC/ZPS) “Tevere-Farfa”, IT6030012 (DM 03/07/2008) e la Zona Ramsar “Lago di Nazzano” - detto anche “La Meanella” (DM 27/12/1977) ed è quindi risultata ottimale per tentare di verificare le sinergie tra le Direttive Habitat, Uccelli e WFD.

Scopo di tale indagine è stato di contribuire ad analizzare le possibili sinergie fra gli strumenti normativi che occorrono al raggiungimento degli obiettivi di qualità sia dello stato dei corpi idrici che degli habitat e delle specie legate direttamente a questi ambienti.

Nel periodo compreso tra febbraio 2010 e ottobre 2010 sono stati svolti campionamenti di diversi indicatori per la valutazione della qualità dello stato ecologico degli ecosistemi fluviali nella Riserva Naturale Nazzano, Tevere-Farfa.

In questo lavoro vengono presentati i risultati provenienti dallo studio effettuato sulle macrofite acquatiche rilevate nel corso del fiume Tevere e del torrente Farfa, secondo l'applicazione del metodo IBMR (Indice Biologique Macrofitique en Rivière) (ANFOR, 2003). La vegetazione macrofita, soprattutto quella prettamente idrofita è un elemento biologico fondamentale per gli ambienti acquatici; ad essa infatti, sono legati molti altri importanti indicatori biologici, quali i macroinvertebrati, che utilizzano le macrofite ad esempio, come cibo, oppure gli uccelli acquatici che le utilizzano come substrato per la costruzione del loro nido. Per questo le macrofite acquatiche costituiscono elementi biologici molto importanti per i piani di tutela degli ambienti acquatici.

L'obiettivo di questo lavoro vuole essere quello di valutare l'utilizzo del monitoraggio delle macrofite per l'analisi delle minacce in un sito Natura 2000 in ambito fluviale (SIC/ZPS) “Tevere-Farfa” IT 6030012.

I risultati qui riportati sono stati messi a confronto con uno studio effettuato nel

2005 dal dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Roma Tre sulla vegetazione del basso corso del Tevere e dei suoi affluenti, prendendo in esame tra l'altro proprio la Riserva Naturale Nazzano, Tevere- Farfa. L'approccio utilizzato dagli autori (Ceschin & Salerno, 2008), che si differenzia da quello utilizzato nel presente studio in cui è stato applicato l'IBMR, è stato quello fitosociologico, e permette di definire un quadro dell'evoluzione dei popolamenti macrofitici della Riserva.

Numerose ricerche hanno evidenziato come lo studio di diverse componenti biologiche acquatiche sia necessario per ottenere un quadro complessivo e reale sia sullo stato ecosistemico che sul tipo di disturbi causati dalla pressione antropica. Attraverso analisi bio-ecologiche si può risalire, grazie alle interazioni che si stabiliscono tra ambiente e biocenosi, ad una valutazione globale delle alterazioni ambientali, che nel caso di ecosistemi fluviali possono andare da cambiamenti nello stato qualitativo delle acque a modificazioni prettamente strutturali e funzionali del corso d'acqua. Proprio per una corretta valutazione dello stato eco sistemico fluviale oggi si ritiene fondamentale utilizzare un approccio detto "integrato" tra metodologie chimico-fisiche e metodologie biologiche, ma anche tra metodologie diverse dello stesso ambito biologico, che prendano però in esame informazioni relative a specie e/o comunità di differenti livelli trofici (Canerva *et al.*, 2005). Risulta pertanto opportuno uno studio approfondito della comunità acquatica macrofitica che si integri con i dati derivanti da altre comunità biologiche, ad esempio quella dei macroinvertebrati, che sono maggiormente utilizzati come bioindicatori dello stato ecologico dei corpi idrici. I popolamenti a macrofite acquatiche sono stati indagati da diversi autori al fine di correlarne strutture e composizione, alla qualità delle acque superficiali, dato che il substrato in cui si insediano è influenzato sia da fattori fisici ambientali, sia in buona parte dalle caratteristiche chimico-fisiche delle acque (Caneva *et al.*, 2005).

Il recepimento in Italia della Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE che include le macrofite acquatiche tra gli elementi di qualità ecologica per le acque correnti, ha confermato come queste comunità siano di grande importanza se si vuole realmente valutare lo Stato Ecologico di un corpo idrico superficiale, utilizzando indici macrofitici appositamente studiati nel corso delle varie ricerche che ogni Paese Europeo (tra cui l'Italia) ha condotto e conduce tutt'ora. La Direttiva Quadro sulle Acque (WFD) prevede inoltre che nelle aree protette istituite per la tutela di habitat e specie legate all'ambiente acquatico, le attività di monitoraggio previste dalle Direttive europee che ne hanno determinato l'istituzione, devono essere integrate con quelle della stessa WFD (art. 8 c.1 e

allegato V, 1.3.5).

All'art. 4.1c la WFD stabilisce che, per quanto riguarda le Aree protette e, in modo particolare, i Siti Natura 2000 che tutelano specie ed habitat legati agli ambienti acquatici tutelati dalle Direttiva Habitat e Direttiva Uccelli, *“..gli Stati Membri si conformano a tutti gli standard e agli obiettivi entro 15 anni dall'entrata in vigore della presente direttiva, salvo diversa disposizione della normativa comunitaria a norma della quale le singole aree protette sono state istituite”*. Il monitoraggio secondo la WFD è finalizzato a definire un quadro generale dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici di ciascun distretto idrografico, mentre quello della Direttiva Habitat è di sorvegliare lo stato di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario (inseriti negli all. I, II, IV e V della Dir. Habitat). In particolare nei Siti Natura 2000, che formano una rete coerente, secondo la Direttiva Habitat l'obiettivo deve essere il raggiungimento dello stato di conservazione soddisfacente delle specie e degli habitat per i quali l'area è stata sottoposta a tutela (specie all. II e habitat all. I Dir. Habitat) (D'Antoni & Natalia, 2010).

Lo studio compiuto e qui riportato, rappresenta un contributo specifico sulla vegetazione macrofita idrofita e ripariale del fiume Tevere, all'interno dei confini del SIC Nazzano, Tevere-Farfa, e del torrente Farfa sia all'interno del SIC che fuori estendendo i rilevamenti fino all'area sotto l'abitato di Mompeo. Attraverso l'utilizzo dell'IBMR (Indice Biologique Macrofitique en Rivière) si è tentato di analizzare le macrofite acquatiche, mettendole in relazione con le altre specie e comunità biologiche e con l'analisi chimico-fisica delle acque del fiume Tevere e del torrente Farfa, al fine di valutare lo Stato Ecologico dei due corpi idrici principali della Riserva. Tali dati forniscono inoltre un contributo alla valutazione dell'efficacia della gestione e alla definizione di eventuali azioni mirate al raggiungimento degli obiettivi di conservazione degli ambienti acquatici lotici della Riserva.

In sintesi, gli obiettivi del presente studio sono stati i seguenti:

1. Valutare l'utilizzo del monitoraggio delle macrofite acquatiche per l'individuazione delle misure di conservazione in un Sito natura 2000 in ambito fluviale.
2. Valutare la possibilità di integrazione delle attività di monitoraggio previste in base alla Direttiva Quadro sulle Acque (art. 8) con il monitoraggio previsto dalla Direttiva Habitat in un Sito natura 2000 in ambito fluviale (art. 11).
3. Verificare nello specifico l'utilizzo dei dati di monitoraggio delle macrofite per la valutazione dello stato di conservazione degli habitat acquatici secondo la Direttiva Habitat.

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

L'Unione Europea ha varato la Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE che individua come obiettivi chiave:

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

L'approccio della WFD è innovativo perché obbliga a pianificare in modo integrato, attraverso lo strumento tecnico-normativo detto Piano di Gestione di Distretto Idrografico (PGDI), prendendo in esame tutti i “bisogni” dell'area esaminata, in modo partecipato e a scala appropriata (bacino idrografico), per la valutazione delle pressioni che agiscono a livello di Area Protetta/ Sito Natura 2000/ Zona Ramsar in ambito fluviale o marino- costiero. Il PGDI contiene anche gli obiettivi ambientali e le strategie (o misure) per raggiungerli, oltre all'individuazione di un piano di monitoraggio per controllare l'efficacia delle misure sullo stato dei corpi idrici (D'Antoni & Natalia, 2010).

Questo approccio viene ritenuto fondamentale nell'ambito della tutela e conservazione degli ecosistemi fluviali per due aspetti:

- La qualità delle acque superficiali (in parte acquisito dalla L.159/99) che viene intesa come qualità “ecologica”, ovvero un approccio che integra gli aspetti chimico-fisici, con quelli biologici ed idromorfologici degli ambienti fluviali.
- Per la definizione di misure che possono avere ricadute sulla conservazione della biodiversità (es. ripristino degli habitat umidi e delle loro connessioni, modifica delle attività in ambiente rurale, valutazione del possibile disturbo negli ecosistemi acquatici ecc.) sono considerate rilevanti tutte le problematiche a vasta scala (es. modificazione morfologica dei fiumi, inquinamento diffuso, specie aliene invasive ecc.).

L'attuazione della WFD riguardante le caratterizzazione, la pianificazione e la gestione degli ambienti acquatici, prevede la definizione di obiettivi ecologici che devono essere definiti sulla base dello stato delle comunità animali e vegetali e , quindi in generale sulla base dell'ecosistema. Nell'analisi di tali obiettivi il valore di riferimento per

confrontare lo stato degli ambienti acquatici e per dare quindi giudizi sulla qualità di tali ambienti è rappresentato dalla naturalità dell'ecosistema e delle comunità che vi vivono (Minciardi & Rossi, 2001).

Gli elementi biologici richiesti rappresentano i differenti livelli trofici dell'ecosistema:

- i produttori primari (fitobenthos e macrofite)
- i diversi livelli di consumatori (macroinvertebrati e pesci)

Oltre questi elementi biologici ed in aiuto di questi, vengono poi studiati gli elementi chimico-fisici e idromorfologici dei corsi d'acqua.

Nella WFD grande importanza viene riconosciuta alla fase di monitoraggio che influenzerà le modalità di valutazione ed analisi dello stato degli ecosistemi acquatici e quindi la possibilità del raggiungimento degli obiettivi. Infatti il sistema di monitoraggio diviene fondamentale per definire lo stato dei singoli corpi idrici e le indicazioni utili per l'individuazione di eventuali misure di risanamento (art.8).

Il piano di monitoraggio viene definito con lo scopo di effettuare una corretta valutazione dello stato ecologico dei fiumi. Nell'Allegato V della Direttiva vengono specificate le varie modalità con cui effettuare il monitoraggio.

La valutazione dello stato ecologico (che prende in esame sia la componente abiotica che quella biotica dei corsi d'acqua) viene esaminata individuando diversi elementi qualitativi:

- Elementi biologici: composizione floristica ed abbondanza della flora acuatica (fitoplancton, macrofite, fitobenthos); composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici; composizione, abbondanza e struttura della fauna ittica.
- Elementi idromorfologici: regime idrologico; massa e dinamica del flusso idrico; Connessione con il corpo idrico sottostante; continuità fluviale; condizioni morfologiche; variazione delle profondità e larghezza del fiume; Struttura e substrato dell'alveo; struttura della zona ripariale.
- Elementi chimico-fisici: elementi generali; temperature, ossigeno, salinità, ph, nutrienti; inquinanti specifici.

Il raggiungimento degli obiettivi della WFD richiede non solo una stretta collaborazione all'interno degli Stati Membri e tra le strutture organizzative ed amministrative di questi, ma anche un efficace coordinamento a livello europeo.

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 (Minciardi *et al.*, 2003). Questa strategia punta a garantire che le classi di qualità ecologiche corrispondano a perturbazioni degli ecosistemi acquatici in tutti i metodi di valutazione degli Stati Membri. Ogni Paese Membro deve individuare un metodo nazionale per la valutazione dello stato ecologico, per ogni elemento biologico, fedele alla Direttiva.

All'interno della Direttiva 2000/60/CE, sono state individuate diverse "Ecoregioni" che a loro volta sono state suddivise in 14 Gruppi Geografici di Intercalibrazione (GIG).

Questi 14 Gruppi rappresentano aree con le stesse tipologie di corpi idrici, che presentano comunità biologiche simili,

Il concetto di Intercalibrazione è importante ed è un altro elemento cardine della Direttiva (Allegato V, 1-4. 1, iii), in quanto indica un processo di armonizzazione e omogeneizzazione dei giudizi così che i risultati di qualità dei vari Stati membri possano essere comparabili tra loro. La componente vegetale dei corsi d'acqua è un elemento biologico che partecipa alla classificazione dello stato ecologico di questi e come tale va monitorato. Così come per le altre componenti dei corpi idrici superficiali, anche per le macrofite si dà una definizione, a livello normativo, che definisce lo stato della vegetazione del corso d'acqua:

- Stato elevato: Composizione tassonomica che corrisponde totalmente o quasi alle condizioni inalterate; Nessuna variazione riscontrabile dell'abbondanza macrofita e fitobentonica.
- Stato buono: Lievi variazioni nella composizione e abbondanza dei taxa macrofitici e fitobentonici rispetto alle comunità tipiche specifiche; Tali variazioni non indicano nessuna crescita accelerata di fitobentos o di forme più elevate di vita vegetale tale da provocare un'alterazione indesiderata della composizione equilibrata degli organismi presenti nel corpo idrico o della qualità fisico-chimica delle acque o dei sedimenti; presenza di gruppi/stati batterici dovuti ad attività antropiche, che non danneggia la comunità fitobentonica.
- Stato sufficiente: Composizione dei taxa macrofitici e fitobentonici che si discosta moderatamente dalle comunità tipiche specifiche; evidenti variazioni moderate dell'abbondanza macrofita e fitobentonica media; gruppi/stati batterici dovuti ad attività antropiche che possono interferire e soppiantare la comunità fitobentonica.

L'obiettivo finale della WFD è quello di raggiungere entro il 2015 un stato ecologico delle acque "buono", in modo da impedire un ulteriore degrado dello stato degli ecosistemi acquatici, terrestri, nonché delle zone umide che sono dipendenti dai corpi idrici. Un ulteriore elemento rilevante nella WFD è il contenuto dell'art. 5 “ *Caratteristiche del distretto idrografico, esame dell'impatto ambientale delle attività umane e analisi economica dell'utilizzo idrico*” e degli allegati II e III che prevedono, per ogni distretto, un'analisi delle caratteristiche del distretto, un'analisi di impatto ambientale per le attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee ed un'analisi economica dell'utilizzo idrico. Tutti questi elementi andranno a costituire una base importante per la valutazione dello stato dell'ambiente e di previsione per l'andamento dello stato di conservazione delle aree protette in futuro (D'Antoni & Natalia, 2010).

2.1. L'ITALIA E L'APPLICAZIONE DELLA DIRETTIVA 2000/60/CEE

La qualità delle acque viene spesso considerata nel nostro Paese solo in relazione all'utilizzo che l'uomo poteva fare dell'acqua. Questa idea era alla base della prima legge sulla tutela dell'acqua, la Legge Merli che ha focalizzato l'attenzione solo sullo scarico e non sul corpo idrico che riceveva lo scarico, senza considerare nemmeno la portata del corso d'acqua.

Un processo di cambiamento a livello nazionale è stato quindi avviato per modificare tale approccio prima con la Legge 36/94 (Legge Galli) recante "Disposizioni in materia di risorse idriche", che 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 poi con l'emanazione del D.Lgs 152/99, recante disposizioni sulla tutela delle acque superficiali e sotterranee e marine dall'inquinamento.

Il D.Lgs 152/99 recepiva la Dir. 91/271/CEE sul *trattamento delle acque reflue urbane* e la Dir. 91/676/CEE sulla *protezione delle acque da inquinamento da nitrati di origine agricola*, operando una revisione della precedente politica di prevenzione e risanamento e introducendo il concetto di obiettivo di qualità del corpo idrico.

Il D.Lgs. 152/99 prevedeva che la classificazione di qualità dei corsi d'acqua venisse effettuata tramite il Livello dei Macrodescrittori (LIM), che determinava i valori chimico-fisici e microbiologici, e tramite l'integrazione con l'Indice Biotico Esteso (IBE) che prendeva in analisi la comunità macrobentonica, per fornire alla fine lo Stato Ecologico del Corso d'Acqua (SECA). Queste analisi condotte sul corpo d'acqua interrompevano quel pensiero presente precedentemente legato alle attività umane e sottolineava come l'inquinamento, inteso come versamento di sostanze nocive non era l'unica forma di impatto antropico che si può avere su un corpo idrico superficiale.

L'introduzione del parametro biologico è stata una innovazione culturale molto importante in quanto integra le conoscenze delle caratteristiche chimico-fisiche e quelle microbiologiche del corso d'acqua (Centro Tematico Acque Interne e Marino Costiere, 2005).

Una analisi della sola componente chimico-fisica e microbiologica in effetti dà una valutazione delle sole sostanze disciolte nell'acqua non permettendo invece una visione integrata del corso d'acqua e quindi, dell'ecosistema fluviale in sé.

Uno dei passaggi più innovativi della 152/99 non è solamente la nuova visione ecosistemica dei corsi d'acqua, ma soprattutto, la fissazione degli obiettivi di qualità come

il principale aspetto da attuarsi con piani di tutela che consentano il miglioramento e la protezione tutti i corpi idrici. Per una analisi della qualità ambientale, secondo questa nuova ottica vengono ad assumere maggior importanza tutta una serie di parametri e fattori che non sono invece presi in considerazione da una sola analisi degli indici biotici. Inoltre le formazioni vegetali sia riparie che idrofite assumono un ruolo fondamentale nella struttura degli ecosistemi acquatici in quanto influenzano l'accumulo di nutrienti, la produttività primaria e anche la quantità e qualità di materia organica, oltre al potere di filtro, che consente ai corpi idrici superficiali la capacità di auto depurazione (Mancini & Andreani, 2008). I due aspetti di analisi integrata e obiettivi di qualità si ritrovano nella Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE.

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

Tale disegno di Legge ha accorpato in un unico atto le normative in relazione alla difesa del suolo e lotta alla desertificazione, alla tutela delle acque dall'inquinamento e alla gestione delle risorse idriche.

Ai sensi della norma vigente il territorio nazionale è stato suddiviso in tre aree geografiche: Alpina, Centrale e Mediterranea.

All'interno di ogni area geografica i corpi idrici sono stati suddivisi in tipologie: due per l'area Alpina, sei per l'area Centrale e cinque per quella Mediterranea (si vedano Tabelle 2- 4).

Tabella 2. Tipologie fluviali dell'area geografica Alpina

Tipologia	Caratteristiche	Bacino	Altitudine (m) Geomorfologia	Alcalinità	Regime di portata
A-1	Piccolo, medio elevate altitudini e calcareo	10 – 1000 Km ²	800- 2500 m altitudine Massi e ciottoli	Alta ma non estremamente	Regime nivale
A-2	Piccolo, medio elevate altitudini e siliceo	10 – 1000 Km ²	500 – 1000 m Massi	Non calcareo (granitico metamorfico) da bassa a media	Regime nivale glaciale

Tabella 3. Tipologie fluviali dell'area geografica Centrale

Tipologia	Caratteristiche	Bacino	Altitudine (m) Geomorfologia	Alcalinità
C-1	di piccole dimensioni, di pianura con sabbia silicea	10-100 Km ²	Pianura, dominato da substrato sabbioso	<0,4
C-2	di piccole dimensioni, di pianura con roccia silicea	10-100 Km ²	Pianura, dominanza di materiale roccioso, 3-8 m di larghezza	<0,4
C-3	Piccolo di media altitudine, siliceo	10-100 Km ²	Media altitudine, roccia granitica, substrato ghiaioso, 2-10 m di larghezza	<0,4
C-4	Medio di pianura, misto	100-1000 Km ²	Di pianura, substrato da sabbioso a ghiaioso, 8-25 m di larghezza	<0,4
C-5	Largo di pianura, misto	1000-10000 Km ²	Di pianura, zona a barbi, variazione in velocità, altezza max bacino 800m >25m larghezza	<0,4
C-6	Piccolo di pianura, calcareo	10- 300 Km ²	Di pianura, substrato ghiaioso (pietra calcarea), 3-10m di larghezza	<0,4

Tabella 4. Tipologie fluviali dell'area geografica Mediterranea

Tipologie	Caratteristiche del fiume	Bacino	Altitudine (m) Geomorfologia	Geologia del bacino	Regime di portata
M-1	Piccolo – Media altitudine	10-100 km ²	200-800 m	Misto	Altamente stagionale
M-2	Medio, pianura	100-1000 km ²	< 600 m	Misto	Altamente stagionale
M-3	Grande, pianura	1000-10000 km ²	< 600 m	Misto	Altamente stagionale
M-4	Piccolo medio Montagne mediterranee	10-1000 km ²	400-1500 m	Misto non siliceo	Stagionale con elevato trasporto di sedimenti
M-5	Piccolo Mediterraneo Temporaneo	10-100 km ²	< 300 m	Misto	Temporaneo

Nel corso degli ultimi due anni si sono sviluppate, quindi, le metodiche per la tipizzazione ed individuazione dei corpi idrici e per le condizioni di riferimento per ciascun elemento biologico di qualità ambientale secondo il Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 16 giugno 2008 n.131: “Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni)”.

La tipizzazione dei fiumi è stata effettuata secondo la metodologia proposta dal CNR-IRSA e successivamente adottata nel complesso normativo.

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

- Regionalizzazione: individuazione della IdroEcoregione (HER) di appartenenza dopo opportuna validazione della perimetrazione proposta.
- Definizione di una tipologia di base: basata su fattori generali, quali perennità e persistenza, origini del corso d’acqua, dimensioni del bacino, morfologia dell’alveo, influenza del bacino a monte.
- Definizione di una tipologia di dettaglio basata su fattori locali: morfologia, origine, temperatura, connessione con acque sotterranee, portata, granulometria.

La prima fase di una 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 una procedura elaborata a scala continentale ed applicata anche in Francia (si veda Fig. 1).

Codice HER Idrocoregioni

- 1 Alpi Occidentali
- 2 Prealpi-Dolomiti
- 3 Alpi Centro.Orientali
- 4 Alpi Meridionali
- 5 Monferrato
- 6 Pianura Padana
- 7 Carso
- 8 Appennino Piemontese
- 9 Alpi Mediterranee
- 10 Appennino Settentrionale
- 11 Toscana
- 12 Costa Adriatica
- 13 Appennino Centrale
- 14 Roma-Viterbese
- 15 Basso Lazio
- 14 Vesuvio
- 16 Basilicata-Tavoliere
- 17 Puglia-Gargano
- 18 Appennino Meridionale
- 19 Calabria-Nebrodi
- 20 Sicilia
- 21 Sardegna

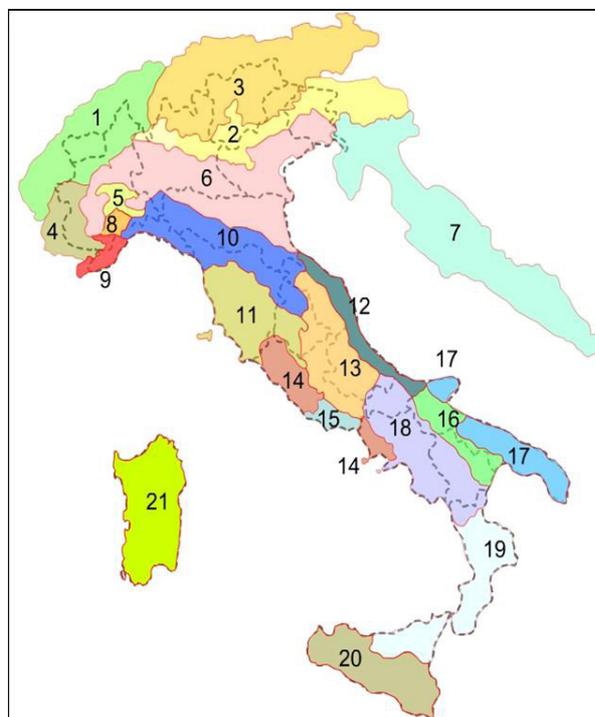


Fig.1 Rappresentazione delle Idrocoregioni (HER) italiane (da: Mincirdi *et al.*, 2009)

Sulla base di altri descrittori quali quelli di tipo idromorfologici e idrologici (Tabella 5), si è giunti alla fase successiva che ha consentito di individuare tipologie di base per tutti i corsi d'acqua presenti sul territorio italiano (Minciardi *et al.*, 2009).

Categoria	Elementi dei Descrittori
Descrittori idromorfologici	Distanza dalla sorgente (indicatore della taglia del corso d'acqua) Morfologia dell'alveo Perennità e Persistenza
Descrittori idrologici	Origine del corso d'acqua Possibile influenza del bacino a monte

Tabella 5. Descrittori utilizzati per il secondo livello di definizione delle tipologie fluviali.

Il terzo livello di dettaglio è facoltativo. Questo livello può infatti permettere di giungere alla definizione di tipologie ancora più dettagliate proprio allo scopo di evidenziare delle peculiarità. 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 (Minciardi & Rossi, 2001).

Con questo spirito la Direttiva 2000/60/CE (WFD) prevede l'identificazione, a livello di ecoregioni e sulla base di pochi e semplici descrittori facilmente raffrontabili su grande scala, dei tipi di corpi idrici e per ognuno di essi la successiva definizione delle "condizioni tipospecifiche".

Ai sensi della WFD (Allegato II), infatti, per ciascuna tipologia identificata 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 chimico-fisico e caratteristiche biologiche".

Le condizioni di riferimento sono quindi le condizioni in cui il disturbo antropico sugli elementi di qualità chimico-fisico, idromorfologico, e biologico di un corpo d'acqua risultano essere assenti o presenti in maniera ridotta e sono necessarie per definire lo stato di qualità ambientale "elevato", cioè un ecotipo caratterizzato da condizioni e comunità specifiche le cui componenti chimico-fisiche ed ecologiche non risultino influenzate da pressione antropica significativa.

Questi tratti omogenei vengono considerati come unità minima utile per piani di monitoraggio e di gestione e per la classificazione.

Nell'Allegato II della WFD non sono però indicati gli elementi di qualità da prendere in considerazione per definire un particolare stato di un tipo di corpo idrico, né tanto meno sono definiti dei limiti di concentrazione di inquinanti sintetici specifici per definire uno stato ecologico "elevato". Infatti vengono date solo indicazioni su cui basare tali condizioni di riferimento tipiche specifiche.

3 SINERGIA TRA WFD E DIRETTIVA “HABITAT” E “UCCELLI”, NELLA TUTELA DEGLI AMBIENTI ACQUATICI

In ambito europeo le Direttive che prevedono la tutela della biodiversità degli ambienti acquatici interni e costieri sono la Direttiva “Uccelli” (79/409/1979), la Direttiva “Habitat” (92/43/CE) e la Direttiva “Quadro sulle Acque” (2000/60/CE , detta WFD).

Se della WFD è stato ampiamente discusso circa gli obiettivi e strumenti per il raggiungimento di uno stato di qualità dei corpi idrici “buono”, le altre due Direttive vengono di seguito discusse:

- Direttiva “Uccelli” , emanata nel 1979 (dopo la Convenzione di Ramsar di protezione delle zone umide) e recentemente sostituita dalla Dir. 2009/147/CE, stabilisce che ogni specie di uccello vivente allo stato selvatico in territorio europeo debba essere protetto e preservato disciplinandone, quindi, lo sfruttamento e prevedendo il mantenimento o il ripristino di habitat idonei alla sua tutela. Ma tale Direttiva non contempla uno specifico strumento di pianificazione.
- Direttiva “Habitat”, emanata nel 1992 (dopo la Convenzione di Rio de Janeiro sulla tutela della biodiversità) prevede invece strumenti di pianificazione specifici per la tutela di specie e habitat importanti ad interesse comunitario attraverso i Piani di gestione di SIC (Sito di Importanza Comunitaria) e ZPS (Zona a Protezione Speciale).

L’integrazione delle misure di tutela degli ecosistemi acquatici previste dalle tre Direttive europee rappresenta un’opportunità per organizzare ed ottimizzare le azioni previste dai piani e dai programmi per la tutela delle risorse idriche e della biodiversità (Tabella 6). Inoltre questa integrazione consente di migliorare la gestione delle Aree Protette, dei Siti Natura 2000 e delle Zone Ramsar e può favorire il ripristino di reti di collegamento ecologico – funzionale degli ecosistemi acquatici, attraverso il concetto di *continuum* fluviale e degli ambienti umidi, ai quali la WFD riconosce l’importante funzione di protezione delle risorse idriche.

La WFD prevede inoltre che, si debba minimizzare gli impatti dell’agricoltura, per favorire una gestione più sostenibile della “risorsa” acqua; pertanto le misure previste nei Piani di Gestione dei Distretti Idrografici (PGDI) dovranno integrarsi con le misure agro-alimentari previste dal Piano di Sviluppo Rurale.

Per quanto riguarda le Aree Protette e, in modo particolare i siti Natura 2000 che tutelano le specie e gli habitat legati agli ambienti acquatici, l’art. 4.1c della WFD,

stabilisce che “ *gli Stati Membri si conformano a tutti gli standard ed obiettivi entro 15 anni dalla data di entrata in vigore della presente direttiva, salvo diversa disposizione della normativa comunitaria a norma della quale le singole aree protette sono state istituite*” (D’Antoni & Natalia, 2010).

Pertanto a tal fine gli Stati Membri devono assicurare che le misure necessarie per il raggiungimento di uno stato di conservazione soddisfacente per le specie e per gli habitat tutelati nei Siti Natura 2000 siano adeguatamente considerate nei Piani di Gestione di Distretto Idrografico.

DIRETTIVA	OBIETTIVI	OGGETTO DI TUTELA	OBIETTIVO AMBIENTALE/DI CONSERVAZIONE
WFD 2000/60/CE	Protezione acque superficiali interne, di transizione, costiere e sotterranee e degli ecosistemi acquatici terrestri e delle zone umide	Risorse idriche ed ecosistemi associati	Raggiungimento dello stato “buono” per le acque superficiali e stato chimico e quantitativo “buono” per quelle sotterranee entro il 2015
HABITAT 92/43/CE	Conservazione di habitat e specie di interesse comunitario	Specie e habitat di interesse comunitario e prioritari; SIC istituiti per la tutela di specie di All. II e habitat di All. I	Stato di conservazione soddisfacente delle specie ed habitat di interesse comunitario e prioritari(All. II,V;IV per le specie, All. I per gli habitat); mantenimento o ripristino di uno stato di conservazione soddisfacente per habitat e specie di Siti Natura 2000
UCCELLI 2009/147/CE	Conservazione di tutte le specie di uccelli	Tutte le specie di uccelli viventi allo stato selvatico in Europa; ZPS istituite per la tutela di specie All. I e Migratori Regolari	Mantenere ed adeguare le popolazioni di tutte le specie di uccelli viventi allo stato selvatico in Europa ad un livello corrispondente alle esigenze ecologiche, scientifiche e culturali

Tabella 6. Obiettivi delle Direttive WFD, Habitat e Uccelli per la tutela della Biodiversità degli ecosistemi acquatici (D’Antoni & Natalia, 2010).

Si specifica che per la classificazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici la WFD prende in considerazione gli elementi biologici (riferiti ad ogni livello

trofico della catena alimentare) insieme agli elementi chimico- fisici. Per i corpi superficiali fortemente modificati o artificiali la WFD fa riferimento al potenziale ecologico, ovvero le condizioni ecologiche presenti nel corpo idrico modificato comparate con le condizioni di un altro corpo idrico superficiale non modificato (WFD – All. V 1.2.5).

La WFD stabilisce che nell'ambito della caratterizzazione delle diverse tipologie di acque superficiali siano individuati i "corpi idrici", ovvero le unità a cui fare riferimento per determinare gli obiettivi ambientali da raggiungere attraverso i Piani di Gestione del Distretto Idrografico (PGDI).

La valutazione dello stato ecologico è propria per ciascuna tipologia di corpo idrico e tale valutazione deve essere definita in base alle condizioni di riferimento tipo – specifiche che descrivono condizioni di pressioni molto basse.

Il D.M. 131/2008 (All. I) indica che i corpi idrici possono essere delimitati anche in base alla presenza di Aree Protette/ Siti Natura 2000/ Zone Ramsar per i quali il raggiungimento degli obiettivi di conservazione dipende dallo stato ecologico delle acque superficiali. Per i siti Natura 2000 che ricadono in corpi idrici, l'art. 4.1c della WFD stabilisce che in essi si deve raggiungere sia l'obiettivo di stato ecologico "buono" delle acque, sia gli obiettivi di conservazione specificati nella Direttiva Habitat e Uccelli (D'Antoni & Natalia, 2010).

La Riserva Naturale Tevere-Farfa è stata presa in esame proprio per verificare la possibile integrazione delle tre Direttive europee nella conservazione e tutela degli ecosistemi acquatici e analizzare l'adeguatezza degli strumenti di pianificazione propri della Riserva.

L'analisi ha preso in considerazione anche le "pressioni" presenti nell'area della Riserva (agricoltura, allevamento, cave, insediamenti umani ecc.), le "risposte" e gli opportuni bioindicatori da monitorare in modo integrato, tentando di applicare quanto stabilito dell'art.8 della WFD.

Il monitoraggio secondo la WFD è finalizzato a definire un quadro generale dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici di ciascun distretto idrografico, mentre quello della Direttiva Habitat è di sorvegliare lo stato di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario (inseriti negli all. I, II, IV e V della Dir. Habitat).

In particolare nei Siti Natura 2000, che formano una rete coerente, secondo la Direttiva Habitat, l'obiettivo deve essere il raggiungimento dello stato di conservazione soddisfacente delle specie e degli habitat per i quali l'area è stata sottoposta a tutela (specie

all. II e habitat all. I HD) (D'Antoni & Natalia, 2010).

Dall'analisi effettuata nel caso studio (ancora in corso) si ritiene importante applicare tutte le sinergie possibili tra le tre Direttive in modo da assicurare una corretta preservazione e tutela di tutti gli ambienti acquatici considerati, a livello internazionale, a priorità di conservazione.

La WFD permette infatti, alle zone Ramsar, Siti Natura 2000, Aree Protette di coordinare le loro azioni al fine di rendere più efficaci le misure di gestione e pianificazione attuate dai loro programmi per contrastare il sempre maggiore degrado degli ambienti acquatici.

Inoltre l'integrazione delle informazioni presenti negli strumenti di pianificazione previsti dalle diverse Direttive, fornisce un quadro conoscitivo fondamentale del territorio.

I piani di gestione SIC/ZPS sono un strumento molto valido per conoscere meglio le caratteristiche non solo fisiche e biologiche di ogni sito ma anche quelle socioeconomiche e dei beni culturali.

Questi, confluendo poi in piani sovraordinati, permettono quella visione di insieme che consente una sempre migliore gestione del territorio. A queste vanno poi aggiunti gli altri livelli di pianificazione che riguardano le Aree Protette, i Piani dei Parchi, i Piani di gestione dei Siti Natura 2000, la Pianificazione Provinciale e Regionale; comunque la base comune è la conoscenza del territorio e dei processi fisici e antropici in atto e previsti e quindi quanto più accurata sarà questa conoscenza tanto più probabile sarà la capacità di costruire un buon "piano" di gestione.

L'identificazione di Aree Protette, Siti Natura 2000, Zone Ramsar come "Corpi Idrici" è un elemento fondamentale per la definizione di obiettivi di conservazione integrati fra quelli previsti dalle tre Direttive UE considerate. Tuttavia sia per le Aree Protette, Siti Natura 2000, Zone Ramsar considerate come "Corpi Idrici", sia per quelli che non lo sono, è necessario effettuare la valutazione della possibilità di raggiungimento degli obiettivi ambientali previsti sia dalle Direttive Habitat e Uccelli (stato di conservazione soddisfacente di habitat e specie) che dalla WFD (stato ecologico delle acque).

L'identificazione dei valori degli elementi qualitativi per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici (elementi biologici, elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici, elementi chimico- fisici a sostegno degli elementi biologici), che corrispondono ad uno stato di conservazione soddisfacente degli habitat e delle specie dipendenti dall'ambiente acquatico, costituirà la base su cui effettuare la verifica dell'efficacia delle misure gestionali previste dai diversi strumenti di pianificazione, dalla

scala di distretto a quella di Area protetta, Sito Natura 2000, Zona Ramsar in cui tali specie ed habitat sono presenti.

Il progetto pilota coordinato da ISPRA nella Riserva Naturale Nazzano, Tevere-Farfa (RM) in cui si è inserito il presente studio. è finalizzato a definire una corretta integrazione tra le attività di monitoraggio e gli obiettivi di tutela previste nelle tre Direttive europee.

In conclusione quindi, per il raggiungimento di un buon livello di integrazione tra WFD, Direttiva Habitat ed Uccelli si ritiene necessario il coinvolgimento di tutti gli enti deputati alla pianificazione, monitoraggio e gestione del territorio.

4 VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO: IMPORTANZA DEI PARAMETRI BIOLOGICI

Lo stato di qualità dei corpi idrici viene definito come rapporto qualità ecologica (ecological quality ratio, EQR) calcolato “rapportando i valori dei parametri biologici riscontrati in un determinato corpo idrico superficiale a quelli constatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo idrico” (Centro Tematico delle Acque Interne e Marino Costiere, 2005).

Il rapporto viene espresso con un numero compreso tra 0 e 1: i valori prossimi a 1 descrivono uno stato ecologico elevato, mentre quelli tendenti a 0, uno stato ecologico cattivo. I range intermedi dei valori compresi fra 0 e 1 che permettono di desumere la classe di qualità per ciascun indicatore nel Decreto Ministeriale 260/2010.

La classificazione (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo) prevede che lo stato ecologico di un corso d’acqua venga rappresentato dal valore più basso tra i risultati del monitoraggio biologico e fisico-chimico.

Lo stato ecologico di un corpo idrico viene valutato attraverso lo studio degli elementi biologici i quali assumono un ruolo centrale (Fig. 2), supportati ovviamente da quelli idromorfologici e chimico-fisici. Le comunità biologiche prendono in esame tutti i livelli dell’ecosistema: produttori primari, alghe e flora acquatica; consumatori primari e secondari, macrobenthos e fauna ittica (Minciardi *et al.*, 2009).

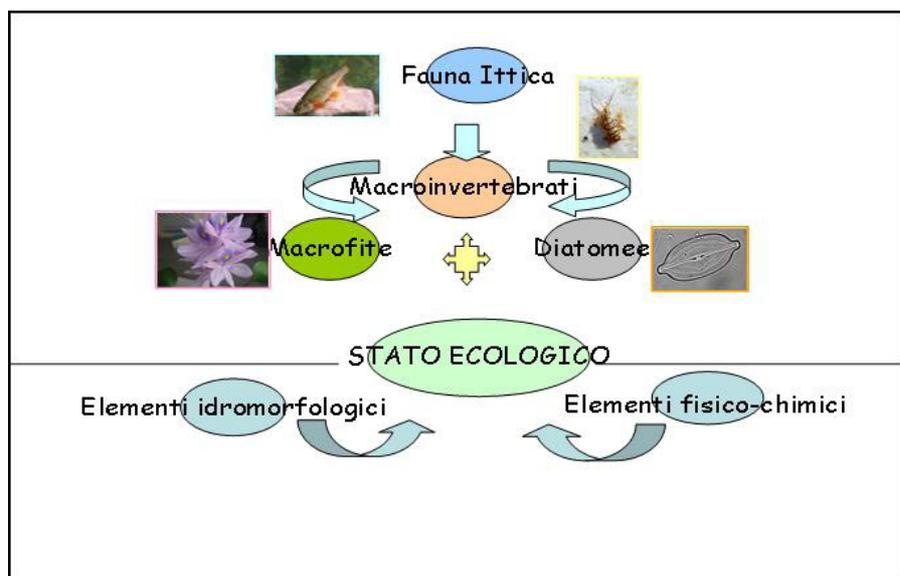


Fig. 2. Valutazione dello Stato Ecologico ai sensi della WFD (Minciardi *et al.*, 2009).

Il recepimento della WFD impone, inoltre, un diverso approccio di valutazione per gli elementi di qualità biologica (Fig. 3).

Secondo tale normativa infatti l'analisi delle alterazioni delle comunità osservate devono essere confrontate con quelle attese nei siti privi da impatti antropici (condizioni di riferimento).

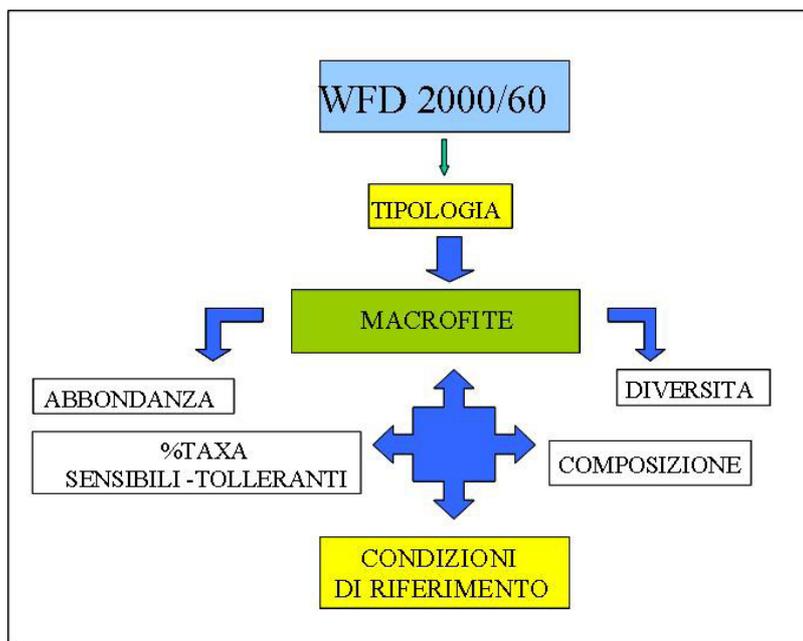


Fig.3. Parametri richiesti dalla WFD per la valutazione dello Stato Ecologico utilizzando le macrofite acquatiche (Minciardi *et al.*,2009).

Inoltre al fine di caratterizzare le comunità vengono richieste, per ogni elemento biologico, valutazioni non solo riguardo la composizione tassonomica, ma anche secondo il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti, secondo le misure relative a stime di abbondanze e, in ultimo, secondo la diversità e dominanza tra i diversi taxa presenti (Minciardi *et al.*, 2009).

4.1. INDICATORI BIOLOGICI

La valutazione della qualità delle acque attraverso l'utilizzo di indicatori biologici si fonda sul principio che cambiamenti nella presenza-assenza, abbondanza, morfologia, fisiologia o comportamento della specie stessa, indicano condizioni chimico-fisiche alterate rispetto al suo intervallo di tolleranza.

Ogni organismo infatti è caratterizzato dalla sua nicchia ecologica, definita da fattori chimico-fisici, ossigeno, temperatura pH e substrato, e da fattori biotici, quali competizione, predazione, parassitismo.

Un organismo utilizzato come bioindicatore viene definito come una specie o più specie che mostrano esigenze particolari rispetto ad un insieme di variabili fisiche o chimiche.

Un organismo per essere definito e ritenuto un indicatore ecologico, deve avere alcuni specifici requisiti:

- Range di tollerabilità ristretti: la sua presenza può essere considerata indice di particolari condizioni
- Relativa facilità di identificazione: lo studio può essere svolto anche da personale non specializzato.
- Distribuzione cosmopolita: permette eventuali comparazioni a livello regionale, nazionale ed internazionale.
- Presenza in elevata densità e delle dimensioni piuttosto grandi: viene facilitata la sua raccolta sul campo e lo smistamento in laboratorio.
- Variabilità ecologica bassa: la sua presenza non deve essere riscontrata là dove vi sono situazioni di degrado, una *bassa mobilità* è utile per identificare la situazione dello specifico sito di campionamento.
- Durata del ciclo vitale relativamente lunga: permette di esprimere un effetto cumulativo rispetto all'azione, nel tempo, dei vari fattori di stress.
- Valenza ecologica ben conosciuta in letteratura: le particolari richieste ecologiche di una specie, ci indicano, in quell' area, che lo specifico parametro considerato si trova entro i limiti di tolleranza.

L'uso degli indicatori biologici permette di evidenziare più fonti di stress e registrare eventi di inquinamento anche intermittenti. E' però difficile risalire all'individuazione della causa primaria di inquinamento partendo solo dall'indicatore biologico, perché questo ci descrive solo una situazione alterata e disturbata. Sono invece,

le analisi chimiche che ci rilevano ed evidenziano le sostanze che sono presenti nell'ambiente in concentrazioni maggiori di quelle presenti in una situazione non alterata. Il limite però di tali informazioni è che sono puntiformi e ci danno informazioni solamente nel momento del campionamento.

I due tipi di analisi devono, quindi, integrarsi in quanto forniscono informazioni differenti e possono darci, insieme, un quadro quanto più possibile reale. Per questo, oggi, spesso si parla di approcci integrati nelle metodologie utilizzate.

Inoltre il concetto di bioindicatore della qualità chimico-fisica delle acque oggi è stato quasi del tutto abbandonato e si è passati, invece, all'idea di un indicatore ecologico ecosistemico.

5 LE MACROFITE ACQUATICHE

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali.

Questi hanno in comune tra loro non solo le dimensioni macroscopiche ma anche l'essere rinvenibili in prossimità e all'interno di acque dolci superficiali (lotiche e lentiche) e comprendono numerose famiglie di fanerogame erbacee, una piccola parte di pteridofite, numerose famiglie di briofite e alghe macroscopicamente visibili.

Le macrofite acquatiche sono una comunità piuttosto eterogenea, presente in ogni corso d'acqua, ma spesso poco conosciute o indagate solamente dal punto di vista vegetazionale e/o fitosociologico. Il termine utilizzato per riconoscere tali comunità all'interno dei corpi idrici, nasce solo da una necessità applicativo-funzionale.

La composizione e struttura della comunità macrofitica sono determinate dall'interazione di numerosi fattori ambientali che si riscontrano lungo il corso d'acqua. Le macrofite 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 (Minciardi *et al.*, 2009).

Sulla base dell'ecologia delle specie è possibile distinguere le macrofite in diversi gruppi :

- **Idrofite:** sono le macrofite realmente acquatiche. Organismi che vivono completamente sommersi o sulla superficie dell'acqua e che comprendono alghe, briofite, pteridofite acquatiche e angiosperme acquatiche aventi gemme subacquee. E' possibile distinguere tra idrofite sommerse (*Characeae*; *Fontanilis* spp., *Ceratophyllum* sp.); idrofite radicate e flottanti (*Nuphar luteum*, *Potamogeton* spp., *Ranunculus* spp.); idrofite non radicate e flottanti (*Lemna* spp., *Trapa* spp.).
- **Anfifite:** sono una particolare tipologia di idrofite che possono colonizzare anche substrati non costantemente sommersi.
Questo gruppo presenta spesso dimorfismo in funzione della profondità dell'acqua presente nel sito colonizzato (*Sagittaria* spp., *Alisma* spp., *Sparganium* spp.).
- **Elofite:** si tratta di piante radicate in un substrato sommerso, aventi solo la parte basale in acqua ma emergenti per la maggior parte del corpo (*Phragmites australis*, *Carex* spp., *Cyperus* spp., *Scirpus* spp., *Juncus* spp., *Iris* spp., *Typha* spp.).
- **Pioniere di greto o sopra-acquatiche:** sono piante da intendere ancora nel gruppo delle macrofite ma che hanno anche un significativo contingente di specie che

costituiscono le cenosi erbacee pioniere di greto. Si tratta, infatti, di quelle piante che colonizzano ambiti alveali frequentemente rimaneggiati dalle morbide del corso d'acqua, che tollerano temporanei periodi di sommersione ma che spesso non sono neanche particolarmente igrofile (*Chenopodium* spp., *Polygonum* spp., *Bidens* spp.).

Fattori che influenzano i popolamenti a macrofite possono essere divisi in fattori abiotici tra cui: l'azione meccanica del corso d'acqua, l'anossia radicale a cui sono sottoposte molte tracheofite radicate, che determinano l'azonalità delle cenosi; 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 (Centro Tematico delle Acque Interne e Marino Costiere, 2005).

Mentre tra i fattori biotici che influenzano le comunità macrofitiche abbiamo le interazioni con le altre componenti del biota.

I Fattori abiotici che influenzano i popolamenti a macrofite acquatiche sono (Centro Tematico delle Acque Interne e Marino Costiere, 2005):

- La luce: la quantità di irraggiamento solare che determina il tasso di fotosintesi delle piante si configura come uno dei fattori ambientali di maggior importanza. Di conseguenza assume particolare importanza l'ombreggiamento fornito anche dalla vegetazione ripariale e dalle macrofite natanti e flottanti rispetto alle macrofite sommerse.
- Temperature: questo fattore determina non solo la fenologia, ma, anche, la dinamica dei popolamenti e delle cenosi su base stagionale. La temperatura influisce direttamente nel determinare la composizione specifica della comunità delle specie di macrofite. Alcune di queste prediligono acque più calde (es. *Potamogeton* spp.) mentre altre prediligono quelle più fredde (es. *Callitriche* spp.).
- Dinamismo fluviale: il flusso dell'acqua inteso come portata e velocità di corrente è fondamentale nel determinare la presenza delle cenosi a macrofite. Si può affermare, generalmente, che una corrente molto elevata non permetta la crescita delle macrofite, in particolare per le fanerogame. Al di sopra della soglia di 1m/s sembra sia possibile evidenziare una correlazione negativa tra aumento della velocità di corrente e biomassa vegetale spiegabile in termini di ancoraggio. Mentre le briofite appaiono prediligere invece acque turbolente e a corso rapido.
- Regime idrologico: corsi d'acqua caratterizzati da importanti variazioni di portata

stagionali sono caratterizzati dalla presenza di greti ampi colonizzati da cenosi a pioniere di greto.

- Profondità: la profondità dell'acqua è spesso correlato alla trasparenza dell'acqua. Al crescere della profondità dell'acqua spesso diminuisce la quantità di luce che può giungere sul fondo e questo può rendere impossibile la fotosintesi entro un certo limite.
- Trasparenza: la trasparenza dell'acqua è condizionata dal regime idrologico, infatti là dove sono presenti sia brusche variazioni di portata stagionali che elevata turbolenza si ha un aumento della torbidità.
- Substrato: la tipologia di substrato condiziona le cenosi a macrofite non solo in termini di stabilità dello stesso ma anche in termini di chimismo. La stabilità del substrato è ovviamente il fattore che condiziona maggiormente i popolamenti a macrofite. Un substrato continuamente rimaneggiato, come quello presente nei tratti montani e pedemontani, non consente una copertura diffusa delle cenosi a macrofite.

Le briofite ad esempio prediligono substrati duri e stabili come massi, rocce e ciottoli ed è per questo che nei tratti iniziali dei corsi d'acqua la vegetazione fluviale è quasi sempre costituita da briofite.

- Caratteristiche chimiche dell'acqua: tra le caratteristiche chimiche dell'acqua che influenzano di più le cenosi a macrofite vi è il livello di trofia (soprattutto il contenuto di nutrienti, principalmente N e P).

La gran parte degli indici macrofitici si basa, appunto, sull'assunto che, la comunità macrofitica sia fortemente condizionata dal livello trofico delle acque. Tra i parametri caratterizzanti il chimismo delle acque l'alcalinità sembra poter influenzare le cenosi a macrofite.

La dipendenza delle macrofite dal chimismo dell'acqua viene ritenuta più marcata per le idrofite flottanti e sommerse che sembra siano dipendenti dagli scambi trofici dall'acqua in cui sono sommerse. Le anfifite e poi maggiormente le elofite, invece, sembra dipendano in misura minore dal chimismo delle acque, mentre sembrerebbe importante il chimismo del substrato al quale sono ancorate.

- Sedimento: le caratteristiche chimiche del sedimento possono influenzare le cenosi a macrofite elofite ed anfifite. Il contenuto dei nutrienti, soprattutto azoto e fosforo, viene assunto direttamente dalle macrofite radicate. Il chimismo dei sedimenti, comunque, influenza la cenosi globalmente perché le sostanze immagazzinate nel

substrato possono essere rilasciate in acqua.

- Altitudine: l'influenza di questo fattore si manifesta indirettamente. La quota infatti influenza altri fattori (portata, velocità di corrente, qualità dell'acqua, profondità ecc.) che influenzano poi, in un secondo momento, le cenosi a macrofite.

I fattori biotici che influenzano le comunità a macrofite sono (Centro Tematico delle Acque Interne e Marino Costiere, 2005):

- Riproduzione: le elofite ed anfifite hanno organi riproduttivi aerei e la fecondazione può essere sia entomofila che anemofila. Molte idrofite sono caratterizzate da organi riproduttivi emersi mentre altre, invece si riproducono sott'acqua. Altre ancora presentano riproduzione vegetativa.
- Modalità di dispersione: per tutte le macrofite la dispersione per talea è il principale sistema di diffusione.

Le elofite in corrispondenza delle zone lentiche e poco profonde dei corsi d'acqua si diffondono tramite stoloni o rizomi.

Le anfifite si insediano in ambienti simili o contigue a quelle delle elofite e si diffondono a partire da popolamenti sommersi.

Le idrofite si propagano tramite frammenti o propaguli che sfruttano la corrente come trasporto per colonizzare ambienti a valle.

- Relazioni interspecifiche: ciascuna cenosi o popolamento è funzione dell'interazione delle diverse specie. Le relazioni interspecifiche possono essere di competizione o di coordinamento. Nella competizione interspecifica assume una importanza rilevante la competitività delle specie sia in termini di tolleranza ad uno o più fattori ambientali, sia in termini di capacità di diffusione. E' fondamentale anche la tempistica di colonizzazione nella determinazione delle cenosi a macrofite. La costituzione di cenosi a macrofite, coordinate secondo serie dinamiche di comunità, si configura come una forma di cooperazione tra le specie.
- Interazioni con la componente animale: tra i fattori biologici che influenzano la distribuzione delle macrofite sono da considerare le interazioni con la componente animale. Le macrofite sono soggette al pascolamento (*grazing*) da parte dei consumatori primari, quali organismi macrobentonici brucatori. Gli organismi fossori possono perturbare il sedimento e quindi sradicare alcune macrofite o aumentare il sedimento in sospensione che comporta una limitazione nella crescita o la scomparsa di alcune specie a causa di una minore quantità di luce disponibile. Oltre ai fattori sopra descritti anche i fattori antropici concorrono a influenzare le

cenosi a macrofite. L'intervento antropico può infatti incidere sia direttamente che indirettamente sulle comunità presenti lungo il corso d'acqua. L'impatto dell'uomo e di qualsiasi altra sua opera può alterare la struttura e la composizione della comunità macrofitica, dando come risultato una riduzione della copertura della cenosi nel suo complesso e la proliferazione di popolamenti paucispecifici, ovvero perdita di specie sensibili e/o rare ed aumento di quelle maggiormente tolleranti (Minciardi *et al.*, 2009).

- Alterazione della morfologia fluviale e delle caratteristiche idrauliche: la regimazione dei corsi d'acqua riduce le dimensioni dei territori fluviali, aumenta la velocità della corrente, riduce la diversità ambientale riducendo le aree con acque lentiche o lentamente fluenti. I lavori di alveo causano l'immissione di enormi quantitativi di sedimento che causa l'inibizione della fotosintesi da parte delle macrofite fino a determinarne la scomparsa.
- Alterazione dell'integrità chimica delle acque: uno degli impatti più pesanti dell'attività antropica sugli ecosistemi fluviali è rappresentato dall'inquinamento delle acque. Le comunità macrofite risentono fortemente dell'inquinamento idrico, soprattutto di tipo organico.

Eutrofizzazione: i corsi d'acqua sono i recettori di impianti di depurazione e di affluenti non depurati oltre ad essere soggetti a inquinamento organico diffuso dovuto in massima parte all'agricoltura, soprattutto di tipo intensivo. Ciò ha portato ad un notevole arricchimento delle acque di composti quali fosforo ed azoto. L'alterazione della trofia derivante da carico organico determina inizialmente una riduzione dei taxa più sensibili ed esigenti a cui in genere si associa una perdita di diversità delle cenosi sino alla proliferazione delle più tolleranti.

- Presenza di pesticidi: l'inquinamento da pesticidi incide in maniera rilevante sulle comunità a macrofite, infatti, i principi attivi utilizzati hanno come specie bersaglio taxa vegetali infestanti dei campi che spesso sono sistematicamente vicini ai taxa di macrofite acquatiche.
- Altri inquinanti: le cenosi a macrofite sono sensibili anche alla presenza di metalli e composti di sintesi. La risposta della comunità a tale inquinamento è sempre la perdita di diversità e la progressiva scomparsa di specie sensibili con proliferazione invece di specie più tolleranti.
- Introduzione e diffusione di specie esotiche: gli ambienti fluviali sono spesso caratterizzati dalla presenza di specie esotiche (non autoctone del territorio), le

quali riescono a colonizzare più velocemente e più facilmente questi ambienti, soprattutto se fortemente antropizzati. Un esempio sono gli ambienti ripari, dove le specie esotiche sono divenute invasive, essendo ambienti estremi spesso colonizzati velocemente da specie pioniere e dove la vegetazione potenziale risulta disturbata da interventi antropici.

- Sfalcio: lo sfalcio della vegetazione acquatica, palustre e di greto è periodicamente attuato lungo molti corsi d'acqua. Si tratta di una comune pratica di gestione e manutenzione, che viene effettuata per facilitare il deflusso delle acque. Lo sfalcio della vegetazione in alveo, anche quando non è pesantemente distruttivo, altera comunque la struttura e la composizione specifica delle comunità, modificando i rapporti di competizione interspecifica. Sono infatti favorite da questa pratica quelle specie che hanno efficienti modalità di dispersione e accrescimento rapido. Ad esempio nei tratti soggetti a taglio frequente risultano abbondanti *Sparganium emersum* e *Elodea canadensis*, mentre là dove questa pratica è poco utilizzata ritroviamo specie ad accrescimento lento come *Potamogeton* e *Ranunculus*.

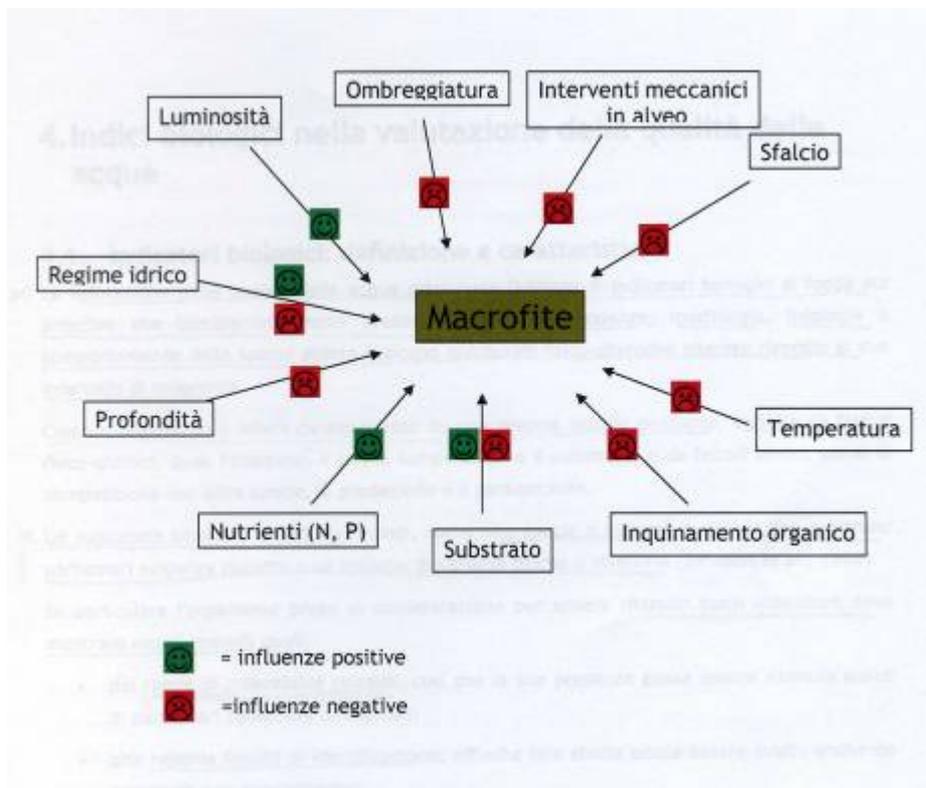


Fig. 4. Fattori positivi e negativi che influenzano le cenosi a macrofite acquatiche (da: Centro Tematico delle Acque Interne e Marino Costiere, 2005).

Studiando le caratteristiche ecologiche delle comunità macrofitiche risulta evidente come queste contribuiscano al funzionamento degli ecosistemi acquatici. Le macrofite quindi possono essere prese in considerazione quali ottimi bioindicatori in quanto presentano una relativa facilità di riconoscimento ed identificazione, una mobilità ovviamente pressoché nulla, una durata del ciclo vitale che permette quell'effetto cumulativo, rispetto all'azione del tempo e dei vari fattori di stress, ed infine sono molto sensibili ad alcuni inquinanti, come biocidi, inquinanti organici o da nutrienti. Le comunità a macrofite acquatiche risultano pertanto essere efficienti bioindicatori di alterazione dello stato trofico delle acque (anche iniziale) e come bioindicatori di alterazioni nella morfologia e regime fluviale. Ovviamente le macrofite sono organismi non ubiquitari, la loro presenza o assenza in un corpo idrico, difatti, è limitata da alcuni fattori abiotici e fisici (sopra descritti) propri del corso d'acqua. La loro analisi sarà quindi ottima e fornirà le giuste indicazioni ed informazioni solo là dove la copertura risulti significativa.

5.1. LE COMUNITA' MACROFITICHE NELLA BIOINDICAZIONE

Le macrofite acquatiche sono ampiamente utilizzate come bioindicatori da diversi anni in molti paesi europei (Mancini & Sollazzo, 2009).

Molti autori hanno indagato i popolamenti a macrofite per correlarne le struttura e la composizione con la qualità dei corpi idrici. Come indicatori di qualità chimico-fisiche, le macrofite acquatiche sono elementi biologici limitati, ma in un'ottica ecosistemica cessano di essere bioindicatori deboli e diventano, invece, fondamentali bioindicatori ecologici ed ecosistemici.

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

Le ricerche condotte a partire dagli anni '70 in Europa si pongono l'obiettivo di correlare composizione e struttura delle cenosi acquatiche a qualità e grado di inquinamento dei corsi d'acqua.

I primi Indici Macrofitici utilizzati si ponevano l'obiettivo generico di valutare, sulla base dello stato dei popolamenti macrofitici, la qualità delle acque e l'alterazione dei corpi idrici. Ben presto però viene evidenziato dagli indici macrofitici come questi risultino particolarmente sensibili nei confronti delle alterazioni dello stato trofico; alterazioni che, invece, risultano essere sottostimati dagli indici macrobentonici.

Per quanto riguarda la struttura degli Indici Macrofitici, 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, mentre quelli più diffusi ed efficienti si fondano sull'attribuzione di coefficienti di sensibilità/tolleranza a liste di taxa indicatori (indici a "score" o punteggio).

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. Negli stessi anni si evidenzia come le macrofite non forniscano però, solo indicazioni precise sullo stato trofico del sistema, ma la complessità delle funzioni ecologiche che tale comunità svolge la pone quale ideale bioindicatore ecosistemico (Minciardi & Rossi, 2001).

La WFD pone le macrofite acquatiche come elementi di qualità biologica, grazie a numerosi lavori e studi condotti proprio su tali comunità che, confermandone l'importanza biologica ed ecosistemica, introduce però anche la necessità di utilizzare metodologie di

valutazione fondata sulla misura della distanza della comunità macrofita rilevata nel sito di studio con quella di riferimento. Da questo punto in poi si è quindi assistito alla formalizzazione di Indici Macrofitici che valutassero non tanto, lo stato trofico del corpo idrico preso in esame, quanto lo stato Ecologico dello stesso.

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 dei 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.

L'utilità di Indici Macrofitici per la valutazione dello stato trofico è così rilevante che anche molti 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 (Minciardi *et al.*, 2003). In Francia, il processo di attuazione della WFD prevede l'utilizzo dell'IBMR (Index 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 trofico atteso (Minciardi *et al.*, 2009).

5.2. LO STUDIO DELLA COMUNITA' MACROFITICA IN ITALIA

In Italia sin dalla seconda metà degli anni '90, sono state condotte sperimentazioni riguardo l'uso delle macrofite acquatiche come indicatori biologici per la valutazione dei corpi idrici superficiali. Queste sperimentazioni hanno avuto come primari obiettivi non solo l'analisi delle comunità, ma anche la valutazione dell'efficienza di tale comunità come bioindicatore, oltre che una critica ed una attenta valutazione dell'applicabilità di Indici Macrofitici definiti in ambito europeo (Azzollini *et al.*, 2003).

Dall'emanazione della WFD, che conferma i popolamenti a macrofite quali bioindicatori ecosistemici, in Italia le ricerche sono state svolte in molte regioni e dal 2006, dal recepimento di tale Direttiva sul suolo nazionale, gli studi sulle comunità macrofitiche si sono diffuse e sono aumentate enormemente.

Vari campionamenti e indagini sono stati condotti e sono ancora in corso di svolgimento in molte regioni italiane, da nord a sud, e coinvolgono anche le Agenzie Ambientali Regionali e Provinciali (ARPA e APPA).

Le modalità di campionamento e raccolta utilizzate nell'ambito della totalità delle sperimentazioni condotte risultano conformi al protocollo nazionale (APAT, 2007) che recepisce sia la norma europea (CEN, 2003) che le risultanze pregresse italiane.

Nell'ambito di ricerche e sperimentazioni condotte in Italia negli ultimi 10 anni sono stati applicati vari indici Macrofitici:

- Macrophyte Index Scheme MIS (Caffrey, 1987)
- Plant Score (Harding, 1981)
- Indici GIS (Haury *et al.*, 1996)
- Nutrient Status Order color band (Haslam, 1987)
- Mean Trophic Rank (Newman *et al.*, 1997)
- Indice Biologique Macrophytique en Rivière IBMR (ANFOR, 2003)
- Trophic Index macrophyte TIM (Schneider & Melzer, 2003)

La maggioranza degli indici trofici utilizzati sono indici "a score".

Per ciascun indice viene 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, quindi per numero di *taxa* indicatori, per modalità ed effettiva valutazione della metrica "abbondanza", oltre che per l'attribuzione o meno del coefficiente di stenoecia ai diversi *taxa* indicatori. Gran parte degli indici considerano

anche il parametro “abbondanza” attraverso l’attribuzione di un coefficiente di copertura K_i a ciascun *taxa* presente (Minciardi *et al.*, 2009).

La formula del calcolo degli indici trofici “a score” viene di seguito mostrata:

Indice di presenza/assenza

$$I = \sum_i^n C_i / \sum_i^n n$$

Indice ponderato

$$I = \sum_i^n [E_i K_i C_i] / \sum_i^n E_i K_i$$

Dove:

E_i = coefficiente di stenoecia

K_i = coefficiente di copertura

C_i = coefficiente di sensibilità/tolleranza

n = numero di *taxa* indicatori

Le indagini sono state condotte in un numero elevato di ambienti fluviali (dai tratti montani in ambito alpino a quelli appenninici, dai tratti pedemontani alpino ed appennino ai piccoli corsi d’acqua di pianura, alle risorgive, ai tratti planiziali) ed è possibile quindi valutare gli Indici macrofitici in termini di applicabilità ed efficienza.

L’applicabilità degli indici è fortemente condizionata dall’ampiezza della lista di *taxa* indicatori che influenza direttamente la rappresentatività della comunità indicatrice rispetto alla comunità realmente presente.

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

E’ possibile valutare gli Indici Macrofitici in base alla loro 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.*, 2009).

6 IBMR: INDICE BIOLOGIQUE MACROFITIQUE EN RIVIÈRE

Nel 2003 l'ente di normalizzazione francese ha pubblicato un metodo per monitorare la qualità dei corpi idrici basato sulle macrofite: l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière o IBMR (ANFOR, 2003).

Questo traduce essenzialmente il grado di trofia delle acque legate alla presenza di ammonio, ortofosfati ed eventi di inquinamento organico (Minciardi, *et al.* 2003).

Il principio del metodo è:

- l'osservazione in situ dei popolamenti macrofitici,
- identificazione dei taxa ed una stima del loro ricoprimento

L'indice IBMR fornisce un valore che va da 0 a 20.

I campionamenti della comunità di macrofite, devono essere condotti nel periodo di maggior sviluppo della vegetazione, con acque limpide e con un livello d'acqua generalmente basso (livello di magra del corso d'acqua). Ogni studio condotto sui popolamenti a macrofite acquatiche deve tenere conto dell'idrologia e del regime termico del corso d'acqua che si sta studiando. Inoltre, per una corretta valutazione e caratterizzazione delle comunità macrofitiche bisogna che i rilevamenti siano effettuati ad almeno 30 giorni da un evento temporalesco.

La stazione di studio deve avere una lunghezza minima di 50m (che può estendersi a 100m se la vegetazione è sparsa, ovvero ricopre meno del 5% della superficie fluviale) e deve comprendere almeno una facies lotica ed una lenticale, sia in successione verticale che trasversale. Nella norma si raccomanda di rilevare le due facies separatamente, dopo aver annotato le rispettive superfici. Inoltre la superficie rilevata non può essere minore di 100mq (ANFOR, 2003).

Devono essere prese in esame tutte le specie che si trovano in acqua, visibili ad occhio nudo, tralasciando i frammenti che potrebbero essere stati trasportati dalla corrente.

Vengono quindi attribuite le percentuali di ricoprimento dei diversi taxa, utilizzando una scala di 5 livelli, per la stima del coefficiente di copertura K_i :

VALORE DI K_i	DESCRIZIONE	% DI COPERTURA
1	Specie solamente presente	copertura <0,1%
2	Specie scarsamente coprente	$0,1\% \leq \text{copertura} < 1\%$
3	Specie abbastanza coprente e abbastanza frequente	$1\% \leq \text{copertura} < 10\%$
4	Specie mediamente coprente	$10\% \leq \text{copertura} < 50\%$
5	Specie molto abbondante	copertura $\geq 50\%$

Tabella 6. Valori del coefficiente K_i in base alla percentuale di copertura (Minciardi *et al.*, 2009).

Il rilievo delle macrofite deve essere effettuato procedendo a zig- zag all'interno del corso d'acqua, segnando, oltre alle specie presenti e alla copertura, tutti gli altri tipi di eterogeneità presenti (profondità, substrato, corrente ecc..).

Se il corso d'acqua è troppo profondo per essere attraversato a piedi, le zone non rilevabili a vista devono essere campionate con l'aiuto di un rastrello, effettuando almeno 100 prelievi puntuali.

Per quanto riguarda gli aggregati macroscopici di alghe, vengono presi in considerazione solamente i *taxa* dominanti.

E' opportuno ricordare che per quanto riguarda l'identificazione delle alghe si arriva al massimo a determinarne il genere, mentre per muschi, pteridofite e fanerogame si deve necessariamente arrivare all'identificazione della specie.

Il metodo prevede di assegnare ad una lista di specie considerate significative un "punteggio specifico di oligotrofia" Cs_i che va da 1 a 20, dove 20 indica un taxon indicatore di acque decisamente oligotrofe, e di un coefficiente di stenoecia E_i che va da 1 a 3, dove 3 indica il livello più alto di stenoecia, ovvero specie che non sopportano condizioni variabili o ambienti soggetti a cambiamenti.

L'elenco dei *taxa* indicatori dell'IBMR comprende organismi autotrofi, alghe, muschi, licheni, briofite, pteridofite, e angiosperme ed è composto da ben 210 *taxa* vegetali (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) (Minciardi *et al.*, 2009).

L'elenco dei *taxa* indicatori secondo l'IBMR, con relativi punteggi di Cs_i (oligotrofia) e E_i (stenoecia), sono riportati nella Tabella sottostante:

TAXA INDICATORI IBMR
C_s
E_i
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+ Debarya sp. 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</i> sp. Kützing	10	1
<i>Vaucheria</i> sp. De Candolle	4	1
<i>Zygnema</i> sp. 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	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. (=H. flagellare)	20	3
<i>Octodiceras fontanum</i> (La Pyl.) Lindb.	7	3
<i>Orthotrichum rivulare</i> Turn.	15	3
<i>Pachyfissidens grandifrons</i> (Brid.) Limpr.	15	3
<i>Philonotis</i> gr. Fontana Milde	18	3
<i>Philonotis calcarea</i> (B.e.) Schimp	18	2
<i>Platyhypnidium rusciforme</i> (Br. Eur.) Fleisch. (=Rhynchostegium riparioides)	12	1
<i>Rhacomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	18	3
<i>Schistidium rivulare</i> Br. Eur. (=Grimmia rivularis)	15	3
<i>Sphagnum</i> gr. Denticulatum (=S. gr. Inundatum Russ.)	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. (=E. limosum)	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. 1	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.(=Typhoides arundinacea (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.(=Potamogeton pusillus 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. (=Schoenoplectus lacustris 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

Tabella 7. Taxa indicatori dell'IBMR.

A questo punto è possibile calcolare l'Indice secondo la seguente formula:

$$\text{IBMR} = \frac{\sum E_i K_i C_{s_i}}{\sum E_i K_i}$$

Dove:

i = specie indicatrice

n = numero totale delle specie indicatrici

C_{s_i} = punteggio specifico di oligotrofia (da 0 a 20)

K_i = coefficiente di abbondanza (da 1 a 5)

E_i = coefficiente di stenoecia (da 1 a 3)

Si ricorda che il valore di K_i è attribuito a ciascun taxa secondo il procedimento sopra descritto ed utilizzando i coefficienti di copertura descritti nella Tabella 6.

Una volta ottenuto il valore di IBMR è possibile classificare la stazione in termini di livello trofico dell'acqua:

LIVELLO TROFICO	VALORE IBMR	COLORE
Molto basso	IBMR > 14	BLU
Basso	12 < IBMR ≤ 14	VERDE
Medio	10 ≤ IBMR ≤ 12	GIALLO
Elevato	8 ≤ IBMR ≤ 10	ARANCIO
Molto elevato	IBMR ≤ 8	ROSSO

Fig. 5. Categorie trofiche per la classificazione della stazione in base all'IBMR (da ANFOR, 2003).

L'IBMR valuta più attentamente, rispetto ad altri metodi, il significato della presenza di determinate specie, perché nel calcolo tiene conto anche della stenoecia dei diversi taxa e quantifica con un numero l'ampiezza ecologica della specie.

La principale difficoltà nell'applicazione dell'IBMR è rappresentata dalla scala di attribuzione delle coperture macrofittiche, che ai primi 2 livelli impone di discriminare tra percentuali molto piccole richiedendo così una valutazione di copertura estremamente precisa e quindi più difficile da effettuare.

6.1. APPLICABILITA' ED EFFICIENZA DELL' IBMR.

La Direttiva Quadro Acque 2000/60 prevede che la comunità delle macrofite acquatiche sia valutata non solo in base alla sua composizione ed abbondanza, essendo un elemento biologico di qualità ambientale, ma anche il suo grado di scostamento rispetto alle condizioni attese eliminando il disturbo antropico.

La valutazione della comunità rispetto al solo “stato trofico” sembra non essere sufficiente, ma sicuramente questo parametro è fondamentale e la totalità degli stati europei è orientata a considerarlo prioritario nella valutazione, utilizzando anche, in alcuni casi, una metodologia ad hoc, attraverso l'utilizzo di Indici Macrofitici di Stato Trofico, oppure, considerando lo stato trofico uno dei parametri fondamentali da utilizzare negli Indici di Stato Ecologico (es. Gran Bretagna, Portogallo, Polonia, Olanda ecc.).

L'approccio francese è orientato, invece, a prendere in considerazione un Indice di Stato Trofico che assuma significato ecologico complessivo sulla base di una valutazione di stato trofico reale rispetto allo stato trofico atteso (Minciardi *et al.*, 2009).

L'IBMR valuta la capacità produttività primaria della stazione o delle stazioni di campionamento ovvero, livelli di concentrazione dei nutrienti, luminosità, velocità della corrente ecc.

Di tutti gli Indici Macrofitici utilizzati in Europa proprio l'IBMR, l'approccio francese allo studio della comunità macrofitica, è stato utilizzato in Italia con discreto successo in oltre 300 stazioni campionate ed ha dimostrato di leggere bene lo stato trofico della stazione analizzata, oltre che, fornire importanti informazioni integrative rispetto all'applicazione di metodi di valutazione relativi ad altre comunità bioindicatrici (ARPAV, 2008). Tra tutti gli Indici macrofitici è opportuno, quindi, in Italia utilizzare e sperimentare l'IBMR come Indice Italiano per le macrofite acquatiche, che risulta applicabile in quasi il 90% delle stazioni italiane indagate.

Questo indice si basa su numerosi taxa presenti anche nel nostro Paese, anche in ragione al fatto che Italia e Francia sono biogeograficamente simili e che fanno parte della stessa area Mediterranea- Continentale.

Per raggiungere gli obiettivi dettati dal calendario della WFD è necessario fare riferimento alla valutazione di scostamento della comunità macrofitica osservata nel sito o nei siti di monitoraggio rispetto a quella attesa (condizioni di riferimento) in funzione della tipologia fluviale. Le varie tipologie fluviali sono state distinte in 3 diverse aree geografiche (Alpina, Centrale, Mediterranea), quindi si è proceduto all'individuazione dei macrotipi fluviali e sulla loro base è stato definito un IBMR atteso per quei macrotipi.

I taxa considerati nella lista sono 210. Tale lista rappresenta, secondo gli autori, tutti quei taxa a maggior efficienza indicatrice rispetto all'uso del metodo IBMR.

Per poter caratterizzare nel miglior modo possibile le comunità macrofitiche nel nostro Paese è necessario che i rilievi della vegetazione siano esaustivi, ovvero vengano campionati tutti i vegetali macroscopicamente visibili in un corso d'acqua come previsto dai protocolli di campionamento (APAT, 2007). I taxa devono quindi essere tutti rilevati a prescindere dalla loro presenza o meno nella lista, in modo da poter incrementare le conoscenze sulla comunità macrofitica italiana e gettare le basi per definire un indice o nuovi indici di valutazione su tale comunità (Minciardi *et al.*, 2009). Per quanto riguarda l'Italia comunque è possibile redigere una lista (Tab.8) delle macrofite acquatiche più frequentemente rinvenibili nei corsi d'acqua del nostro Paese.

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.
Peltigera 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 capillaceum (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 ceaespitosa 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.
Rhytidiadelphus 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.) Rechb.

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.) Poir.

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 Lagger
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 Poiret
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.
Stratiotes aloides L.
Typha angustifolia L.
Typha latifolia L.
Typha minima Hoppe
Vallisneria spiralis L.
Wolffia arrhiza (L.) Wimm.
Zannichellia palustris L.

Tabella 8. Taxa maggiormente presenti nei corsi d'acqua italiani (Minciardi *et al.*, 2009).

7 AREA DI STUDIO

Il progetto coordinato dall'ISPRA per l'applicazione delle sinergie fra le direttive WFD, Habitat ed Uccelli, ha obiettivo fra i principali obiettivi quello di integrare le attività di monitoraggio di tutte le componenti biologiche, idromorfologiche e chimico- fisiche dei due corpi idrici superficiali principali presenti nell'area di studio Riserva Naturale Nazzano, Tevere- Farfa (RM).

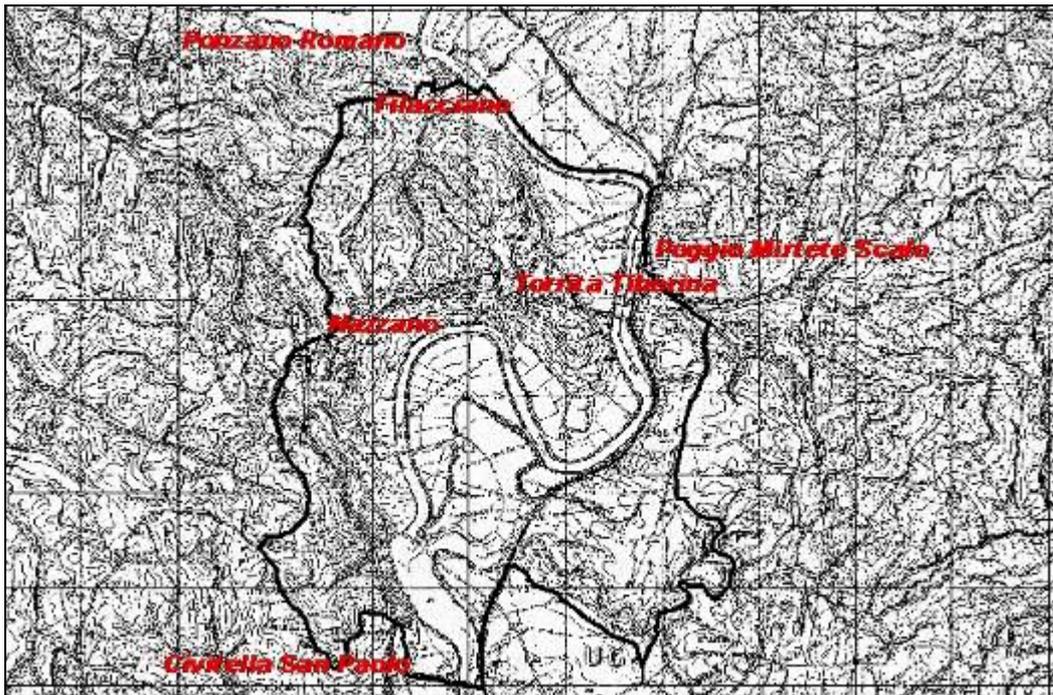


Fig. 6 Riserva Naturale Tevere Farfa, Sito di Importanza Comunitaria (SIC).

Il sito “Riserva Naturale Tevere-Farfa” come abbiamo già detto precedentemente è un SIC/ZPS e appartiene alla rete ecologica europea, rappresentando un contributo italiano prezioso grazie alla presenza di numerosi habitat e specie di interesse comunitario.

TIPOLOGIA	SIC e ZPS (C) Regione Biogeografica Mediterranea
PROVINCIA	Roma
COMUNI	Nazzano, Torrita Tiberina, Filacciano, Montopoli di Sabina, Forano, Civitella S. Paolo, Poggio Mirteto
ESTENSIONE (HA)	2063,0 ALTEZZA MEDIA (m s.l.m) 95
RICADE IN AREA PROTETTA	Riserva Naturale Regionale Nazzano – Tevere Farfa
HABITAT	92A0 Foresta a galleria di <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> 3280 Fiumi mediterranei a flusso permanente con il <i>Paspalo-Agrostidion</i> e con filari ripari di <i>Salix</i> e <i>Populus alba</i> 3130 Acque oligotrofe dell'Europa centrale e perialpina con vegetazione di <i>Littore</i> o di <i>Isoetes</i> o vegetazione annua delle riemerse (<i>Nanocyperetalia</i>) 3150 Laghi eutrofici naturali con vegetazione del <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i> 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (<i>Festuco- Brometalia</i>) 3260 Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del <i>Ranunculion fluitantis</i> e <i>Callitricho- Batrachion</i>
SPECIE DELLA DIRETTIVA	<u>Uccelli</u> : A391 <i>Phalacrocorax carbo sinesi</i> , A022 <i>Ixobrychus minutus</i> , A029 <i>Ardea purpurea</i> , A024 <i>Ardeola rallide</i> , A229 <i>Alcedo atthis</i> , A081 <i>Circus aeruginosus</i> , A021 <i>Botaurus stellaris</i> , A032 <i>Plegadis falcinellus</i> , A397 <i>Tadorna ferruginea</i> , A060 <i>Aythya nyroca</i> , A103 <i>Falco peregrinus</i> , A073 <i>Milvus migrans</i> , A094 <i>Pandion haliaetus</i> , A119 <i>Porzana porzana</i> , A127 <i>Grus grus</i> , A166 <i>Tringa glareola</i> , A197 <i>Chlidonias niger</i> . <u>Rettili</u> : 1220 <i>Emys orbicularis</i> , 1279 <i>Elaphe quatuorlineata</i> <u>Anfibi</u> : 1175 <i>Salamandrina terdigitata</i> , 1167 <i>Triturus carnifex</i> . <u>Pesci</u> : 1137 <i>Barbus plebejus</i> , 1136 <i>Rutilus rubilio</i>
ALTRE SPECIE DI RILIEVO	<u>Fauna</u> : <i>Hystrix cristata</i> , <i>Martes martes</i> , <i>Muscardinus avellanarius</i> , <i>Mustela putorius</i> , <i>Natrix tessellata</i> . <u>Flora</u> : <i>Carex grioletii</i> , <i>Carex pseudocyperus</i> , <i>Ceratophyllum submersum</i> , <i>Epipactis palustris</i> , <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> , <i>Najas minor</i> , <i>Sagittaria sagittifolia</i> , <i>Spiranthes aestivalis</i> .
IMPORTANZA	Sito di importanza per la presenza di specie minacciate, vulnerabili e rare per il Lazio o indicatrici di un buono stato degli habitat presenti. Area di estremo interesse ornitologico, in particolare per lo svernamento e la nidificazione di avifauna acquatica, con la presenza di una comunità ittica diversificata

Tabella 9. Inquadramento del Sito Natura 2000 Riserva Naturale Nazzano, Tevere-Farfa (da: Sintesi del Piano di Gestione).

Il Tevere è il maggior corso d'acqua dell'Italia centro-meridionale sia per lunghezza che per portata. Nasce nell'Appennino Tosco- Emiliano e dopo un percorso di 400 km, attraversando la Toscana e l'Umbria, arriva nel Lazio. Il tratto di fiume preso in analisi è quello presente nella Riserva Nazzano, Tevere- Farfa tra i comuni di Torrita Tiberina, Nazzano e Poggio Mirteto. Qui l'alveo raggiunge un'ampiezza notevole a seguito della realizzazione, presso Nazzano, di una diga (Diga di Meana) nel 1956, trasversalmente al corso, che ha consentito l'espansione del letto fluviale e la conseguente formazione di una zona umida, che ha premesso lo sviluppo di una ricca vegetazione macrofita idrofita e ripariale. Queste modificazioni dell'ambiente fisico, con trasformazione della vegetazione ed allargamento dell'alveo, con formazione di un "lago" artificiale (detto lago di Nazzano), hanno fatto sì che tutta la biocenosi del corso d'acqua si sia repentinamente adeguata (teoria del "continuum fluviale": IFF, 2007), passando da condizioni prettamente fluviali a condizioni più fluvio-lacustri.

Il torrente Farfa prende origine dai Monti Sabini e confluisce alla sinistra del Tevere nei pressi di Nazzano, proprio dove l'alveo del Tevere si allarga a formare una specie di lago "semi-naturale".

Il corso del Farfa subisce, poco a monte, una forte alterazione sia sotto il profilo morfologico che idrobiologico, per la confluenza con il Fosso di Riana, venendo deviato in un canale artificiale che convoglia le acque verso la centrale idroelettrica dell'ENEL (Centrale Farfa) e poi verso il Tevere. Il territorio attraversato dal Farfa però è ancora abbastanza poco degradato conservando una vegetazione piuttosto varia, anche se nel suo tratto terminale vi è poca presenza di macrofite acquatiche a causa della portata bassa e della presenza sulle sponde di boschi ripariali soprattutto a *Salix alba* che non permettono una sufficiente illuminazione del tratto.

7.1. GEOLOGIA DELL'AREA.

Il territorio della Riserva è rappresentativo di una delle valli intrappenniniche principali: la valle del Tevere.

La lunga depressione all'interno della quale ha trovato facile scorrimento il fiume è di origine tettonica. La sua storia inizia circa 30 milioni di anni fa (tra la fine dell'Oligocene e il Miocene inferiore- medio), in questa fase l'orogenesi appenninica piega, sovrappone, deforma e solleva gran parte di sedimenti marini profondi (*facies pelagica*) e di sedimenti di mare poco profondo e caldo (*facies di piattaforma carbonatica*) che formano l'attuale ossatura degli Appennini.

Dopo questa attività inizia una fase di tettonica distensiva (circa 10 milioni di anni fa, Miocene sup.) legata all'apertura del bacino tirrenico, durante la quale avviene la disarticolazione delle strutture appena sollevate; si ha la formazione di *Horst* (piani rialzati) e *Graben* (piani ribassati). La valle del Tevere quindi non è altro che una struttura *Graben*, ovvero un'ampia depressione derivata proprio da quell'attività tettonica distensiva. I due Horst, aree rialzate, corrispondono invece ad ovest all'allineamento Monte Soratte – Fiano Romano ed a est al versante occidentale dei Monti Sabini.

Le zone ribassate durante il Plio-Pleistocene sono state interessate spesso da "ingressioni" (fase in cui il mare penetra nelle zone ribassate) e "regressioni" (fase in cui il mare si ritira) marine, che hanno determinato l'accumulo di imponenti coltri di materiale clastico (argille, silt, sabbie, e conglomerati).

Questi depositi riaffiorano oggi presso la riva destra idrografica del fiume Tevere, dove sorgono i centri abitati di Nazzano e Torrita Tiberina. Sulla sinistra i sedimenti marini affiorano a ridosso delle abitazioni di Poggio Mirteto scalo, poco fuori il confine della Riserva.

Affioramenti di tipo fluvio-lacustre sono stati ritrovati nei pressi del corso del Farfa e della Diga di Meana, testimoni di tempi in cui era presente un ambiente di tipo palustre.

Un altro importante fenomeno ha interessato l'area nel Quaternario, determinando cambiamenti geologici e geomorfologici, il vulcanismo.

Nel medio corso del Tevere l'attività imponente del sistema vulcanico Sabatino (Bracciano, Martignano, Baccano) ha modificato sostanzialmente il paesaggio e la geologia, con deposizione di piroclasti ed prodotti di esplosioni freato- magmatiche. Inoltre l'attività molto più imponente dei Colli Albani (rispetto al complesso Sabatino) ha portato ad una sostanziale modificazione del corso del fiume Tevere.

Esiste una netta differenziazione in termini di litologie affioranti tra le due sponde Orientale e Occidentale del fiume Tevere (vedi Fig.7, Carta Geologica; Fig.8, Unità di Paesaggio e Fig.9, Tipi di Paesaggio) e come conseguenza ne risulta differenziato anche l'idrologia e le caratteristiche idrodinamiche delle sorgenti:

- Sponda Orientale: si tratta di terreni a permeabilità medio- bassa. Le unità affioranti sono a tetto costituite da depositi piroclastici permeabili sede di acquiferi poco estesi. Di seguito in continuità idraulica abbiamo bancate di travertini notoriamente porosi e sede di acquiferi, a letto abbiamo dei complessi litologici ghiaiosi con clasti di diversa origine ed intercalazioni di sabbie e argille. Questa struttura posta alla base è meno permeabile delle strutture sovrastanti, per questo potrebbe essere la soglia di un acquifero sospeso. Questa zona di contatto (tra l'unità Fiano e l'Unità di Rio Fratta, vedi Carta Geologica) è la fascia dove si concentrano maggiormente le sorgenti della sponda orientale (vedi fontanili tra il Fosso dell'Inferno e Campo Nazzano).
- Sponda Occidentale: la permeabilità dell'intero complesso è da considerare media. La sequenza stratigrafica e la diversa natura dei complessi impilati non chiarisce quale sia il rapporto idraulico in atto tra i diversi complessi litologici affioranti, in tale area. L'unità affiorante alla base della sponda occidentale, composta da argille di ambiente marino (Formazione Chiani-Tevere) rappresenta il livello di base della falda che drena verso il reticolo fluviale del Tevere. La presenza di numerose piccole sorgenti lungo pendii acclivi che si affacciano sul Tevere, da Filacciano fino al Fosso Prosciano, testimoniano una discreta produttività della falda e l'immaginabile presenza di un sistema costituito da più falde (sistema multi falda).

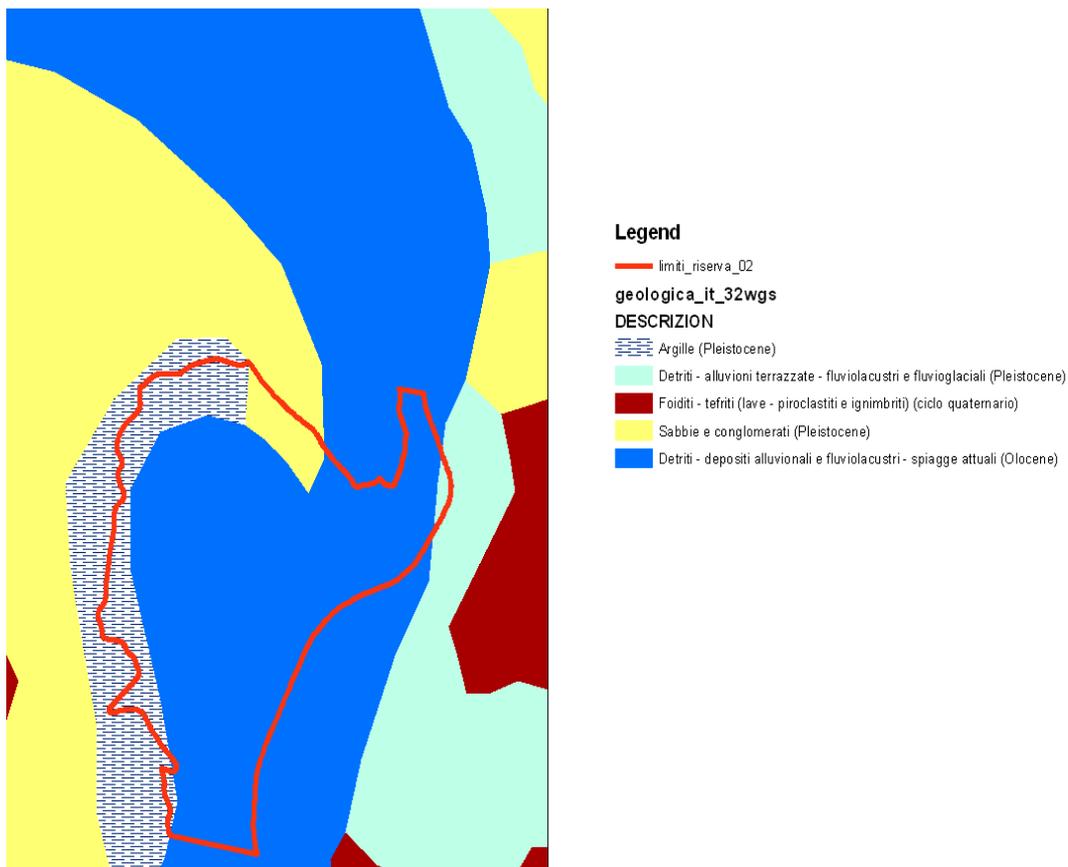


Fig.7. Carta geologica del Sito Natura 2000 (per gentile concessione di ISPRA, Dott. Pietro Bianco).

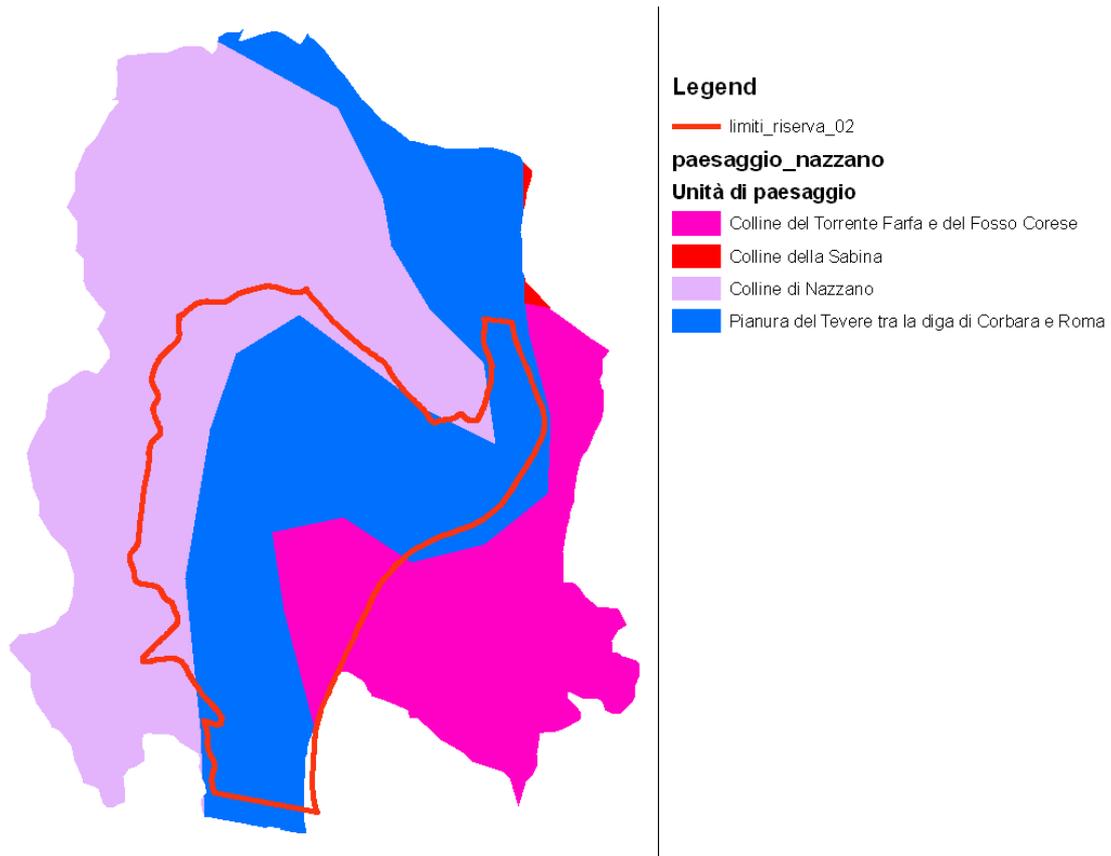


Fig.8. Carta delle Unità di Paesaggio del Sito Natura 2000 (per gentile concessione di ISPRA, Dott. Pietro Bianco).

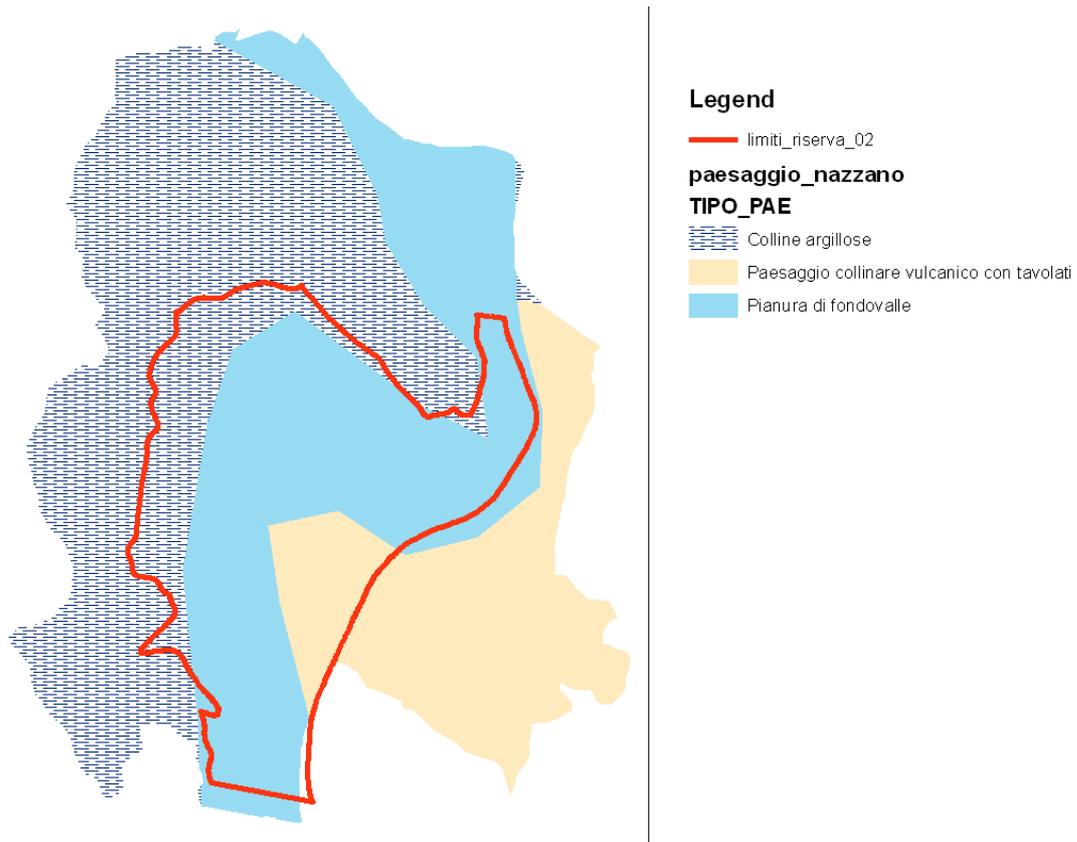


Fig. 9. Carta dei Tipi di Paesaggio del Sito Natura 2000 (per gentile concessione di ISPRA, Dott. Pietro Bianco).

7.2. ASPETTI BIOLOGICI VEGETAZIONALI

Lungo il tratto del Tevere nella Riserva in corrispondenza della confluenza con il torrente Farfa un'ampia ansa del letto del fiume ha eroso, nel Quaternario, i terreni della riva destra isolando i promontori di ghiaie e sabbie fluviali su cui sorgono gli antichi centri di Nazzano e Torrita Tiberina. Sulla scarpata del terrazzo, tracce di un paesaggio agrario a campi chiusi si succede a lembi di foresta mista sub mediterranea, nel cui complesso, sui siti più esposti a sud e più acclivi, persistono popolazioni di specie della foresta mediterranea sempreverde costiera, a testimonianza di un'antica penetrazione nell'Appennino di tutto il complesso della vegetazione termofila. Sugli ampi depositi alluvionali lungo le rive, lembi di foresta planiziale e boscaglie alveali a pioppi, salici ed ontani, bordano ancora oggi vaste aree di seminativi, che dovevano essere una steppa antropica vasta, creata qui, presso un passaggio sul Tevere, dalla sosta dei grandi greggi in movimento verso le pianure costiere.

La particolare topografia alveale ha consentito, lungo questo tratto del corso del Tevere, di una persistente zonazione di ciperogramineti e lamineti elofitici, erbai palustri e lembi di foresta semisommersa a ontano e salice bianco. Questa ampia presenza di vegetazione igrofila è stata, altrove, completamente annientata a causa delle coltivazioni intensive dell'ultimo secolo. La creazione poi della diga, nel 1956, presso la confluenza con il torrente Farfa ha fornito le condizioni di sedimentazione favorevoli ad una estensione del canneto e di una vegetazione acquatica a carattere più prettamente lacustre che fluviale (Spada & Casella, 1995).

Qui infatti, il canneto (*Phragmites australis*) si estende su vaste superfici e non si presenta nel classico assetto rigidamente sub parallelo alla riva, caratteristico dei tratti di sponda fluviale a monte della confluenza. Inoltre nelle zone più protette dal vento e dalla debole turbolenza della corrente, si trovano tappeti di specie natanti e fronde flottanti di specie a tipologia –ninfoide- radicate al fondo.

Le trasformazioni fisiche, causate proprio dalla costruzione della diga, sono da ricondurre ad un maggior trasporto di sedimenti fini e quindi accumulo da parte del fiume, oltre che ad un'alterazione nei processi di sedimentazione rispetto a quelli esistenti prima della costruzione di tale sbarramento. Si ha quindi una netta prevalenza di fenomeni di accumulo di sedimenti rispetto a fenomeni erosivi, che porta ad un innalzamento del livello di base del letto fluviale immediatamente prima della diga. Inoltre l'apertura lungo il corso del torrente Farfa (basso corso) di cave, ha comportato un'ulteriore immissione di notevoli quantità di fanghi di lavaggio del materiale nel torrente. Tutto questo ha portato ad un vero

e proprio sollevamento degli alvei alla confluenza. Sono state così allagate le ampie aree pianeggianti immediatamente adiacenti alla precedente scarpata d'alveo dove, prima della creazione dello sbarramento, vi erano orti e seminativi.

Il territorio del SIC/ZPS "Tevere-Farfa" ospita oggi uno degli ultimi lembi di ecosistema alveale dei grandi fiumi di pianura dell'Italia centrale. Sono qui riconoscibili, anche se frammentari, nuclei di comunità vegetali rappresentativi di un'intera zonazione della vegetazione di una pianura alluvionale propria di queste latitudini.

Il patrimonio botanico della zona è ricco di emergenze non tanto per la presenza di specie particolarmente rare a queste latitudini, quanto per la possibilità di identificare in corrispondenza di questo tratto del corso del Tevere, il limite nord-occidentale di un'ondata di migrazione di flora a carattere mediterraneo orientale, che stabilisce sul rilievo sabino e lucretile un avamposto occidentale in territorio peninsulare. Altro valore degno di nota è costituito dalla ricchezza di specie del genere *Salix* (Spada & Casella, 1995).

La presenza di ambienti palustri, lungo il corso del fiume è spesso un residuo di più vasti comprensori a causa, in epoche precedenti, sia di un regime idrologico e climatico diverso dall'attuale sia di uno stadio più antico della morfologia fluviale. I sistemi fluviali pur essendo caratterizzati da una potenzialità per un elevato scambio genico tra le popolazioni di specie lungo le rive, possono rappresentare veri e propri "isolati" biogeografici. Queste entità richiedono norme di conservazione particolarmente attente e impongono una assoluta necessità di evitare rimaneggiamenti della topografia superficiale e la copertura vegetale esistente, anche nell'ottica della conservazione dell'avifauna (Spada F., Casella L., 1995).

Nel sito SIC/ZPS Riserva Tevere – Farfa sono presenti forme vegetazionali (di seguito riportati) importanti ai fini della Direttiva Habitat Rete Natura 2000 e che quindi devono essere al centro di programmi di monitoraggio, conservazione e gestione (vedi Allegato 1, "Carta della Vegetazione").

Vegetazione sub igrofila e igrofila della piana alluvionale (Spada & Casella, 1995).

1. Foresta Meso-Igrofila a Farnia (*Quercus rubur*)

Si tratta di foreste legnose caducifoglie (di norma farnia, carpino bianco, aceri, nocciolo, frassino, olmo e tigli) e di ambienti a buona disponibilità idrica che in Europa meridionale si presentano su suoli a falda freatica spesso mescolandosi a legnose di ambienti soggetti a sommersione quali pioppi, frassino meridionale (*Fraxinus oxyphylla*), salici ed ontani (foreste planiziali). Sono diffuse nei bassopiani tra 0 e 400 s.m.i, in

prossimità dell'alveo dei corsi d'acqua maggiori su terreni freschi alluvionali. La loro distribuzione ha coinciso con quella dei suoli più produttivi per l'agricoltura, con il conseguente annientamento di gran parte degli originari popolamenti. Nell'area del SIC/ZPS vi è rappresentanza di resti di una precedente foresta planiziale dei più bassi terrazzi dell'alveo. Diffusa in passato lungo le sponde del Tevere è oggi ridotta a lembi frammentati o a singole popolazioni di farnia in contiguità con nuclei di pioppeto ed erbai di sponda.

2. Foresta Riparia a Pioppo bianco (*Populus alba*)

Si tratta di foreste alveali dominate da pioppi, *Populus alba* e *P. nigra* (pioppo nero), delle sponde e golene dei fiumi europei, adattate a sommersione in occasione di piene eccezionali, soggette a intenso dinamismo (crescita veloce e propagazione copiosa) cosa che consente loro una veloce capacità colonizzativa. In condizioni di sponda indisturbata rappresentano aspetti pionieri preparatori all'insediamento di boschi a farnia. Attualmente sono limitate solo ad alcuni ecosistemi fluviali a seguito della messa a coltura delle pianure alluvionali. Quelli presenti nel SIC/ZPS rappresentano gli ultimi lembi medio tirrenici di una comunità in regresso in tutto il centro ed il sud della penisola. Nella'area del SIC/ZPS è ridotta a nuclei di pioppo bianco impoveriti floristicamente.

3. Foresta Riparia a Salice bianco (*Salix alba*)

Cfr. p.p. Habitat Natura 2000 92A0 "Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*"

Saliceti a salice bianco si rinvengono lungo i corsi d'acqua di tutta Europa alle medie e basse latitudini dove occupano fasce di riva che risentono in misura maggiore rispetto ai pioppeti degli effetti del disturbo periodico della corrente. Le specie che costituisce la volta forestale è *Salix alba*, mentre uno strato subordinato di legnose di piccola taglia è costituito dal *Cornus mas*, *C. sanguinea*, *Salix triandra* su ricco erbaio di piperacee e graminacee elofitiche. Questi nuclei rappresentano una delle emergenze più vistose della componente forestale del comprensorio per il loro stato attuale di conservazione, grado di maturità, e capacità estensiva in aree non più sottoposte a rimaneggiamento agricolo.

In corrispondenza di depressioni della topografia nella compagine del saliceto, si rinvengono nuclei di popolazioni di ontano nero (*Alnus glutinosa*). Queste rappresentano segmenti di ecosistema di foresta di palude semisommersa a distribuzione euroasiatica di suoli saturi d'acqua e occasionalmente sommersi con sarso ricambio ed ossigenazione.

4. Boscaglia Alveale a Salice rosso (*Salix purpurea*) e Salice grigio (*Salix eleagnos*)

Habitat Natura 2000 p.p. 3280 “Fiumi mediterranei a flusso permanente con *Paspalo-Agrostidion* e filari ripari di *Salix* e *Populus alba*”.

Boscaglie alveali a salici cespugliosi (*Salix purpurea*, *S. eleagnos*) che colonizzano le scarpate di sponda dei corsi d'acqua maggiori e minori di tutta Europa. Costituiscono la fascia di vegetazione legnosa a diretto contatto con la corrente e occupano aree a sedimentazione intensa e irregolare e soggette a ripetute variazioni del livello delle piene. Arbusteti e boscaglie di alberelli policromici di *S. purpurea* e *S. eleagnos* sono presenti lungo buona parte delle sponde del Tevere, sul ciglio di scarpata fluviale a monte e soprattutto a valle dell'ansa di Nazzano, dove costituiscono straordinari esempi di zonazione ripariale in contatto catenale con saliceto arboreo a *S. alba*, nuclei di ontano, pioppeto e foresta di pendio.

5. Canneto ripariale a cannuccia di palude (*Phragmites australis*)

Formazione diffuse in tutta l'Europa temperata e costituite da popolazioni monospecifiche di una graminacea elofitica di grandi dimensioni (*Phragmites australis*) adattata a sopportare periodi di sommersioni prolungate e scarsa ossigenazione, che occupano aree inondate di ambiente perilacustri a sponde basse o su sponde di corsi d'acqua a corrente molto lenta. Il canneto dominato da *Phragmites australis* si insedia lungo tutte le sponde del Tevere all'interno dell'area SIC/ZPS costituendo popolamenti ad andamento lineare pressoché continui. Queste popolazioni tendono ad insediarsi laddove l'erosione sia minore e il flusso di corrente più lento, mentre nei tratti dove è maggiore l'asportazione di materiale la comunità vede ristretto il proprio spazio vitale e può anche scomparire (es. Ripa Bianca). Ove la sedimentazione aumenta e la corrente rallenta, in prossimità della confluenza col Farfa (ambiente quasi peripalustre) l'estensione dei canneti è massima.

Erbai palustri di grandi carici (*Magnocaricion elatae*, *Carex paniculata*, *C. pendula*, *C. pseudocyperus*) rappresentano in tutta l'Eurasia, in una zonazione di sponda indisturbata, la vegetazione dell'interfaccia fra corpo d'acqua e sedimento emerso in fase di interrimento. La loro presenza eleva il grado di naturalità dell'insieme.

6. Ciperogramineti elofitici dei bassi fondali

Erbai di grandi elofite a *Typha latifolia*, *T. angustifolia* e *Shoenoplectus lacustris* che vegetano su fondali melmosi e inondati tutto l'anno ai bordi dei laghi e lungo i corsi

d'acqua a corrente debole di tutta Europa. Popolamenti a *Typha latifolia* (lisca maggiore) e *Shoenoplectus lacustris* (lisca lacustre) si possono rinvenire verso il largo rispetto al canneto, su fondali emergenti in anse ad acque a scorrimento lentissimo. In questo studio non sono stati, però, rilevati tali popolamenti.

Mosaico di forme di vegetazione acquatica e di rizofite sommerse o appena affioranti
(Spada & Casella, 1995).

Si tratta di praterie sommerse galleggianti di idrofite radicanti sul fondo (rizofite) e lamineti di idrofite galleggianti (pleustofite) caratteristiche dei bacini di acqua dolce o dei corsi d'acqua a corrente debole dell'Europa media e meridionale.

Habitat Natura 2000: 3150 "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion o Hydrocharition*"

1. Praterie sommerse radicate delle acque stagnanti

Si tratta prevalentemente di popolazioni di *Ceratophyllum submersus*, *Potamogeton nodosus*, *P. pectinatus* che formano piccole comunità in acque relativamente profonde (2,50 m circa) localizzandosi in corrispondenza delle sponde del fiume Tevere in corrispondenza della confluenza con il Farfa e all'inizio della Riserva vicino l'abitato di Torrita Tiberina. Rappresenta carattere di emergenza la presenza di popolazioni di *Ceratophyllum submersus* (idrofita rara) non ritrovata nei campionamenti condotti nel 2009-2010.

2. Comunità rizofitiche flottanti o affioranti di acque per lo più calme non esposte all'azione del vento.

Popolamenti pseudospecifici ubicati in acque meno profonde rispetto alle popolazioni ascrivibili alle precedenti praterie radicate di acque stagnanti. Interessante era la presenza di *Hydrocharis morsus ranae* molto rara e in questo studio non ritrovata all'interno della Riserva.

1. Lamineti a *Lemna* sp.

Comunità idrofite liberamente natanti che vegetano in acque poco profonde, per lo più calme o debolmente correnti ricche di sostanze minerali e azotate. Si tratta per lo più di popolazioni di *Lemna minor* e *Spirodela polyrrhiza* che si rinvenivano all'interno del canneto e dei cariceti in acque praticamente ferme. Nel campionamento avvenuto tra il 2009 -2010

non è stata però riscontrata la presenza di *Spirodela polyrrhiza*.

Vegetazione delle acque correnti (Spada & Casella, 1995).

Habitat Natura 2000: 3260 “Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del *Ranunculus fluitantis*”.

Si tratta di corsi d’acqua di pianura o del piano montano con vegetazione sommersa o galleggiante del *Ranunculus fluitantis* e del *Callitriche-Batrachion*. La vegetazione presente è caratterizzata da *Ranunculus trichophyllus*, *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus peltatus*, *Ranunculus aquatilis*, *Myriophyllum spp.*, *Callitriche spp.*, *Berula erecta*, *Potamogeton spp.*, *Fontanilis antipyretica*.

Nell’area, tale forma di vegetazione si rinviene ovunque la morfologia pianeggiante determini un drenaggio lento, come nel caso di alcune insenature del Tevere o delle sorgenti prossime all’alveo del fiume.

Qui la vegetazione è caratterizzata oltre che da alcune delle suddette idrofite anche da popolamenti a elofite quali *Nasturtium officinalis*, *Apium nodiflorum*, *Veronica beccabunga*, *V. angallis-aquatica*, *Ranunculus sceleratus*, *Sparganium erectum*, che presentano analogia con forme di vegetazione delle zone dei bacini lacustri.

Il contatto con la vegetazione circostante dei siti più asciutti è sottolineato da popolazioni di specie anfibe come *Alisma plantago-aquatica*, *Berula erecta*, a loro volta orlate da stolonifere dei terreni umidi ma emersi (*Potentilla reptans*, *Agrostis stolonifera*) o da specie dei terreni fangosi umidi (*Juncus bufonius*, *Cyperus fuscus*, *Polygonum salicifolium*) che sanno adattarsi a disseccamento periodico del substrato.

Mosaico di praterie semisommerse (Spada & Casella, 1995).

Habitat Rete Natura 2000: 3280 “ Fiumi mediterranei a flusso permanente con il *Paspalo-Agrostidion* e con filari ripari di *Salix* e *Populus alba*”

1. Erbai spondicoli ad alte erbe igrofile delle sponde stagionalmente emergenti

Queste comunità si osservano sulle sponde stagionalmente emergenti delle rive dei corpi d’acqua mediterranei, dove occupano i depositi limosi emergenti in estate molto ricchi di materia organica disaggregata.

Nel territorio dell’area protetta si rinvengono lembi esigui di questi erbai paucispecifici o monospecifici dominati da specie terrestri a carattere stolonifero (*Agrostis stolonifera*, *Paspalum paspaloides*), cui si associano specie annuali nitrofile e specie

ruderali.

Essi si sviluppano su tratti di sponda soggetti a brucatura o su isolotti di sedimenti (confluenza Tevere- Farfa) su terreni umidi ma emersi.

Habitat Rete Natura 2000: 3130 “Acque oligotrofe dell’Europa centrale e perialpina con vegetazione di Littorella o di Isoetes o vegetazione annua delle rive emerse (*Nanocyperetalia*).

2. Erbai pionieri di piccole Cyperaceae e Juncaceae

Comunità pioniera di erbe annuali che si sviluppano su suolo umido, fangoso ma che sopportano periodi di disseccamento del substrato. Si rinvencono in prossimità dei siti di sponda dove lo scorrimento delle acque avviene in modo laminare.

Nella Riserva formano comunità a carattere frammentario a *Juncus bufonius* e *Cyperus fuscus* su estensioni limitatissime negli isolotti fangosi alla confluenza tra Tevere e Farfa in contatto catenale con le forme di vegetazione ascrivibili a raggruppamenti a *A. stolonifera*.

Canneti di sostituzione (Spada & Casella, 1995).

Si tratta di canneti ad *Arundo donax* (canna domestica), canna di grandi dimensioni, generalmente favorita se non artificialmente propagata nel sistema agricolo (tuttavia autoctona), dove si diffonde lungo le sponde dei solchi di drenaggio, in quanto fornisce materiale di circostanza per l’orticoltura. Ad essi si alternano canneti monolitici ad *A. pliniana* (canna del Reno) che occupano in parte le stesse nicchie ma si diffondono soprattutto lungo i pendii argillosi con venute a giorno d’acqua. In questo studio non ritrovati.

Pascoli pingui perialveali occasionalmente inondati (Spada & Casella, 1995).

Sono riunite in questa unità prati di origine secondaria derivati da impatto umano su precedenti foreste palustri o acquitrini drenati, costituiti da specie di erbai mesolitici a tendenza nitrofila, qui formati in seguito a pascolamento e successiva pratica dello sfalcio.

1. Prati sfalciati

Si tratta di alcuni prati-pascoli (in precedenza sottoposti a sfalcio) localizzati in prossimità di bassi terrazzi lungo il corso del Tevere, soprattutto sulla riva sinistra,

caratterizzati dalla presenza di *Cynosurus cristatus* e *Festuca pratensis*.

2. Prati pingui

Si tratta di alcuni lembi di prati- pascoli (in precedenza sottoposti a sfalcio) localizzati in contatto catenale con i precedenti ma a carattere più igrofilo o igro-tollerante (*Leersia oryzoides*, *Festuca arundinacea*), in contiguità con le sponde più basse, in siti sottoposti a periodica immersione.

Indicano antichi acquitrini o erbai di precedenti nuclei di foresta palustre a ontano nero o salice bianco messi a coltura.

Erbai di sostituzione in aree potenziali per il bosco di farnia (Spada & Casella, 1995).

Si tratta di erbai di origine antropica legati alla eliminazione di precedenti forme di vegetazione forestale mesofile, costituiti da erbe sia perenni che annue ad attitudine nitrofile, sciafila ad habitus parzialmente ruderale (rapida crescita, fruttificazione dilazionata, tolleranza alla elevata concentrazione di sostanza organica, capacità di colonizzazione rapida di suoli privi di copertura vegetale).

1. Erbai ruderali di erbe nitrofile e meso-igrofile bienni e perenni

(*Lapsana communis*, *Chaerophyllum temulentum*, *Silene alba*, *Rumex sanguineus*, *Campanula trachelium*) si localizzano ovunque ai margini della viabilità rurale in contiguità o sull'orlo di resti di popolamenti di farnia, pioppeti e saliceti.

2. Erbai mesolitici densi a *Poa pratensis*

Si tratta di lembi di erbai di alte erbe ad attitudine sub-meso-igrofila (*Poa pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Agrimonia eupatoria*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata*, *Plantago lanceolata*, *Agropyrum repens*) che formano dense cotiche nelle vallecole della sinistra idrografica in corrispondenza di siti meno rimaneggiati di alte erbe nitrofile.

Vegetazione dei pendii collinari seri dei querceti submesofili (Spada & Casella, 1995).

Foresta mista caducifolia a cerro (*Quercus cerris*)

Si tratta di querceti dominati da cerro (*Quercus cerris*) a composizione polispecifica, di affinità balcanica, ampiamente diffusi nell'Italia centrale e meridionale sia sui versanti tirrenico che adriatico alle quote intermedie, in ambienti sottoposti a siccità estiva. Rappresentano la formazione forestale più estesa e diversificata dal punto di vista

floristico (*Ostrya carpinifolia*, *Acer obtusatum*).

Ad essi si associano, con significato di tipo successionale meno maturo o su pendii più ripidi *Quercus pubescens* (roverella), *Fraxinus ornus* (orniello), *Acer campestre* (acero campestre), *A. monspessulanum* (acero minore). Popolazioni di *Cercis siliquastrum* (albero di Giuda), indicano eventi di disturbo pregresso o la presenza di emergenze rupestri. Rappresenta elemento di estremo valore storico- fitogeografico la presenza di *Laurus nobilis* (allora) e *Acanthus mollis* (acanto) nel sottobosco della cerreta della destra idrografica, probabili residui di eventi climatici caldo-umidi dell'Olocene medio.

Nei lembi più maturi è possibile scorgere i tratti di una pluristratificazione del consorzio con *Carpinus orientalis* (carpinella) nello strato dominato. Non mancano, nelle rientranze dei contrafforti del rilievo tiberino, facies a *Castanea sativa* (castagno) e *Carpinus betulus* (carpino bianco) che rivelano l'esistenza di habitat di transizione con una foresta decidua mesofila a partecipazione farnia, che qui nella valle del Tevere ha carattere eminentemente sub- ripariale.

Nella zona questo tipo di foresta corrisponde alla forma di vegetazione apparentemente più in equilibrio con il microclima attuale e più prossima alla vegetazione potenziale. Si estende con continuità lungo i pendii sulla destra idrografica nel tratto più meridionale della Riserva, dissolvendosi dove l'esposizione accenna a rivolgersi verso quadranti meridionali. Presenta nuclei in rapida ricostituzione a partire da siepi coalescenti, mentre le superfici aperte degli ex coltivi intermedi vengono occupati da popolamenti metastabili a *Ulmus minor*, *Populus alba*, *P. nigra*, *Rubus sp.*, riaggregandosi in prossimità e alla periferia dei nuclei di lecceta dei ripidi pendii rivolti a sud fra Nazzano e Torrita. Questa foresta di cerro ha un corrispondente più definitamente termofilo a partecipazione roverella sui rilievi esposti a W in sinistra idrografica, fuori dal territorio della Riserva.

Sono compresi all'interno di questa formazione lembi di foresta di cerro e farnetto. Alla base del rilievo ai piedi degli abitati in riva destra si rinvengono alcune popolazioni di *Quercus frainetto* (farnetto), legnosa caducifoglia a distribuzione balcano- appenninica che raggiunge nel Lazio, Toscana meridionale e Umbria meridionale il fronte settentrionale della propria distribuzione appenninica.

Cespuglieti di sostituzione (Spada & Casella, 1995).

Si tratta per lo più di formazioni di una boscaglia pigmea a *Prunus spinosa*, *Crataegus sp.*, *Pyrus amygdaliformis*, *Cornus sanguinea*, *C. mas*, infittiti da grovigli di rovo (*Rubus ulmifolia* e *Rosa sp.*) a cui si associa spesso, formando locali addensamenti in aree più aride ed esposte ai quadranti meridionali, la ginestra (*Spartium junceum*). Rappresentano una prima tappa del cammino di ricostituzione del manto forestale di querceti decidui a farnia, querceti a cerro e a cerro e farnetto, querceti a roverella, dei quali costituisce il caratteristico “mantello” esterno, a partire dai pascoli o coltivi abbandonati. Si localizzano nelle aree da tempo abbandonate del sistema agricolo delle pendici in destra idrografica, dove costituivano (e costituiscono) le siepi di delimitazione interpodereale del sistema dei campi chiusi.

Praterie di sostituzione a carattere mesolitico (Spada & Casella, 1995).

Habitat Rete Natura 2000: 6210 “ Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco- Brometalia*).

Si tratta di praterie perenni meso- eutrofiche di origine secondaria derivate dalla eliminazione della foresta mista di querce (cerro e farnetto) caratterizzate dalla dominanza di *Bromus erectus* (nei siti più asciutti) o da *Dactylis glomerata* su suoli a ritenzione idrica maggiore. Comuni nell'Appennino centrale alle quote intermedie, si sviluppano in aree in precedenza sottoposte a coltura e pascolate.

Nell'area SIC/ZPS sono identificabili due principali componenti nella composizione e nella variazione floristica:

1. Consorzi a *Bromus erectus*, *Carex flacca*, *Brachypodium rupestre* di siti più asciutti diffusi nelle lacune di continuità della cerreta sia sui rilievi perialveali in destra che sinistra idrografica.
2. Consorzi a *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Bromus hordeaceus*, *Gastridium ventricosum* nei siti a disponibilità idrica leggermente maggiore, soprattutto sui pendii dei rilievi in riva destra, ove si possono rinvenire specie a tendenza nitrofila e ruderale (*Inula viscosa*, *Aster linosyris*, *Picris hieracioides*).

Foresta termofila decidua a roeverella (*Quercus pubescens*) (Spada & Casella, 1995).

Si tratta di foresta caducifoglie a legnose sub mediterranee a distribuzione balcanno-appenninica, con il baricentro a Est, dove presentano il massimo addensamento di ricchezza floristica. L'Italia è ai margini occidentali di tale areale e le comunità risultano

qui leggermente impoverite da un punto di vista floristico (*Quercus pubescens*, *Ostrya carpinifolia*, *Acer campestre*, *A. monspessulanum*, *Q. cerris*, *Cercis siliquastrum*, sono le specie più comuni). Boscaglia dominata da *Quercus pubescens*,

Cercis siliquastrum, e occasionalmente *Carpinus orientalis* (carpinella). Costituisce in parte lo stao pioniero della foresta mista submesofila a cerro e aceri in parte è primaria o durevole su morfotipi acclivi. Da segnalare le dense popolazioni di *Cercis siliquastrum*, specie diagnostica della successione verso stadi più maturi di tipo edafoclimatico delle foreste di roverella (in particolare sulla sinistra del Fosso dell'Inferno e in una vallecola sulla sinistra orografica a nord della confluenza col Farfa).

Boschi e boscaglie di leccio (*Quercus ilex*) (Spada & Casella, 1995).

Bosco sempreverde dominato da *Quercus ilex* (leccio) e sottobosco e mantello di cespugli sempreverdi lentisco (*Pistacia lentiscus*), corbezzolo (*Arbutus unedo*), lillatro (*Phillyrea latifolia*) e occasionalmente con *Fraxinus ornus*. Diffuso in ambito climatico mediterraneo sub costiero, penetra all'interno del territorio peninsulare in corrispondenza delle ampie vallate fluviali. Tale formazione risulta però poco diffusa nel comprensorio. Si presenta per lo più come frammenti di una boscaglia di leccio confinata su pendii acclivi esposti a quadranti meridionali. Nel comprensorio tali popolamenti si rinvencono quasi esclusivamente sul sistema di pendii che si affacciano sulla piana del Tevere nell'ansa di Ripa Bianca. La presenza nella leccete di *Laurus nobilis* (alloro) è di grande valore documentario. La sua collocazione presso Ripa Bianca e in condizioni mesoclimatiche di pronunciata termicità, ne sottolineano lo status di popolazioni autoctoni e relittuali di periodi climatici più caldo-umidi rispetto a quello attuale.

Mosaico a cespuglieti sempreverdi ed erbai steppici (Spada & Casella, 1995).

Forma di vegetazione a carattere eterogeneo comune in area mediterranea in sostituzione di precedenti foreste di leccio o iniziale di successione secondaria verso la lecceta, o a carattere di comunità durevole alla periferia naturale di foreste sempreverdi in prossimità di scoscendimenti rupestri, falesie, rupi.

1. Cespuglieti di legnose sempreverdi

Nuclei di popolazioni di lentisco (*Pistacia lentiscus*), lillario (*Phillyrea latifolia*) e alaterno (*Rhamnus alaternus*) cingono il lembo di lecceta ad alloro di Ripa Bianca. In prossimità delle scarpate lungo la riva destra del Tevere, fra gli abitati di Nazzano e Torrita,

le aggregazioni di specie legnose sempreverdi possono acquistare caratteri di veri e propri residui di macchia – foresta mediterranea a *Quercus ilex*, *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Smilax aspera*.

2. Suffruticeti mediterranei a *Cistus salvifolius* e *Micromeria greca*

Si tratta di consorzi a estensione limitatissima con valore documentario al contrario elevatissimo per la conservazione di specie a carattere xerotermico in condizioni di rifugio e specchio di vicende climatiche pregresse. Nel comprensorio sono localizzate alla periferia dei nuclei di vegetazione a sclerofille sempreverdi dei siti più assolati. Un frammento di questa vegetazione si rinviene immediatamente ad est di Ripa Bianca, sulla sommità di una piramide di terra occupata da individui di *Rosmarinus officinalis*, verosimilmente autoctoni, resti di clima pregresso più arido dell'attuale.

8 MATERIALI E METODI

La fase di campionamento è durata circa un anno ed è stata svolta nel corso della primavera (aprile- giugno) 2010 e dagli inizi dell'estate fino agli inizi dell'autunno (luglio-settembre) 2010 ed è proseguita nel 2011, per tentare di riuscire a valutare eventuali fluttuazioni della vegetazione macrofita e riuscire a capire meglio quali siano le pressioni in atto che recano disturbo alle cenosi presenti nel tratto del fiume Tevere e del torrente Farfa interessato dalla presenza del SIC-ZPS.

I risultati di questo lavoro sono stati poi confrontati con i risultati di un lavoro svolto nel biennio 2005- 2006 dall'Università degli Studi di Roma Tre (Ceschin & Salerno, 2008). Il suddetto studio aveva preso in considerazione e descritto la vegetazione acquatica e ripariale del basso corso del fiume Tevere e dei suoi affluenti principali, tra i quali il Farfa. L'approccio utilizzato dagli autori è stato quello fitosociologico; il confronto fra i dati rilevati da Ceschin e Salerno con quelli rilevati nel corso del presente studio ha permesso di redigere un elenco di specie e osservare le variazioni quali-quantitative nel corso di 5 anni (2005-2010). Questo confronto, insieme con le analisi chimico-fisiche delle acque, ha permesso un'analisi dei disturbi e delle pressioni in atto nella Riserva.

Per poter avere ulteriori informazioni utili alla definizione delle esigenze ecologiche della vegetazione macrofita acquatica nello studio presentato sono state effettuate, dall'ARPA Lazio, analisi chimico-fisiche volte a rilevare l'eventuale presenza di sostanze pericolose per l'ambiente acquatico, come ad esempio, i prodotti fitosanitari.

Nel presente studio, in accordo con quanto descritto nel metodo IBMR (ANFOR, 2003), è stata presa in considerazione la vegetazione ripariale (sopra-acquatica, SA) e acquatica (A) propriamente detta (vedi Fig.10), utilizzando come guida sia APAT, 2007; "Protocollo di campionamento ed analisi delle macrofite acquatiche delle acque correnti", per una corretta rilevazione della vegetazione acquatica, sia gli allegati presenti nell' IBMR dove vengono riportate le specie vegetali da indagare, in modo tale da poter applicare nel modo più corretto possibile tale indice macrofitico.

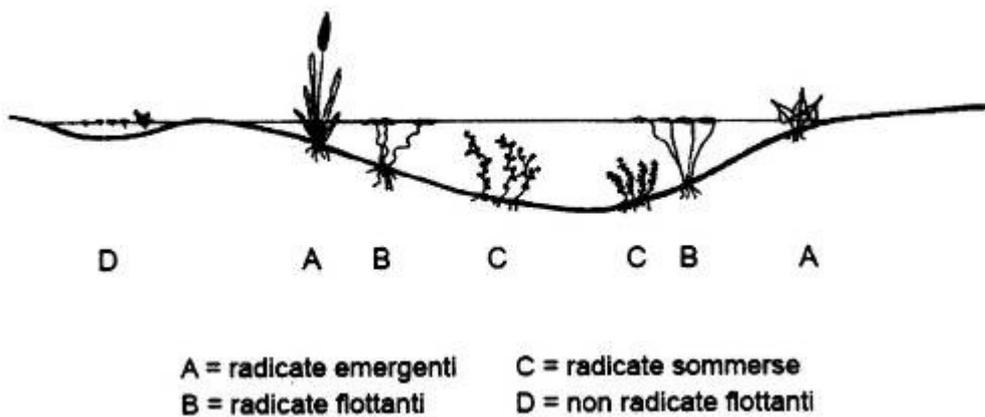


Fig.10. Disegno immagine vegetazione acquatica e ripariale (Centro tematico acque interne e marino costiere, 2005).

La scelta delle stazioni è stata effettuata considerando un campionamento omogeneo dall'inizio del SIC fino alla fine in prossimità della diga di Meana, sul fiume Tevere e per quanto riguarda il Farfa da fuori la Riserva, sotto il centro abitato di Mompeo, fino alla confluenza col Tevere, ovviamente si è dovuto tener conto dell'accesso, spesso non facile, ai siti.

Sulla base di queste considerazioni sono state scelte 7 stazioni in cui rilevare e campionare la vegetazione macrofitica (vedi Fig.11):

- a) il tratto del fiume Tevere all'inizio della Riserva vicino al Ponte di Torrita Tiberina
- b) il tratto del fiume a circa metà della Riserva in località Casella- Quarto Fontanile.
- c) il tratto di fiume nelle vicinanze degli uffici del personale della Riserva (davanti Colli San Giuseppe).
- d) gli isolotti presenti alla confluenza tra Tevere e torrente Farfa
- e) il torrente Farfa in tre punti differenti; due zone fuori il SIC, di cui una sotto l'abitato di Mompeo (e1), una sotto l'abitato di Castel Nuovo di Farfa (e2), e la terza quasi alla fine del suo percorso (all'interno del SIC) presso Ponte sfondato (e3).

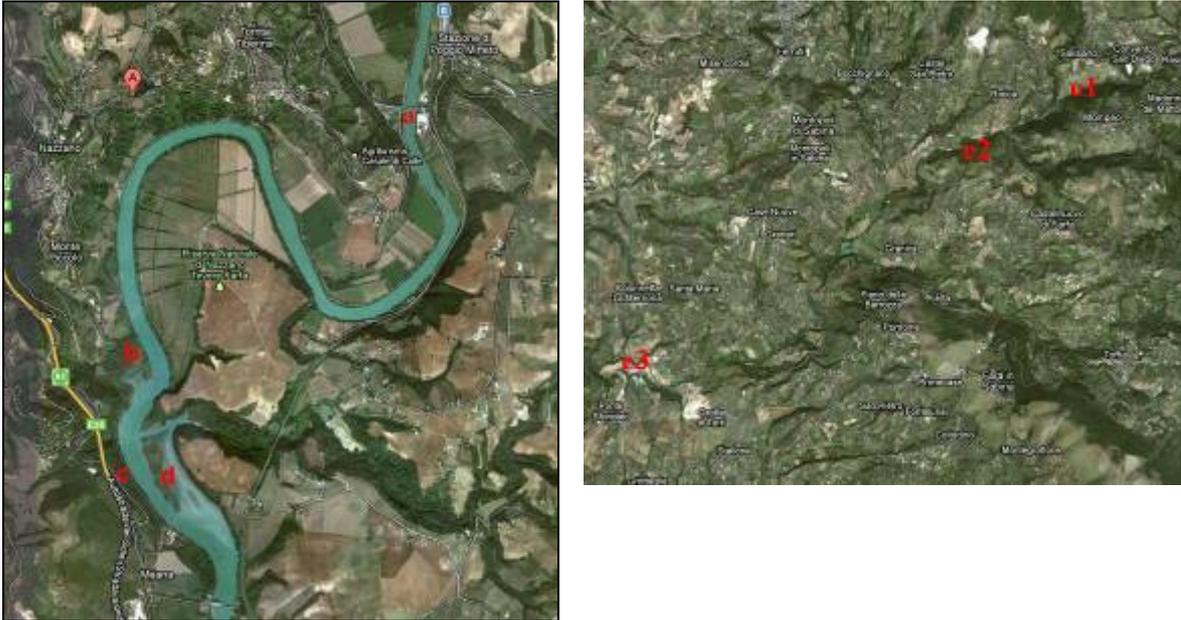


Fig. 11 Siti di campionamento nel SIC (Tevere-Farfa) e sul torrente Farfa.

Si è proceduto quindi nell'analisi delle comunità di macrofite presenti nelle diverse zone di campionamento.

I dati delle varie stazioni sono stati rilevati e annotati su un'apposita scheda per il rilevamento e la registrazione dei dati stazionali in cui viene descritta la localizzazione della stazione, la località, il corso d'acqua, la Provincia, la Regione, la data e l'ora del campionamento oltre che, l'ombreggiatura dell'alveo bagnato in percentuale, l'artificializzazione del corso d'acqua (del fondo, della sponda destra e della sponda sinistra), la copertura vegetale presente in riva destra e sinistra ed il substrato dell'alveo in regime di magra ecc.

La determinazione degli organismi è stata condotta sulla base del Pignatti (1982) per quanto si attiene alle fanerogame; sulla base del Cortini Pedrotti "Flora dei muschi d'Italia" (2005) per le briofite; mentre le alghe sono state raccolte ed identificate successivamente all'ENEA di Saluggia (To), grazie alla collaborazione con la Prof.ssa Maria Rita Minciardi.

Nelle stesse settimane in cui venivano campionati i popolamenti macrofitici sono state condotte anche le analisi chimico-fisiche delle acque.

I campionamenti della comunità macrofita nelle zone prescelte sono stati condotti secondo il metodo presente nell'IBMR. Le stazioni di campionamento hanno rispettato la lunghezza minima di 50 m, che nella zona del corso del Farfa fuori il SIC, sotto l'abitato di

Castel Nuovo di Farfa (secondo sito di campionamento), è arrivata a 100m a causa della scarsa presenza di vegetazione acquatica e ripariale, per l'esistenza di un substrato ciottoloso che non permette l'ancoraggio di strutture radicali.

Per quanto riguarda la prima stazione di rilevamento sul Farfa sotto l'abitato di Mompeo - Salisano, si è proceduto all'identificazione delle macrofite procedendo a zig – zag all'interno del corso, essendo la profondità scarsa, e si sono considerate sia le zone lentiche che lotiche del corso. In questa stazione sono state rilevate briofite e solo qualche fanerogama ripariale a causa del substrato ciottoloso e della turbolenza delle acque (Fig. 12).



Fig. 12. Foto relativa al sito 1 di campionamento sul Farfa

Nel secondo sito di campionamento sul torrente Farfa, sotto l'abitato di Castel Nuovo di Farfa, data la profondità dell'acqua non si è potuto procedere a zig-zag per il rilevamento ed a causa dell'elevata turbolenza non si è riscontrata la presenza di macrofite acquatiche, solo di qualche macrofita ripariale e briofite (Fig. 13).



Fig. 13. Presenza di briofite sulle rocce affioranti secondo sito di campionamento sul Farfa.

A causa di queste difficoltà di reperimento delle macrofite acquatiche, come precedentemente già detto, si è dovuto considerare 100mt di lunghezza per la seconda stazione di campionamento.

Nel terzo sito di riconoscimento e campionamento delle macrofite acquatiche sul Farfa, vicino la località di Ponte Sfondato, sempre a causa della profondità dell'acqua e dell'aumento della torbidità, non sono state riscontrate comunità a macrofite acquatiche prettamente idrofite, se non in una piccola zona in cui la velocità della corrente rallenta fino a formare una piccola pozza d'acqua. Anche in quest'ultimo sito di campionamento si è preferito comunque considerare 100mt la lunghezza della stazione proprio per le difficoltà di presenza delle comunità macrofitiche (Fig. 14).



Fig. 14. Sponde del Farfa con scarsa presenza di macrofite acquatiche.

La scelta delle stazioni di campionamento sul fiume Tevere è stata effettuata in modo tale da poter monitorare la presenza delle macrofite acquatiche all'inizio del SIC sotto il ponte di Torrita Tiberina, nella zona Casella – Quarto Fontanile e in ultimo prendendo in considerazione la comunità a macrofite alla confluenza tra Tevere e Farfa (di fronte a Colli S.Giuseppe), analizzando anche i tre isolotti presenti al centro dell'alveo fluviale, che allargandosi per la presenza della diga di Meana, forma un ambiente “quasi” lenticò soprannominato appunto Lago di Nazzano. In ogni stazione in cui è stata rilevata e campionata la vegetazione macrofitica si è proceduto analizzando sia la riva sinistra che quella destra del corso d'acqua per avere un'idea d'insieme della presenza delle comunità macrofitiche e per non sottostimare nessuna specie, che poteva non essere presente lungo la riva sinistra o la riva destra a causa di fattori abiotici prettamente naturali e non necessariamente invece a causa di fattori antropici o di inquinamento.

L'indagine qui condotta, sulle macrofite acquatiche, prevede l'applicazione dell'indice macrofitico IBMR. Sul campo, quindi, ad ogni specie è stato dato un coefficiente di copertura reale che va da $< 0,1\%$ a $> 50\%$, quindi questi valori sono stati

convertiti in coefficienti di copertura (K_i) previsti dalla metodologia IBMR (secondo la tabella 9 riportata di seguito).

Copertura reale	K_i	IBMR
$<0,1\%$	1	Solo presenza
$0,1 \leq \text{cop} < 1\%$	2	Scarsa copertura
$1 \leq \text{cop} < 10\%$	3	Media copertura
$10 \leq \text{cop} < 50\%$	4	Buona copertura
$\geq 50\%$	5	Alta copertura

Tabella 9. Tabella di conversione per l'attribuzione dei coefficienti di copertura a partire valori di copertura.

Alle specie a cui è stato dato, nel rilievo stazionario, il valore di copertura +, viene attribuito il coefficiente di copertura 1. Sono state quindi costruite delle tabelle con le specie rilevate ed i loro coefficienti di copertura K_i , di oligotrofia C_{Si} e di stenoecia E_i (vedi Allegato 2). Le specie rilevate nei campionamenti effettuati nel 2009-2010 sono state, successivamente, messe a confronto con le specie di macrofite riscontrate ben cinque anni prima dall'Università di Roma Tre.

Inoltre le cenosi a macrofite rilevate nel campionamento del 2010 sono state esaminate, anche attraverso l'utilizzo degli indici di bioindicazione di Ellenberg. La bioindicazione secondo Ellenberg consiste in un insieme di valori assegnati a ciascuna specie vegetale che ne quantificano il carattere di bioindicatore ambientale. Questo metodo è basato sull'idea che la presenza di una specie in un determinato sito è conciliabile con le sue esigenze ecologiche e quindi dalla sua presenza si possono ricavare informazioni sulle caratteristiche ecologiche del sito stesso.

Per ciascuna specie, circa 2000 in tutta Europa, sono riportati sei indici, divisi idealmente in due categorie (fattori climatici e fattori edafici), espressi numericamente in una scala da uno a nove.

Fattori climatici:

- **L**= indice di luminosità; varia da situazioni di piena ombra in sottoboschi chiusi (1) a piena luce in aperta campagna (9).
- **T**= indice di temperatura; descrive un gradiente termico che va dalle specie di clima freddo, delle zone boreali e delle montagne (1), a specie di clima caldo mediterraneo (9).
- **K**= indice di continentalità; è basato sulla corologia delle specie indagate variando

dalle specie oceaniche delle coste atlantiche (1) a specie continentali delle zone interne dell'Eurasia (9).

Fattori edafici :

- **F**= indice di umidità; esprime il gradiente edafico che va da suoli secchi su versanti rocciosi (1) a suoli impregnati d'acqua non ben areati (9). In questa categoria sono stati aggiunti indici supplementari 10-11-12 ad indicare suoli inondata periodicamente o perennemente.
- **R** = indice di pH; valuta la reazione ionica del suolo e varia da substrati molto acidi (1) a substrati alcalini (9).
- **N**= indice di nitrofilia; si basa sul contenuto di azoto assimilabile (NH₄ e NO₃) e varia da suoli molto poveri in azoto (1) a suoli fertilizzati con eccesso di azoto (9).

Sono state costruite delle tabelle (vedi Allegato 3) in cui sono state indicate le specie rilevate con i relativi valori di Ellenberg e di copertura (K_i), quindi si è proceduto al calcolo matematico secondo la formula:

$$I = \sum_i x_i f_i / \sum_i f_i$$

Dove:

I= risposta media della vegetazione indagata ai singoli fattori abiotici.

f_i= indice di copertura delle specie rilevate.

x_i= indice di Ellenberg.

9 RISULTATI

Le indagini condotte hanno portato ad una flora censita di 54 taxa dei quali 6 generi algali, 6 specie di briofite e 42 specie di angiosperme. Le comunità muscinali sono state rinvenute con maggior frequenza lungo tutto il corso del torrente Farfa, mentre le alghe si presentano con una copertura più consistente nelle stazioni di campionamento del Tevere. Le fanerogame sono state rilevate sporadicamente lungo il corso del Farfa e abbondantemente, soprattutto le ripariali, lungo il Tevere. Queste ultime rappresentano di gran lunga comunque le comunità maggiormente presenti.

Nel primo sito di campionamento sul Farfa sono stati rinvenuti soprattutto briofite (*Brachytecium rivulare*, *Conocephalum conicum*, *Rhyncostegium riparioides*, *Chiloscyphus pallescens*) sulla parete destra idrografica e fanerogame ripariali sia a destra che a sinistra idrografica del torrente. L'ambiente presente intorno al primo sito di campionamento è formato dall'associazione vegetale ad ontaneto- ostryeto, con la presenza della specie più rappresentativa l'ontano nero (*Alnus glutinosa*) (Fig. 15).



Fig. 15. Primo sito di campionamento sul Farfa.

Nel secondo sito sul Farfa si presenta dominante *Petasites hybrida*, anche se l'ombreggiamento forte non permetteva l'insediarsi di comunità stabili a macrofite fanerogame. Mentre su massi, rocce affioranti dalle acque e pareti scoscese ripariali sono state rilevate molte briofite (*Rhyncostegium riparioides*, *Plagiomnium cuspidatum* e *Chiloscyphus pallescens*), che sono stati raccolti e successivamente, in laboratorio, identificati in maniera specifica. L'ambiente intorno al secondo sito è rappresentato da

ontaneto, relativamente vicino alle sponde, e boschi a roverella (*Quercus pubescens*) sulla sommità delle colline intorno all'abitato di Castel Nuovo di Farfa (Fig. 16).



Fig. 16. Foto relativa al sito 2 di campionamento sul Farfa.

Nel terzo sito di campionamento sul Farfa è stata rilevata la specie *Potamogeton nodosus* in un'ansa del torrente in cui la velocità rallenta fino a formare una piccola pozza e l'irraggiamento solare risulta intenso (Fig. 17).



Fig. 17. Cenosi a *Potamogeton nodosus* presente nel terzo sito di campionamento lungo il torrente Farfa.

Inoltre sono state rilevate due specie di briofite (*Conocephalum conicum* e *Chiloscyphus pallescens*). Nelle altre zone lungo la terza stazione di campionamento sono state ritrovate solo poche macrofite acquatiche ripariali, a causa della presenza lungo le sponde del torrente di un ambiente formato dall'associazione vegetale a saliceto, in cui spiccano le specie salice bianco (*Salix alba*) e pioppo bianco (*Populus alba*) (Fig. 18).

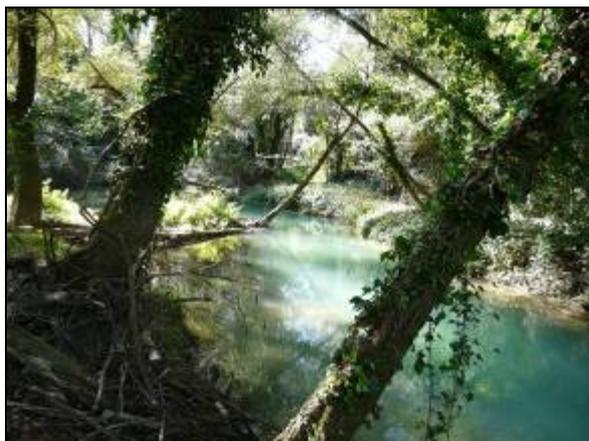


Fig. 18. Foto foresta riparia a *Salix alba* e *Populus alba*.

La scarsa presenza delle comunità a macrofite acquatiche nel torrente Farfa è data dal fatto che il suo corso naturale subisce, a monte della confluenza col Fosso Riana, una forte alterazione non solamente sotto il profilo morfologico ma anche sotto il profilo idrobiologico, venendo deviato in un canale artificiale che convoglia le sue acque verso la centrale idroelettrica dell'ENEL e poi verso il fiume Tevere.

Nei primi due campionamenti sul fiume Tevere è stata rilevata la presenza di cenosi a *Potamogeton nodosus* e *Lemna minor* (vegetazione pleustofitica) e *Myriophyllum spicatus* (vegetazione rizofitica) tra le macrofite prettamente acquatiche. La comunità a *Potamogeton nodosus* si riscontra frequentemente nel fiume Tevere in acque generalmente calme relativamente profonde (circa 2metri). E' una comunità monospecifica ma spesso (come in questo caso) si rinviene insieme alla specie *Lemna minor* (Fig. 19).



Fig. 19. Foto di *Potamogeton nodosus* e *Lemna minor*.

Nel primo sito di campionamento (sotto il Ponte di Torrita Tiberina il 30/04/2010) è stata prelevata anche una gran quantità di alghe filamentose visibili ad occhio nudo. La

loro copertura arrivava sino al 60%. Sono stati riconosciuti i generi *Cladophora*, *Vaucheria* e *Lyngbya*.

La comunità a *Myriophyllum spicatus* si riscontra nelle stazioni in cui l'acqua è debolmente fluente, abbastanza profonda ed in cui i fondali risultano melmosi. In tali comunità si rinviene la presenza costante di *Schoenoplectus lacustris*. Il *Myriophyllum spicatus* risulta tra le cenosi più diffuse nel basso corso del Tevere (Fig. 20).



Fig. 20. Foto di *Myriophyllum spicatus*

Sulle sponde (riva destra e riva sinistra) sono state riscontrate più o meno le stesse comunità in ogni sito di campionamento. Ritroviamo quindi comunità di vegetazione elofitica le cui specie dominanti sono: *Iris pseudacourus*, *Phragmites australis* e *Carex pseudocyperus* oltre che specie come *Mentha aquatica* e *Nasturtium officinalis*.

La vegetazione erbacea perenne caratterizzata dalla presenza di *Iris pseudacourus*, geofita igrofila, cresce su terreni periodicamente inondati in inverno ma emersi ed umidi d'estate. A questa specie guida si associano altre igrofile come *Mentha aquatica*. Questi consorzi sono ben rappresentati all'interno della Riserva Naturale Tevere-Farfa (Fig. 21).



Fig. 21. Foto del fiore di *Iris pseudacourus*.

Oltre alle comunità pauspecifiche da *Phragmites australis*, tipica associazione elofitica di sponda, sono stati rinvenuti anche aspetti vegetazionali legati alla presenza di *Carex pseudocyperus* e *Mentha aquatica*, che si sviluppano su suoli umidi o soggetti a brevi periodi di disseccamento (Fig. 22 e 23).



Fig. 22. Foto di *Carex pseudocyperus*



Fig. 23. Foto di *Mentha aquatica* con fiore.

Le comunità a *Nasturtium officinalis* sono state riscontrate sul fiume Tevere oltre che sul torrente Farfa, prediligono infatti acque piuttosto fresche (Fig. 24).



Fig. 24. Foto di *Nasturtium officinale*.

Oltre alle comunità sopra elencate, sono state riscontrate nei quattro siti di campionamento sul fiume Tevere anche aspetti vegetazionali caratterizzati da *Berula erecta* e *Veronica anagallis-aquatica*, che insieme al *Nasturtium officinale*, rappresentano la fascia anfibia più prossima alle sponde dei corsi d'acqua. Il carattere è comunque poco idrofilo anche per la presenza, in posizione più arretrata rispetto alla linea di sponda di specie come *Agrostis stolonifera* e *Lythrum salicaria* (Fig. 25, 26 e 27).



Fig. 25. Foto di *Veronica anagallis-aquatica*.



Fig. 26. Foto di *Berula erecta*.



Fig. 27. Foto di *Lythrum salicaria*.

Il terzo sito di campionamento, di fronte a Colli S.Giuseppe, è stato scelto in una zona in cui è presente una fascia arborea ed arbustiva molto estesa, periodicamente sommersa, in cui si riscontra la specie arborea dominante *Salix alba*. In questo sito non sono state rilevate macrofite prettamente idrofite, in quanto non vi era acqua ma uno strato di limo molto umido che ha permesso, invece, lo sviluppo di macrofite elofitiche e igro-nitrofile (Fig. 28).



Fig. 28. Foto di *Apium nodiflorum* presente nel terzo sito di campionamento.

L'ultimo sito di campionamento sul fiume Tevere è rappresentato dagli isolotti (Fig. 29) formatisi alla confluenza col torrente Farfa. In questa area molto particolare sono state riscontrate sia macrofite prettamente idrofite, come *Potamogeton nodosus* e una piccola comunità di *Naja minor*, sia vegetazione elofita come *Carex pendula* e *Iris pseudacourus*.

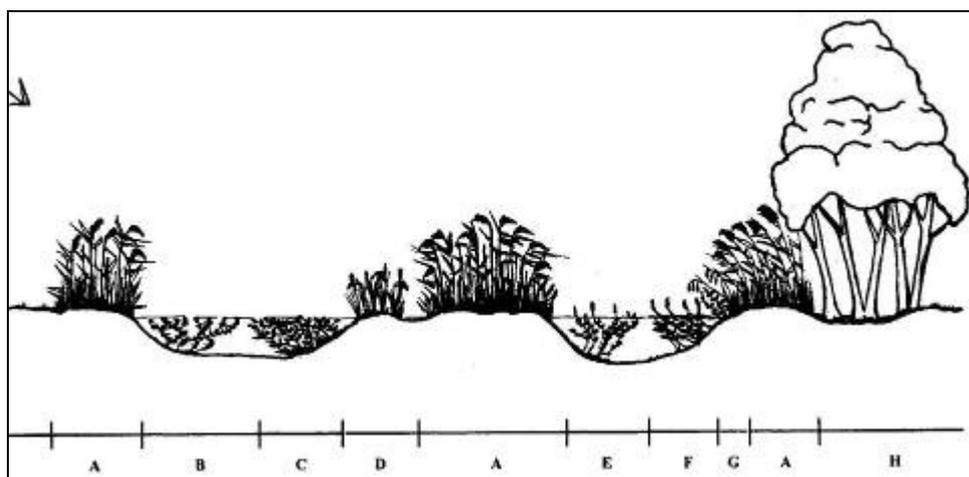


Fig. 29. Transetto vegetazionale nel tratto di Tevere presso la Riserva Naturale Nazzano Tevere- Farfa : A- *Phragmitetum vulgaris*; B- *Ceratophylletum demersi*; C- *Najadetum marinae*; D- *Iridetum pseudacori*; E – *Myriophylletum verticillati*; F- Aggr. A *Potamogeton nodosus*; G- *Mentha aquatica*- *Caricetum pseudocyper*; H- *Aro italici*- *Alnetum glutinosae* (da: Ceschin S., Salerno G., 2008).

Nel terzo e quarto sito di campionamento (il 30/04/2010) è stata rilevata la presenza di molte alghe filamentose visibili ad occhio nudo. La loro copertura arrivava sino al 20-30% presso gli isolotti presenti alla confluenza tra Tevere e Farfa. I generi maggiormente presenti erano: *Melosira*, *Spirogyra* e *Vaucheria*, oltre che una piccola parte di *Cladophora* ed *Oscillatoria*.

Nei quattro diversi siti di campionamento le specie rilevate sono state più o meno sempre le stesse anche se con qualche differenza tra primo e secondo campionamento rispetto al terzo campionamento, in cui mancano le macrofite prettamente idrofite.

Dal riscontro con lo studio effettuato da Ceschin e Salerno nel 2005-2006 nell' area della Riserva è stata elaborata una tabella delle specie rilevate nel campionamento 2009-2010 rispetto a quelle riscontrate nel 2005-2006 (Tab. 10).

Specie	Tevere 10	Farfa 10	Tevere 05	Farfa 05
Agrostis stolonifera	si	si		si
Alisma plantago-aquatica			si	
Angelica sylvestris			si	
Apium nodiflorum	si	si		si
Azolla filiculoides			si	
Berula erecta	si	si	si	si
Bidens frondosa		si	si	
Callitriche stagnalis		si	si	si
Carex otrubae			si	
Carex paniculata			si	
Carex pendula	si	si	si	si
Carex pseudocyperus	si		si	
Ceratophyllum demersum			si	si
Cyperus longus	si			
Cyperus fuscus		si		
Elodea canadensis			si	
Galium palustre				
Holoschoenus australis	si	si		
Iris pseudacorus	si		si	
Juncus effusus			si	
Juncus conglomeratus				
Juncus articulatus				si
Juncus inflexus	si		si	si
Lemna gibba			si	
Lemna minor	si		si	
Lycopus europaeus	si	si	si	si
Lythrum salicaria	si	si	si	si
Mentha acquatica	si	si	si	si
Myosotis palustris (M. scorpioides)			si	
Myriophyllum spicatum	si		si	si
Myriophyllum verticillatum			si	si
Najas marina			si	si
Nasturtium officinalis	si	si		si
Persicaria hydropiper	si			
Persicaria amphibia				
Phalaris arundinacea			si	

Phragmites australis	si		si	
Polygonum laphatifolium	si	si		si
Polygonum mitae	si	si		
Potamogeton crispus				
Potamogeton nodosus	si	si	si	
Potamogeton pectinatus			si	si
Potamogeton perfoliatus			si	si
Potamogeton trichoides				
Ranunculus repens	si	si	si	
Ranunculus trichophyllus				si
Rorippa amphibia		si	si	si
Schoenoplectus lacustris	si		si	
Scrophularia auriculata			si	si
Sparganium erectum			si	
Stachys palustris			si	
Typha latifolia				
Veronica anagallis-aquatica	si		si	si
Veronica beccabunga	si	si	si	si
Zannichellia palustris			si	si

Tab. 8. Confronto tra le specie di macrofite rilevate nel biennio 2009-2010 con quelle riscontrate nel 2005-2006.

Come si può notare dalla tabella le specie rilevate nel campionamento del 2010 nel Tevere sono 24, mentre quelle indagate nel 2005-2006 erano ben 40. Alcune delle specie non ritrovate nei rilevamenti del 2010 sono macrofite prettamente idrofite altre sono anfifite ed elofite.

Nel campionamento del 2010 non sono state riscontrate, nel Tevere, specie che erano state trovate nel 2005-2006, tra le idrofite risultano non presenti *Azolla filiculoides*, *Ceratophyllum demersus*, *Naja marina* (al suo posto si è rilevata la presenza di *Naja minor*), *Lemna gibba* (al suo posto è stata riscontrata la presenza di *Lemna minor*), *Myriophyllum verticillatum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton pectinatus* e *P. perfoliatus* (al loro posto si è rilevata la presenza di *Potamogeton lucens* e *P. nodosus*) ed in ultima *Zannichellia palustris*, mentre tra le anfifite non si è ritrovata *Alisma plantago – acquatica*, *Sparganium erectum* e *Stachys palustris*. Per quanto riguarda invece le elofite non è stata riscontrata la presenza di *Angelica sylvestris*, *Carex otrubae*, *Carex paniculata*, *Juncus effusus*, *Mysotis palustris* e *Scrophularia auriculata*. Le alghe filamentose maggiormente presenti (che raggiungono valori di copertura elevata soprattutto nei pressi degli isolotti) appartengono ai generi *Spyrogira sp* (di solito stimolata dal forte irraggiamento solare), *Vaucheria sp*, *Cladophora sp*. (capace di colonizzare ambienti ricchi di nutrienti) e

Melosira sp.

Le specie di macrofite rilevate invece nei campionamenti sul Farfa del 2010 sono 18, mentre quelle indagate nel 2005-2006 erano ben 25, anche in questo caso abbiamo una netta diminuzione del ricoprimento a macrofite acquatiche sia prettamente idrofite che elofite. Tra le prime non sono state ritrovate *Ceratophyllum demersus*, *Myriophyllum spicatum* e *M. verticillatum*, *Potamogeton pectinatus* e *P. perfoliatus*; mentre tra le elofite non sono state rilevate *Eupatorium cannabinum*, *Juncus articulatus* e *J. inflexus*, *Ranunculus trichophyllus* e *Scrophularia auriculata*. Mentre i muschi maggiormente presenti e rilevati appartengono alle specie: *Chiloscyphus pallescens*, *Plagiomnium cuspidatum*, *Rhyncostegium riparioides*.

Una volta ottenuta la tabella di presenza e assenza delle specie e le tabelle (Allegato 3) con i coefficienti di copertura (K_i), di stenoecia (E_i) e di oligotrofia (Cs_i); è stato applicato il calcolo dell'IBMR ad ogni stazione di campionamento:

$$IBMR = \sum E_i K_i Cs_i / \sum E_i K_i$$

Dove:

i = specie indicatrice

n = numero totale delle specie indicatrici

Cs_i = punteggio specifico di oligotrofia (da 0 a 20)

K_i = coefficiente di abbondanza (da 1 a 5)

E_i = coefficiente di stenoecia (da 1 a 3)

I valori numerici risultanti dall'applicazione della formula indicano i livelli di trofia del Tevere e del Farfa (vedi Tabella 9).

CAMPIONAMENTO		TEVERE					IBMR MEDIO	FARFA			IBMR MEDIO
		ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2		ST1	ST2	ST3	
IBMR	16-apr-10	10,5	10,4	10,3			10,4				
	30-apr-10	8,8	10,4	9,8			9,7				
	02-lug-10	8,5	10,4	10,2			9,7	12,3	10,5	8,9	10,6
	04-ago-10	8,2	8,9	9,3	8,8	8,8	8,8	12,3	10,5	8,9	10,6
	30-set-10	6,7	10,3	10,3			9,1	11,9	11,6	9,2	10,9

Tab. 9. Risultati trofia nel Tevere e nel Farfa in ogni stazione di campionamento.

Il livello di trofia nel Tevere risulta essere medio per i campionamenti avvenuti in primavera (il 16 aprile e il 30 aprile) ed aumenta sino a diventare elevato nei campionamenti effettuati in tarda primavera – estate – fine estate. Questo andamento è prevedibile in un fiume della portata del Tevere, in cui il carico trofico aumenta maggiormente con l'innalzamento delle temperature e parallelamente con la diminuzione di precipitazioni che diluiscono i composti presenti nelle acque e derivanti da scarichi di ogni tipo da quelli urbani a quelli agricoli. Le specie rilevate con maggiore frequenza sono piante associabili a cenosi spondali presenti anche in ambienti con disturbi antropici evidenti (es. *Lycopus europeus*, *Lytrum salicaria*, ecc.), mentre la componente di fanerogame acquatiche come *Veronica anagallis-aquatica*, *Mentha aquatica*, *Apium nodiflorum* e *Nasturtium officinale* e idrofite pleustifite come *Potamogeton nodosus* sono associabili ad ambienti mesoeutrofici-eutrofici ad elevate concentrazioni di nutrienti.

Il livello invece di trofia del torrente Farfa si attesta sul medio in ogni campionamento effettuato. Il risultato però non deve sorprendere. Grandi comunità di macrofite acquatiche sul Farfa non sono state rilevate perché la velocità di corrente elevata e la presenza di massi e ciottoli sul fondo (soprattutto nella parte a monte del corso), oltre che l'ombreggiamento delle rive da parte della vegetazione riparia, ma anche un maggior apporto di sedimenti (dato dalle due cave attive lungo il suo corso), può aver influito negativamente sullo sviluppo della vegetazione macrofitica. La velocità di corrente, la forte turbolenza, l'azione meccanica esercitata da solidi in sospensione agiscono negativamente sul corpo vegetativo delle fanerogame, mentre le briofite (ritrovate lungo il corso del Farfa) sono comunque meglio adattate a vivere in questi habitat.

Negli stessi periodi in cui sono stati condotti campionamenti ed i rilevamenti delle cenosi a macrofite sono stati effettuati anche le analisi chimico- fisiche delle acque del Tevere e del Farfa. Nell'analisi dei campioni è stato utilizzato il Livello di inquinamento dei Macrodescrittori (**LIM**) che tiene conto della concentrazione nelle acque dei principali parametri, denominati macrodescrittori, per la caratterizzazione dello stato di inquinamento: nutrienti, sostanze organiche biodegradabili, ossigeno disciolto e inquinamento microbiologico. Attraverso un calcolo, considerando il 75° percentile della serie delle misure, si ottiene un punteggio per ciascun parametro. Sommando i punteggi ottenuti per ciascun parametro e, attraverso una scala predefinita si assegnano le classi di qualità (vedi Tabella 10).

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.) (*)	□ 10	□ 20	□ 30	□ 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	< 2,5	□ 4	□ 8	□ 15	> 15
COD (O ₂ mg/L)	< 5	□ 10	□ 15	□ 25	> 25
NH ₄ (N mg/L)	< 0,03	□ 0,10	□ 0,50	□ 1,50	> 1,50
NO ₃ (N mg/L)	< 0,3	□ 1,5	□ 5,0	□ 10,0	> 10,0
Fosforo t. (P mg/L)	< 0,07	□ 0,15	□ 0,30	□ 0,60	> 0,60
<i>E.coli</i> (UFC/100 mL)	< 100	□ 1.000	□ 5.000	□ 20.000	> 20.000
Punteggio	80	40	20	10	5
L.I.M.	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

Tabella 10. Livello inquinamento da macrodescrittori (**LIM**).

Nel giugno del 2010 sono stati effettuati prelievi di acqua nel torrente Farfa per verificarne lo stato chimico (oltre quelli condotti nel dicembre del 2009) e per indagare circa la presenza di atrazina e carbaryl. In siti vicini a quelli in cui sono state rilevate le cenosi a macrofite. I prelievi di acqua per le analisi chimico – fisiche del fiume Farfa (Fig. 30) sono stati effettuati sotto l’abitato di Castel Nuovo di Farfa (due prelievi, punti 1 e 2), vicino la zona di Granica (punto 3) e alla fine del corso del Farfa vicino la zona di Ponte sfondato (punto 4). Inoltre sono stati presi in considerazione anche fontanili e zone sensibili all’interno della Riserva.

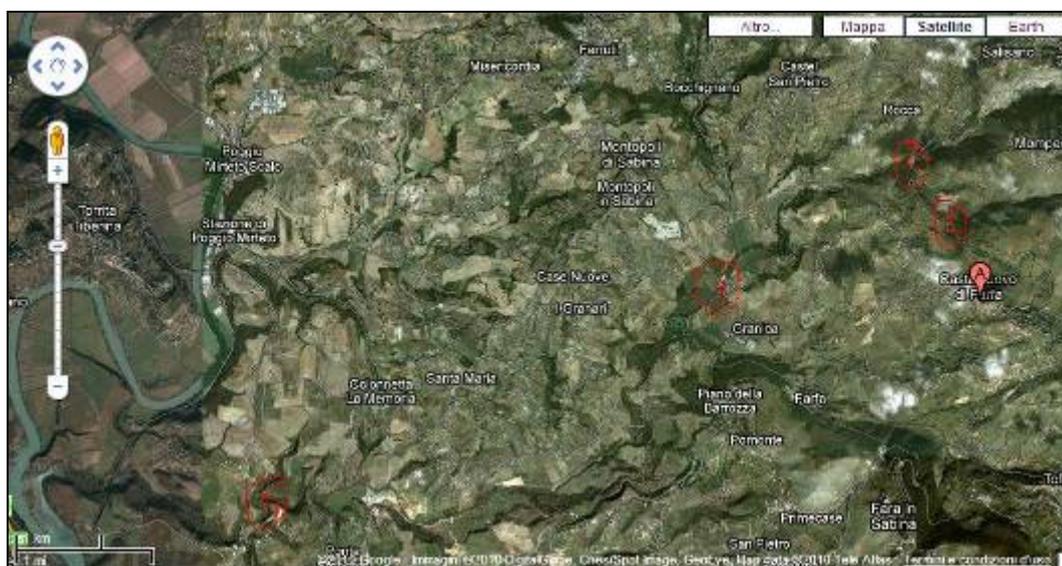


Fig. 30. Punti prelievo acque sul fiume Farfa per analisi chimico - fisiche.

Le analisi effettuate sui campioni di acqua prelevati nel torrente Farfa non hanno rilevato la presenza di alcuna sostanza chimica prioritaria né è stata riscontrata la presenza

di atrazina e carbaryl a livelli di concentrazione significativi. Dalle analisi viene invece evidenziata una più alta concentrazione di composti azotati rispetto a composti del fosforo (come espresso nella Tab. 10 e Tab. 11).

stazione	azoto ammoniacale mg/L(N)	azoto ammoniacale mg/L(NH4)	azoto nitrico mg/L(N)	azoto nitrico mg/L(N O3)	azoto nitroso mg/L(N)	azoto nitroso mg/L(NO2)	fosforo mg/L(P)
canale di guardia idrovora	0.65	0.74	0.86	3.91	0.01	0.05	0.01
confine orientale sic/zps	0.03	0.038	0.89	4.06	0.008	0.03	0.01
confluenza fosso di rosciano	0.03	0.038	0.79	3.6	0.005	0.02	0.01
Quarto Fontanile	0.05	0.04	20.97	95.3	0.04	0.13	0.01
fontanile fornace	0.42	0.55	1.2	5.44	0.01	0.02	0.01
fosso prosciano ponte s.giuliano	0.57	0.75	2.98	13.53	0.24	0.79	0.14
idrovia torrita tiberina	0.31	0.4	0.7	3.17	0.02	0.05	0.03
ponte antico	0.03	0.038	0.79	3.58	0.005	0.02	0.01
ponte in località granica	0.03	0.038	0.8	3.62	0.005	0.02	0.01

Tab. 10. Livello di azoto ammoniacale, nitrico, nitroso e fosforo nelle stazioni del Farfa.

STAZIONI	Livello LIMeco		
	azoto ammoniacale mg/L(N)	azoto nitrico mg/L(N)	fosforo mg/L(P)
canale di guardia idrovora	5	2	1
confine orientale sic/zps	1	2	1
confluenza fosso di rosciano	1	2	1
Quarto fontanile	1	5	1
fontanile fornace	5	2	1
fosso prosciano ponte s.giuliano	5	4	1
idrovia torrita tiberina	5	2	1
ponte antico	1	2	1
ponte in località granica	1	2	1

Tab. 11. Livello punteggio LIMeco per le stazioni sul Farfa ed i fontanili (dai risultati ottenuti dalle analisi svolte da ARPA Lazio).

Come espresso dalla tabella 10 i livelli di azoto (ammoniacale, nitrico e nitroso) non superano il livello 2 di LIM (240-475), mentre il livello dei composti del fosforo attestati su 0,01mg/L indica un livello 1 di LIM (480-560). La tabella 11 ci da un'idea del livello di LIM presente nelle varie stazioni prese in considerazione sul Farfa ed affini ai siti di rilevamento delle macrofite.

Sempre nel giugno del 2010 ARPA Lazio ha condotto prelievi anche sul fiume Tevere (in accordo con ISPRA) in tre punti affini ai siti di rilevamento delle cenosi macrofittiche, per indagare circa la presenza di sostanze chimiche prioritarie (es. prodotti

fitosanitari) che possano aver contribuito ad una netta diminuzione del ricoprimento di tali cenosi sul fiume.

I tre punti affini sono (Fig. 31):

- Ponte Montorso vicino l'abitato di Torrita Tiberina (primo sito di campionamento delle macrofite acquatiche)
- confluenza Tevere- Farfa (ultimo sito di campionamento delle macrofite)
- Boa prima della diga di Meana

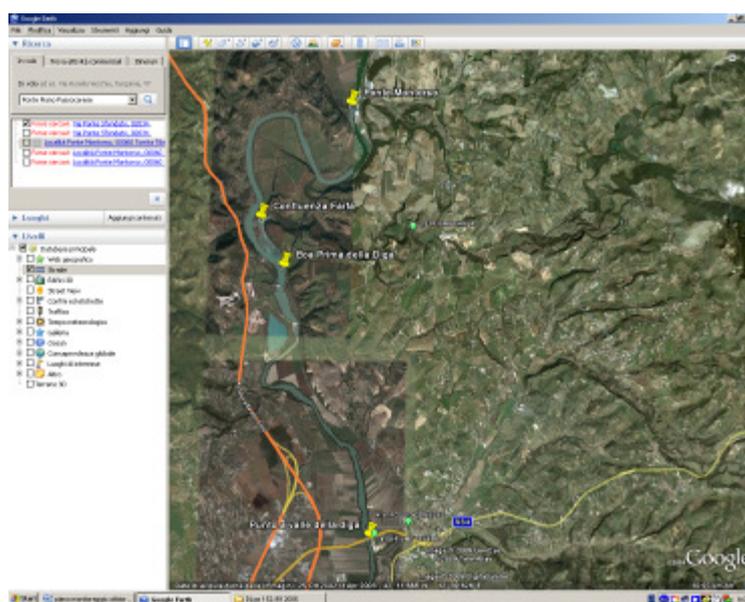


Fig. 31. Punti di prelievo acque sul fiume Tevere per e analisi chimico - fisiche.

Anche nelle analisi effettuate nei tre punti sul fiume Tevere non sono state riscontrate sostanze chimiche prioritarie, mentre si è ritrovata una maggiore concentrazione di composti azotati (NH_4 e NO_3) rispetto ai fosfati (Tab. 12 e Tab.13) (Allegato 4: Convenzione ARPA Lazio – Progetto Pilota Riserva Naturale Tevere-Farfa).

stazione	100- OD	AZOTO AMMONI ACALE	AZOTO NITRICO	BOD5	CO D	FOSFORO TOTALE
5.27	11.58	0.05	1.16	3.18	5.0	0.08
5.26	29.49	0.07	1.68	2.73	7.8	0.11
Boa a monte di Montorso	17.67	0.06	1.56	1.40	2.30	0.04
Confluenza Tevere - Farfa	17.00	0.08	1.24	1.20	2.00	0.05
Ponte di Montorso	19.00	0.11	1.69	1.40	2.23	0.05
Tevere Fiano - Idrometro Passo Corese	20.00	0.10	1.54	2.50	3.37	0.05
3.53	2.00	0.06	0.94	0.97	4.06	0.02
4.08	16.50	0.10	1.64	2.04	2.80	0.14
4.17	10.67	0.18	1.62	1.79	2.52	0.17

Tab.12. Livello di azoto ammoniacale, nitrico e di fosforo nel Tevere.

STAZIONE	Livello LIMeco		
	AZOTO AMMONIACALE	AZOTO NITRICO	FOSFORO TOTALE
5.27	2	2	2
5.26	3	3	3
Boa prima della diga	2	3	1
Confluenza Tevere - Farfa	3	3	1
Ponte di Montorso	3	3	1
Tevere Fiano - Idrometro Passo Corese	3	3	2
3.53	2	2	1
4.08	3	3	3
4.17	4	3	3

Tabella 13. Livello punteggio LIMeco per le diverse stazioni di prelievo sul fiume Tevere (dai risultati ottenuti dalle analisi svolte da ARPA Lazio).

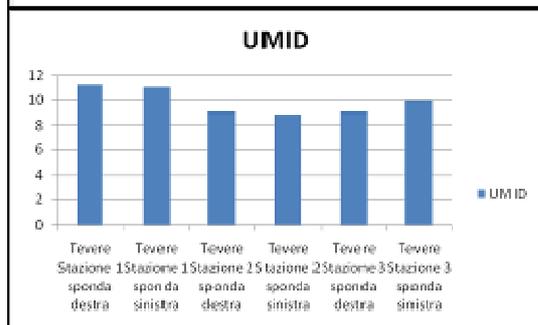
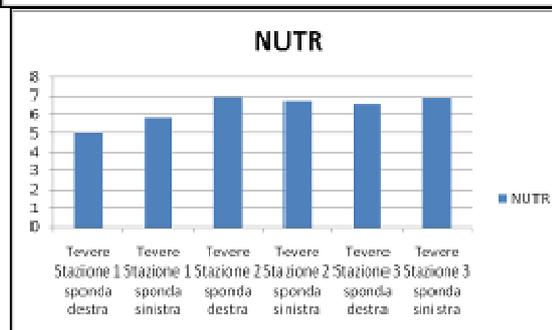
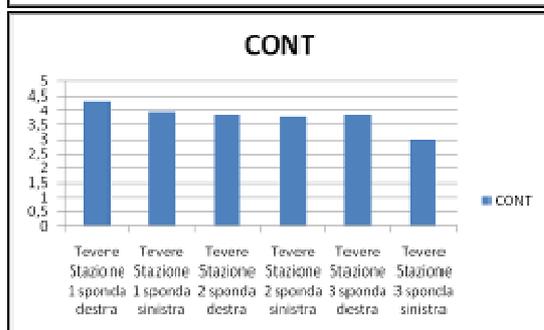
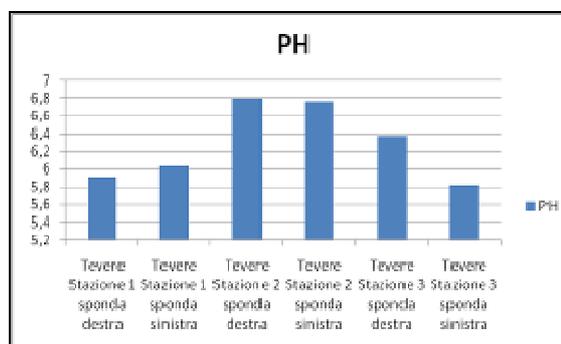
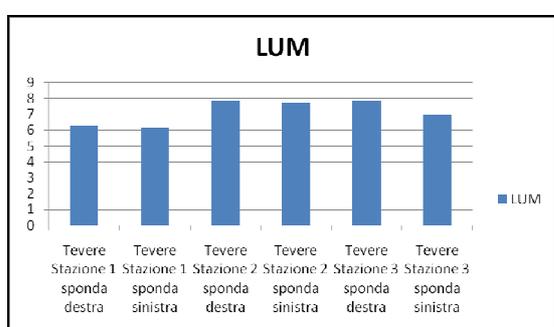
Come espresso dalla tabella 12 i livelli di azoto (ammoniacale, nitrico) si attestano sul livello 3 di LIM (120-235), mentre il livello dei composti del fosforo attestati su 0,04-00,5 mg/L indica un livello 1 di LIM (480-560). La tabella 13 ci da un'idea del livello di LIM presente nelle varie stazioni prese in considerazione sul Tevere ed affini ai siti di rilevamento delle macrofite. Da queste analisi chimico – fisiche lo stato della qualità dei due corpi idrici principali della Riserva sembra essere media (per quanto riguarda i composti azotati) – buona (per i composti del fosforo) per il Tevere e buona (per i composti azotati) se non addirittura ottima (per i composti del fosforo) per il Farfa. Ovviamente la qualità delle acque peggiora se consideriamo un fontanile (LIM 5), in cui l'acqua ristagna, rispetto ad un torrente o ad un fiume dove l'acqua è ossigenata meglio in quanto in movimento.

Per ciascuno dei sei indici di Ellenberg calcolati con i dati di copertura (K_i) per ogni

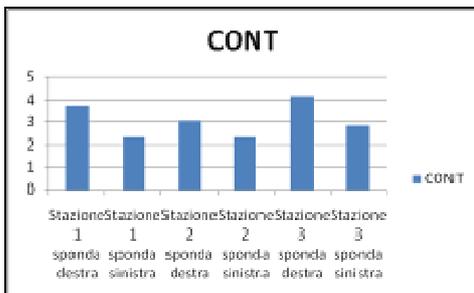
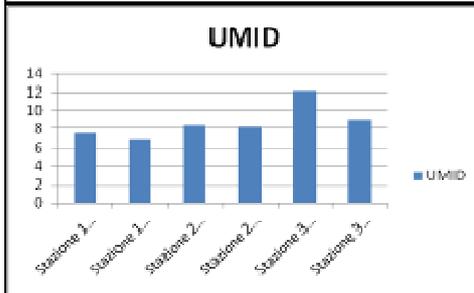
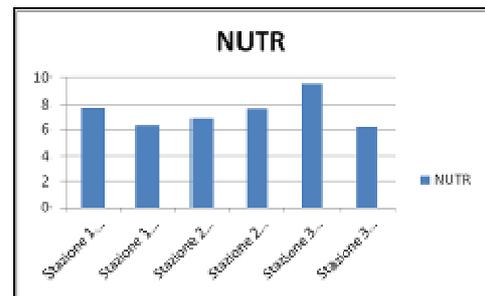
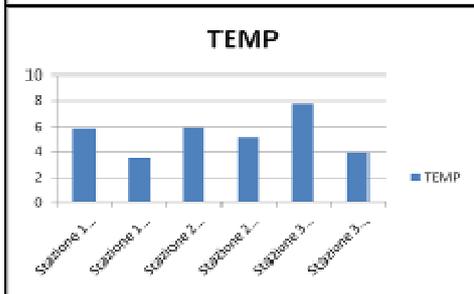
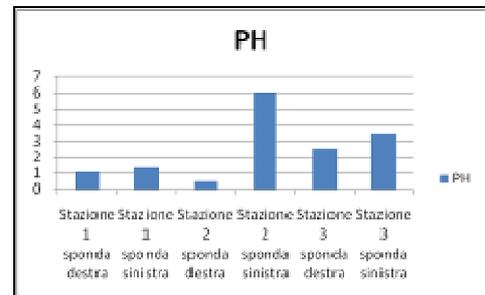
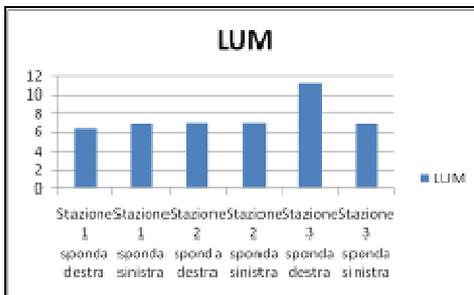
rilievo, è stato costruito un grafico (come riportato nelle pagine successive), in cui ogni punto rappresenta il valore medio di un dato indice di copertura; è stato possibile, quindi, individuare la posizione ecologica delle cenosi a macrofite acquatiche rilevate (vedi Allegato 4).

Gli indici di Ellenberg tra le varie stazioni sono stati confrontati tra loro prendendo in considerazione i campionamenti del Tevere (**Grafici 1**) e del Farfa (**Grafici 2**) nel mese di settembre.

Grafici 1 Tevere



Grafici 2 Farfa



Nel Farfa gli indici mostrano una certa variabilità legata alla larghezza del corso d'acqua e alla variabilità della copertura arborea. Nel Tevere si mostrano più stabili evidentemente per una certa uniformità nelle condizioni ambientali. L'unica variabile significativa è la torbidità che determina localmente una predominanza delle specie di bordo rispetto alle specie di ambiti permanentemente inondata.

Indice di luminosità

Farfa: Per quanto riguarda la luminosità i valori si attestano attorno a 7, solo la stazione 3 sponda destra mostra un valore più alto dipendente dalla presenza di anse luminose con significativa presenza di formazioni a Potamogeton nodosus.

Tevere: l'indicatore di luminosità si mantiene relativamente elevato (tra 6 e 8) confermando le condizioni relativamente eliofile del corso d'acqua.

Indice di temperatura

Farfa: L'indice di temperatura si mostra significativamente variabile per l'influenza dell'orografia che è caratterizzata da zone di forra profonda con microclima più fresco e zone dove il corso d'acqua scorre meno incassato determinando condizioni più macrotermiche.

Tevere: l'indicatore di temperatura si mostra anch'esso relativamente stabile con valori superiori a quello di buona parte delle stazioni del Farfa influenzate dalla morfologia.

Indice di continentalità

Farfa I valori di continentalità sono bassi (< 7) essendo comunque l'ambito di tipo submediterraneo.

Tevere: I valori di continentalità sono bassi (< 7) essendo comunque l'ambito di tipo submediterraneo ma mostrano una minore variabilità rispetto a quelli del Farfa.

Indice di umidità

Tevere: i valori di questo indicatore sono particolarmente elevati solo nella stazione 1 che è l'unica con significativa presenza di macrofite di ambiti permanentemente inondati.

Farfa: I valori di umidità sono influenzati dalla scarsità di vegetazione inondata e dipendono dalla presenza prevalente nelle prime due stazioni di macrofite legate agli ambienti di greto e riva.

Indice di acidità

Tevere: le condizioni di acidità sono relativamente stabili e mostrano condizioni vicine alla neutralità. Risultano indicatori di basicità maggiori per la stazione 2, probabilmente influenzate da un afflusso di sostanze azotate dovute alla vicinanza di attività agricole.

Farfa: Le condizioni del corso d'acqua mostrano condizioni acide eccetto la stazione 2 che mostra una condizione di maggiore basicità probabilmente per l'influenza delle formazioni rocciose circostanti.

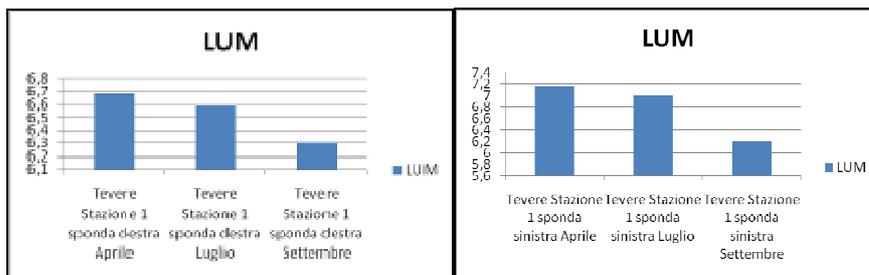
Indice di nutrienti

Farfa: I valori mostrano generalmente condizioni di leggera eutrofia; si osserva un tipico gradiente di eutrofia passando dalle stazioni a monte a quelle a valle maggiormente influenzate dalle attività agricole e industriali (cave).

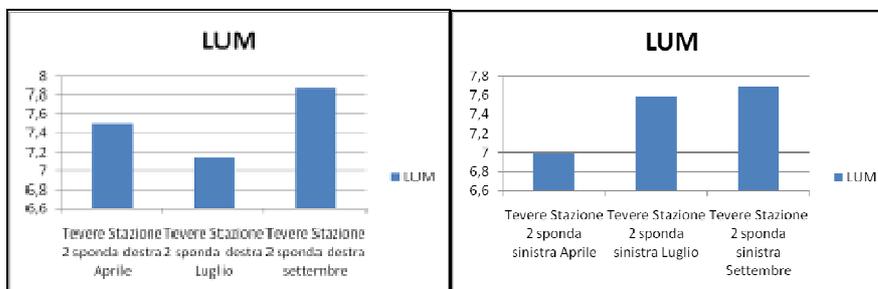
Tevere: la stazioni 1 risulta la meno eutrofizzata; la stazione 2 mostra una significativa differenza tra le due sponde evidentemente dovuta all'accumulo nella sponda di deposito di sostanze nutritive presenti nei sedimenti.

Per poter avere idea dell'andamento nel tempo dei valori si sono analizzati i grafici delle stazioni del Tevere e del Farfa mensilmente. Inoltre sono state analizzate, per ciascuna stazione del Tevere e del Farfa, le variazioni nel corso dell'anno e sono stati costruiti dei grafici che confrontano tra loro i mesi di aprile, luglio e settembre.

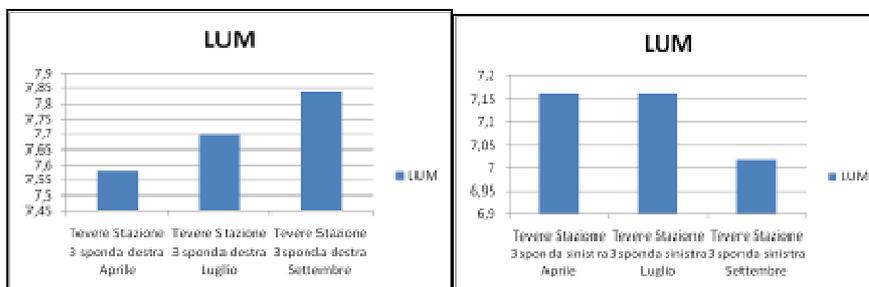
Indice di luminosità Tevere



Stazione 1



Stazione 2

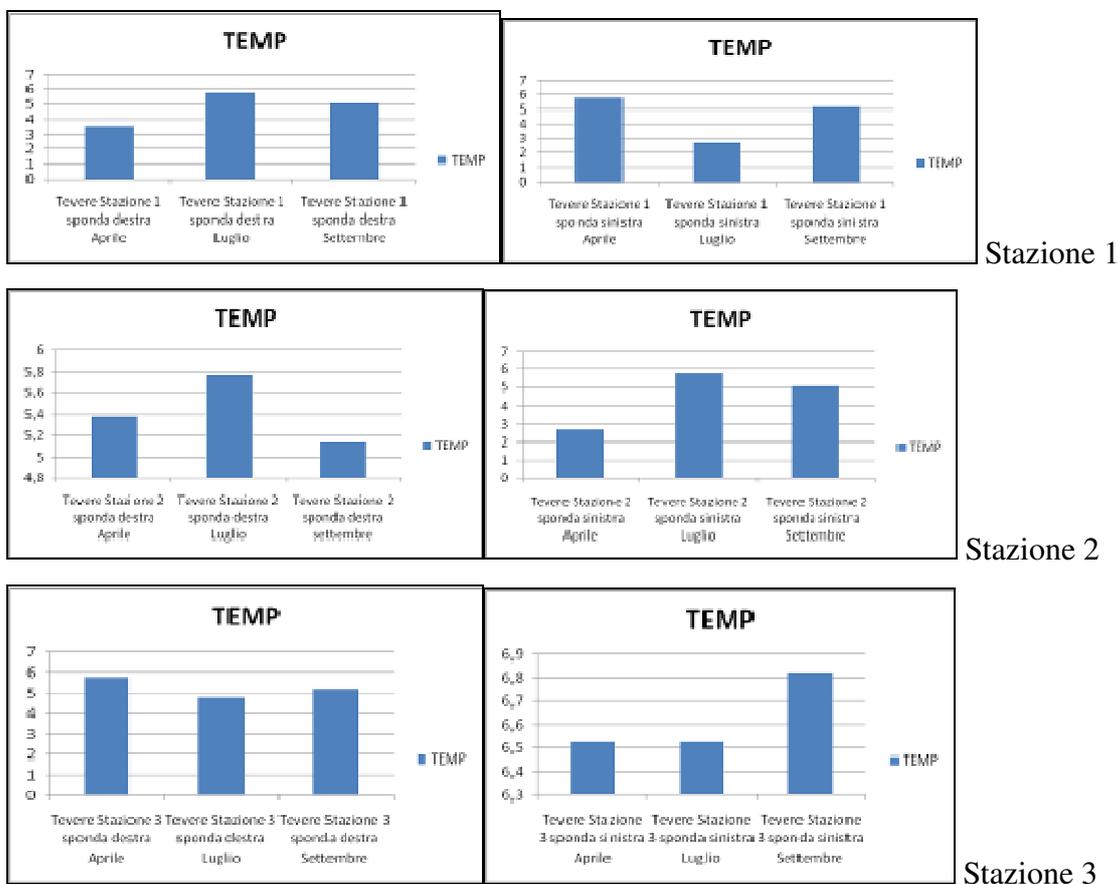


Stazione 3

Per quanto riguarda il Tevere lungo le varie stazioni si presenta con andamento mensile regolare per la stazione 1. La lievissima minore irradiazione in luglio potrebbe essere causata da una maggiore torbidità delle acque e da una esplosione algale e di idrofite

pleustofite. Per la seconda stazione anomalo sembrerebbe essere l'abbassamento della luminosità nella stazione 2 a luglio sponda destra del Tevere. In realtà in questa zona è presente una folta foresta termofila decidua e parte del canneto ripariale che ovviamente diminuiscono la luminosità. Mentre la sponda sinistra è caratterizzata da una vegetazione molto più rada e per questo l'indice di luminosità a settembre si attesta su valori simili a quello di luglio. L'indice di luminosità indicato nella stazione 3 sponda destra a settembre risulta più elevato rispetto a quello di luglio, probabilmente perché la zona (alla confluenza tra i due corpi idrici) risulta aperta senza una fitta copertura arborea così come senza la presenza canneti ripariali.

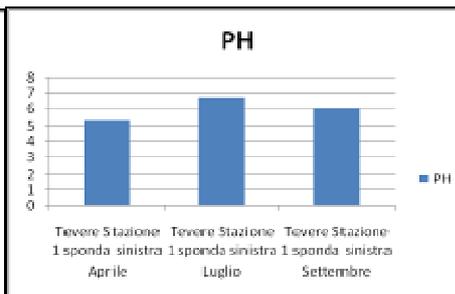
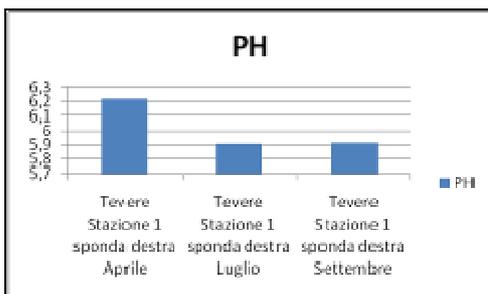
Indice di temperatura Tevere



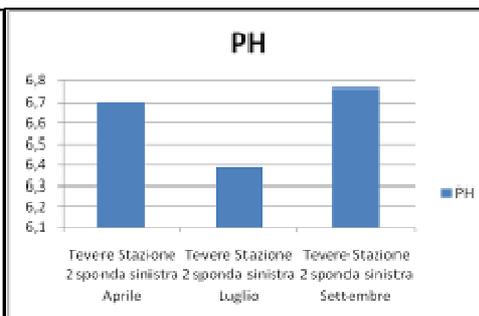
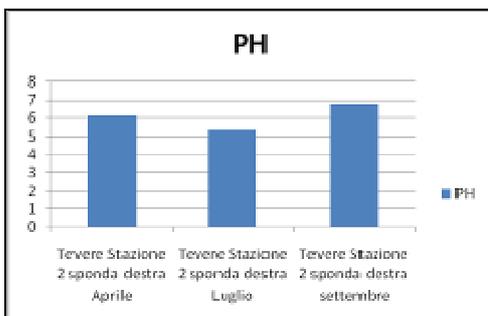
L'indice di temperatura delle acque presenta un andamento abbastanza omogeneo seguendo il regolare gradiente mensile che cresce dai mesi primaverili a quelli estivi per poi scendere nuovamente in corrispondenza dell'autunno. Solo due punti risultano essere anomali, la stazione 1 sponda sinistra a luglio, in cui la vegetazione erbacea risulta estesa può aver contribuito a mantenere la temperatura più bassa, e la stazione 3 sponda destra, un prolungamento della stagione estiva.

Per quanto riguarda l'indice di continentalità e quello di umidità i grafici non mostrano situazioni o andamenti particolari. L'indice di continentalità risulta <7 descrivendo un ambiente sub mediterraneo, mentre l'indice di umidità indica valori elevati soprattutto nella stazione 1 in cui sono state ritrovate la maggior parte delle idrofite pleustofitiche, mentre le altre due stazioni raggiungono, come prevedibile, un indice elevato solo nel periodo estivo.

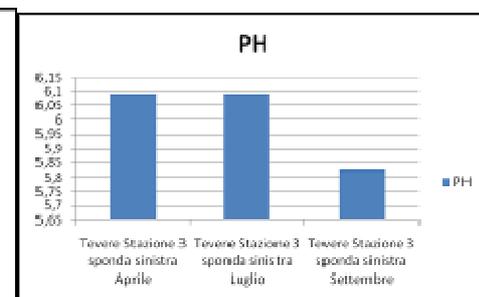
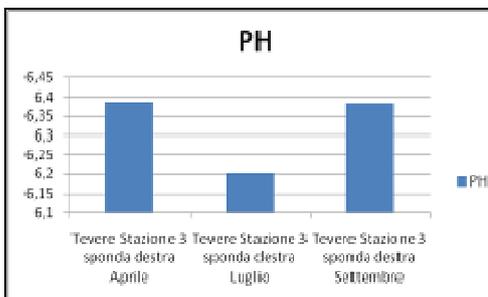
Indice di acidità Tevere



Stazione 1



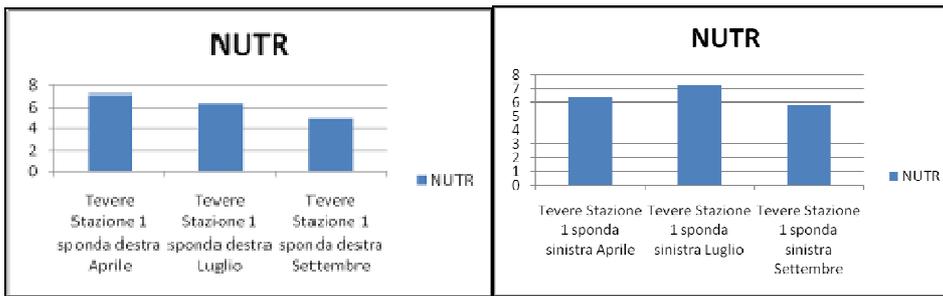
Stazione 2



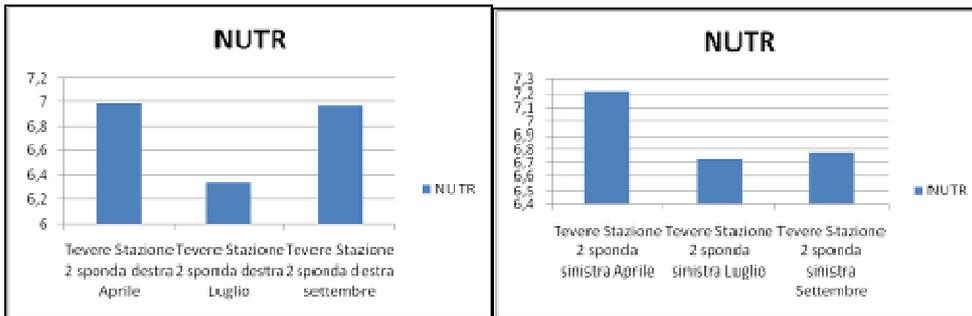
Stazione 3

I picchi di basicità osservati nei grafici indicano un'aumento del normale pH presente in un corpo idrico forse associato alle pratiche agricole che sono molto presenti lungo tutto il corso del Tevere, sia sulla sponda sinistra che su quella destra idrografica. L'immissione di composti azotati (peraltro riscontrato dalle analisi chimico-fisiche dell'ARPA Lazio) utilizzati nelle pratiche agricole sia in primavera che in estate può aumentare il pH dei fiumi portandolo verso un valore più basico.

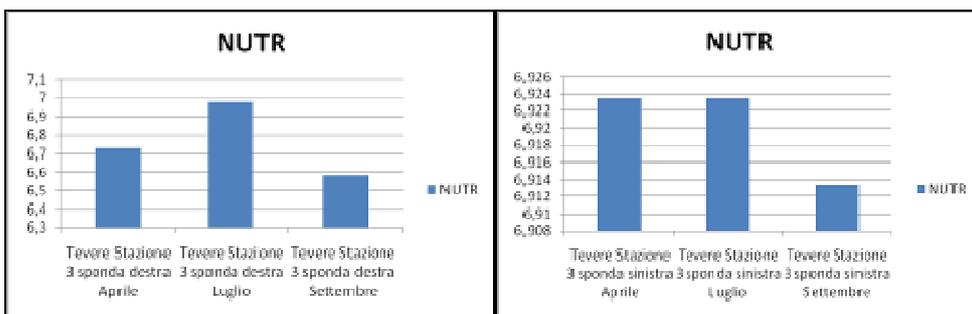
Indice di nutrienti Tevere



Stazione 1



Stazione 2

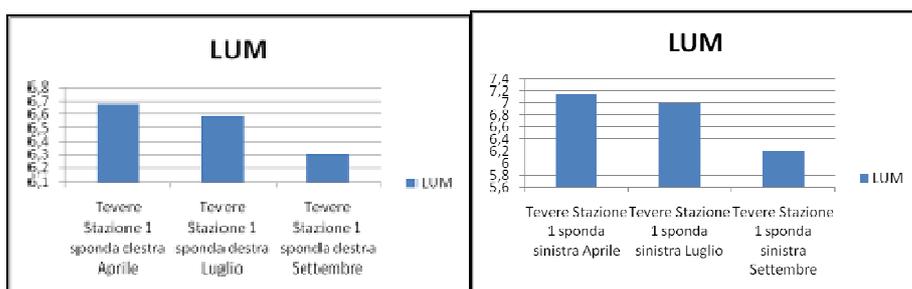


Stazione 3

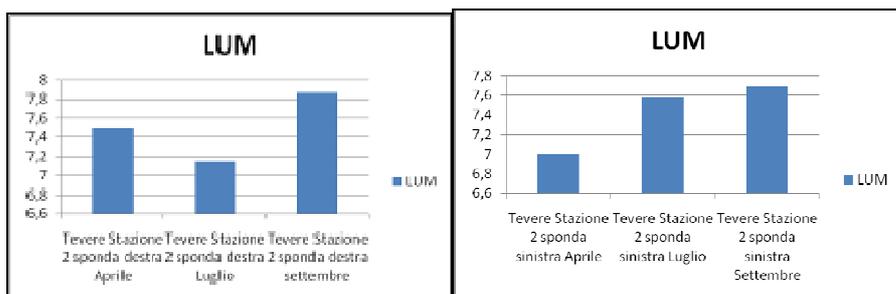
L'andamento generale che si riscontra dall'analisi dell'indice di nutrienti è sicuramente un aumento dell'eutrofia del Tevere andando dalla stazione 1 alla stazione 3 (in cui i valori di nutrienti si attestano intorno a 7). La stazione 3 presenta i picchi più elevati forse anche a causa della confluenza con il Farfa che apporta una quantità di sedimenti e nutrienti elevata.

La variazione durante l'anno dell'indice di nutrienti e di pH è dovuto alle acque di deflusso derivanti da scarichi agricoli, urbani e industriali, la cui composizione spesso non è di buona qualità.

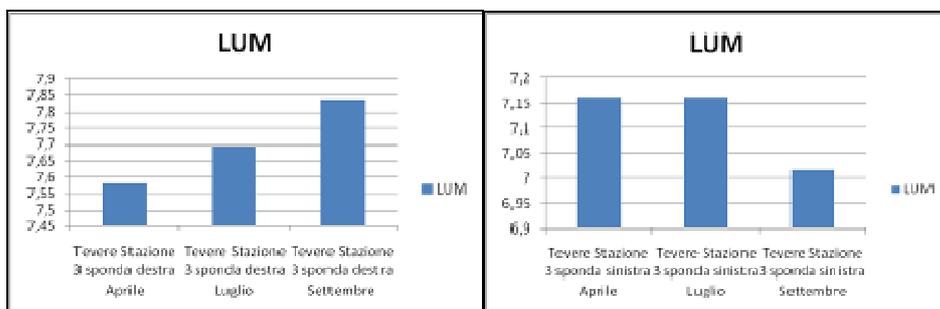
Indice di luminosità Farfa



Stazione 1



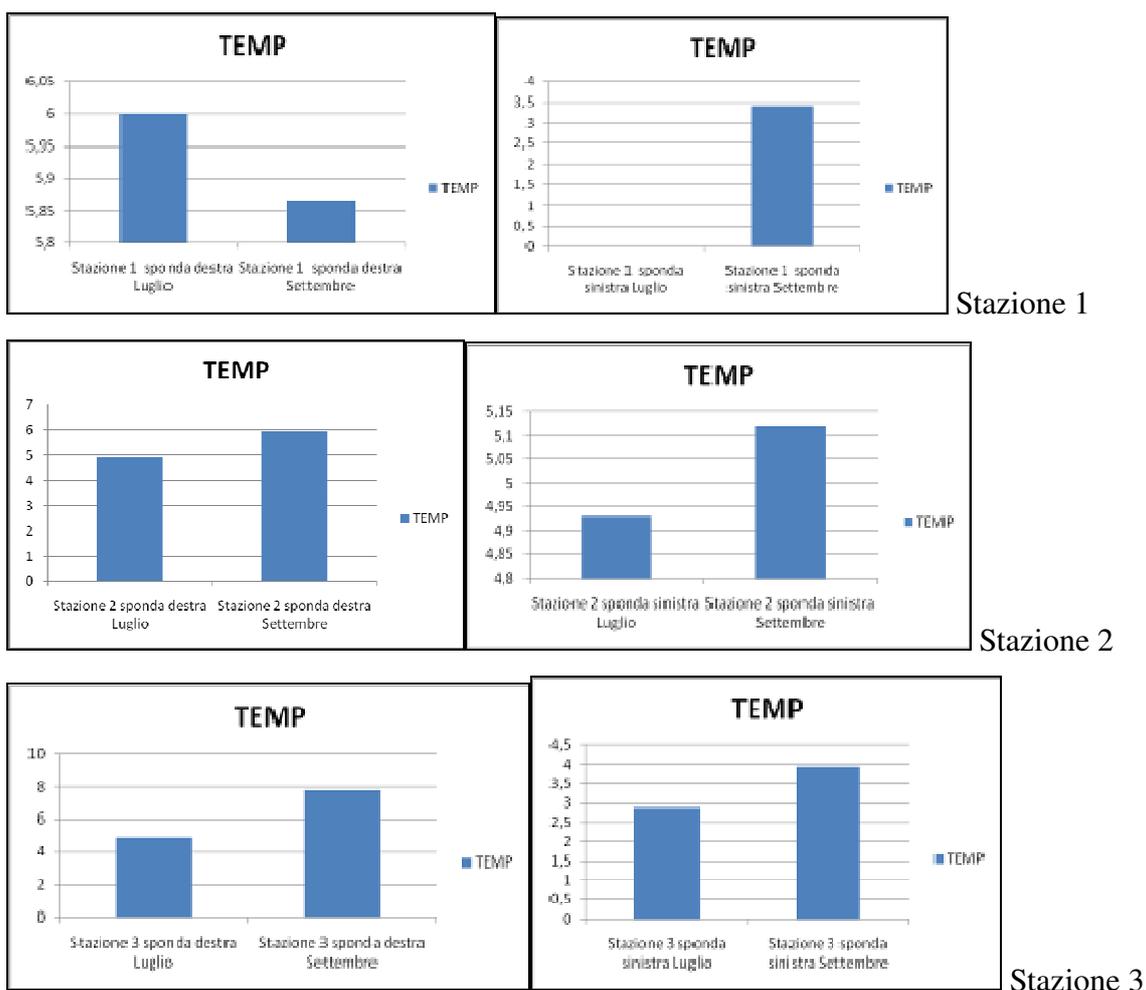
Stazione 2



Stazione 3

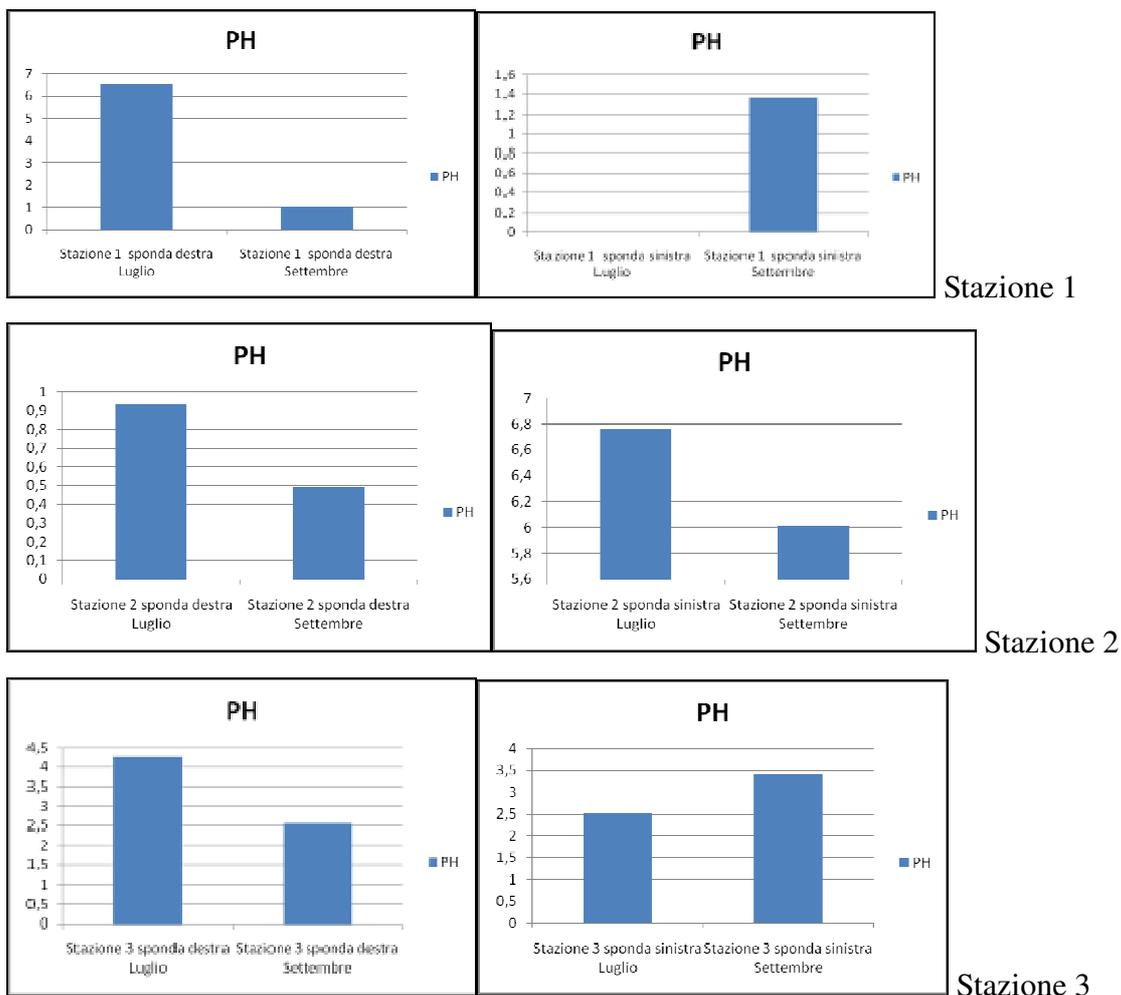
Nella stazione 1 del Farfa si assiste ad una normale diminuzione dell'indice di luminosità da aprile a settembre, mentre i picchi di luminosità presenti nella stazione 2 a luglio e settembre sono dovuti ad aree aperte non circondate da foreste riparie. L'andamento dell'indice nella stazione 3 risulta opposta per le due diverse sponde. Probabilmente la sponda destra risulta essere in piena luce a settembre, mentre la sinistra ad aprile e luglio.

Indice di temperatura Farfa



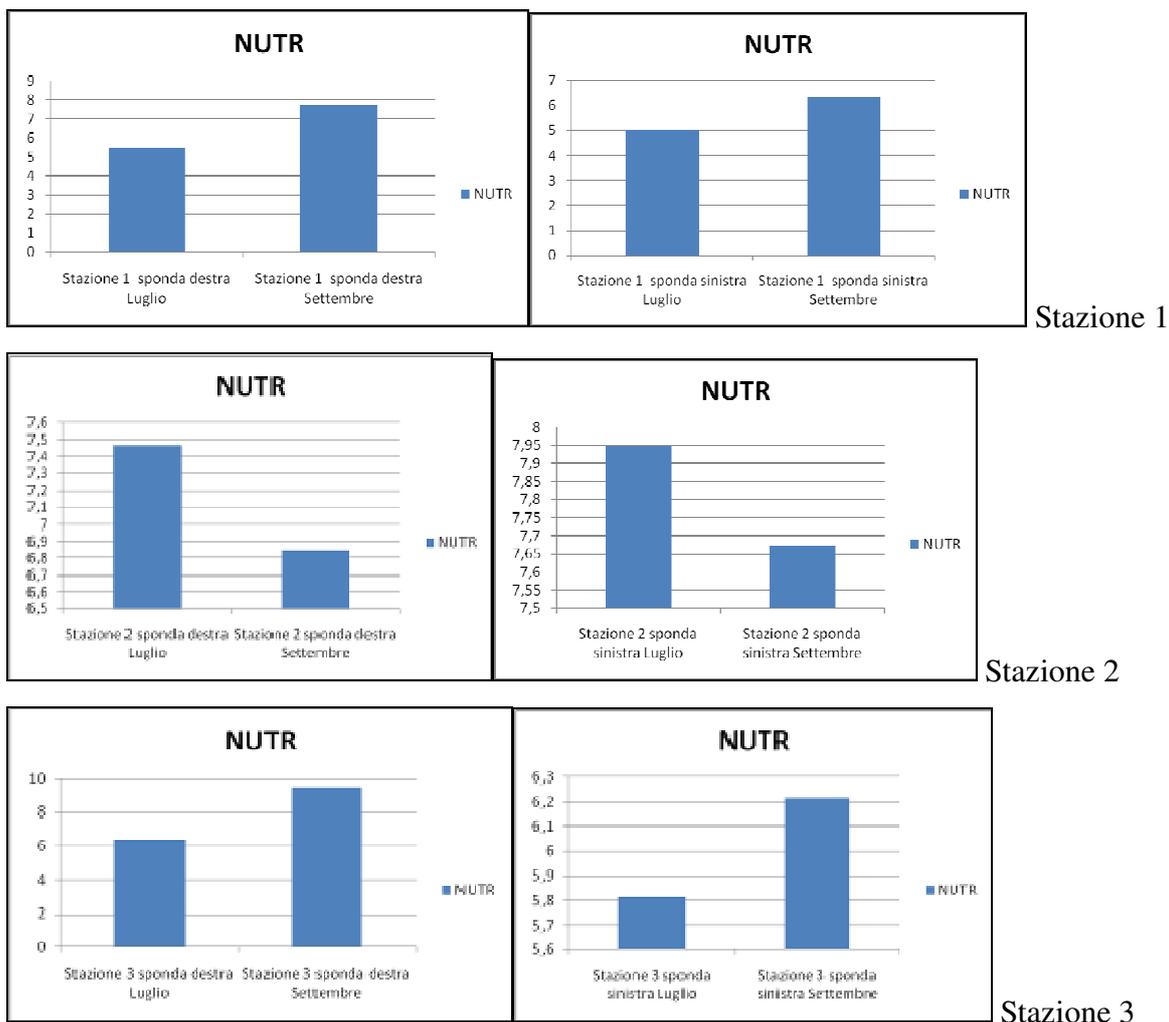
L'andamento dell'indice mostra un aumento della temperatura delle acque del Farfa da luglio a settembre, in maniera significativa sulla destra (valori tra 6 e 8) idrografica lungo tutto il corso del torrente. Potrebbe essere dovuto a fermentazioni attuatesi lungo il corso d'acqua, inoltre non va dimenticata la presenza di un caseificio che rilascia acque calde. Su questo punto bisognerebbe indagare maggiormente..

Indice di acidità Farfa



L'andamento dell'indice di acidità mostra solamente due situazioni anomale, la stazione 1 sponda destra e la stazione 2 sponda sinistra nel mese di luglio, in cui il valore (~ 7) riflette una aumento di pH. Questa variabilità dell'indice di pH può essere causato dall'andamento della morfologia fluviale e dal substrato presente oltre che da una copertura arborea riparile maggiore sulla sinistra idrografica che acidifica maggiormente le acque.

Indice di nutrienti Farfa



Un aumento dell'indice dei nutrienti a settembre è conseguenza della permanenza di condizioni derivate dalla stagione estiva. Mentre a luglio un aumento dell'indice dei nutrienti è assolutamente normale, causa dell'aumento dell'irraggiamento solare e dell'aumento della temperatura delle acque.

10 DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Lo studio condotto ha permesso di conoscere meglio la vegetazione macrofitica presente nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (sito SIC e ZPS) e capire come l'utilizzo di queste cenosi possa essere importante ai fini della conservazione e gestione di riserve in ambito fluviale.

Le cenosi a macrofite si sono rivelate degli ottimi bioindicatori della qualità dei corpi idrici superficiali, riuscendo a descrivere bene situazioni alterate, sia da un punto di vista chimico delle acque che da un punto di vista morfologico e idrobiologico dei corpi idrici indagati. La loro presenza anche se dipesa da fattori abiotici, quali luminosità, velocità della corrente e substrato presente, che ne alterano la struttura e la composizione, può aiutarci a capire quali pressioni siano in atto nel sito studiato e quali azioni prevedere per il completo ristabilirsi delle condizioni ottimali. Le macrofite inoltre, sono alla base di una catena biologica e trofica che va dai macroinvertebrati, ai pesci, agli uccelli, che utilizzano le cenosi macrofitiche per diversi scopi e quindi una loro diminuzione di copertura può avere effetti anche sul popolamento di questi animali. E' importante quindi integrare lo studio di macroinvertebrati, pesci ed uccelli acquatici a quello delle macrofite acquatiche, per avere una chiara visione d'insieme delle minacce e pressioni agenti sul sito studiato.

Proprio per una analisi eco-sistemica adeguata degli habitat fluviali, quindi, si deve tener conto non solo delle metodologie chimico-fisiche ma anche di metodologie biologiche, integrando i risultati ottenuti. In quest'ottica le macrofite acquatiche svolgono un ruolo fondamentale perché sono risultate molto sensibili ad alterazioni del livello trofico delle acque (che non è dato solo dalla concentrazione di nutrienti) anche quando indici (es. indici macrobentonici) ben più solidi non hanno evidenziato alcun mutamento o lo hanno sottostimato.

Dalle analisi dell'ARPA Lazio è risultato come la qualità dei corpi idrici Tevere e Farfa sia buona, se non addirittura ottima, per il secondo, in ogni stazione analizzata. Questi dati non possono essere confermati dall'analisi della comunità macrofitica e dall'IBMR. Il livello di trofia registrato dall'IBMR risulta molto elevato per il Tevere. L'analisi delle comunità a macrofite ha registrato un notevole carico trofico agente sul SIC.

Un aumento, dei composti azotati rispetto a quelli del fosforo (che ricordiamo vengono trattenuti maggiormente dai sedimenti) può aver portato ad un maggiore sviluppo algale (per altro riscontrato nella prima ed ultima sul Tevere) che ha depresso

l'accrescimento delle macrofite acquatiche (soprattutto le idrofite flottanti). I generi algali ritrovati soprattutto nel primo sito di campionamento (Ponte di Montorso) *Cladophora*, *Vaucheria* e *Lyngbya* ci indicano un ambiente ricco di nutrienti, quindi con una trofia elevata così come sottolineato dall'IBMR. Tale situazione è stata poi registrata anche nella parte terminale del SIC, alla confluenza Tevere-Farfa vicino gli isolotti.

La netta diminuzione del ricoprimento a cenosi a macrofite registrato dal 2005-2006 al 2010 può essere una conseguenza dell'aumento di composti azotati nelle acque dei due corpi idrici e lo sviluppo ampio di uno strato algale, che tende a limitare nell'acqua, non solo l'ossigeno, ma anche la luminosità (fattore abiotico fondamentale per lo sviluppo delle macrofite), non ha permesso una crescita ampia e diffusa di tali cenosi.

I campionamenti condotti hanno, inoltre, rilevato la maggiore presenza delle idrofite flottanti pleustofite (tipo *Potamogeton nodosus* e *Lemna minor*) rispetto alle idrofite sommerse (tipo *Ceratophyllum sp.* o *Miriophyllum sp.*) riscontrate solamente nel secondo campionamento sul Tevere in una zona di acque lentiche, quasi ferme, in cui non erano presenti idrofite pleustofite. Un maggiore apporto di composti azotati e di sedimenti fini legati all'azione di due cave estrattive sul corso del fiume Farfa, insieme a un maggior ristagno acquatico concentrato in massima parte nella zona terminale del SIC (confluenza Tevere - Farfa) può aver determinato ampie fluttuazioni di O₂, di pH ed Eh portando a condizioni estreme le cenosi a idrofite sommerse. Questa situazione ha determinato, nel tempo, una fioritura estiva permanente di strati algali e di idrofite pleustofite che hanno soffocato le cenosi a idrofite sommerse.

Il notevole carico trofico presente soprattutto sul Tevere (IBMR 8-9) ha favorito l'affermarsi di popolamenti pleustofitici con conseguenze importanti sulla qualità delle acque del fiume. L'isolamento della colonna d'acqua (che queste specie inducono) stimola l'insorgenza di fenomeni di anossia e ipossia con pesanti conseguenze sulle comunità biotiche. Nel complesso queste specie mostrano una spiccata affinità per ambienti eu-iper-trofici e instaurano processi retroattivi positivi in grado di incentivare i processi di rilascio sedimentario di nutrienti verso la colonna d'acqua, favorendo la stabilizzazione dei loro popolamenti considerati pionieri (Bolpagni R., Bartoli M., 2007).

Nella parte finale della Riserva alla confluenza tra Farfa e Tevere è stato osservato un netto declino di cenosi a idrofite sommerse provato anche dalle immagini satellitari (Fig. 31 e 32).



Fig.31 Confluenza Tevere-Farfa 2007 (periodo estivo)

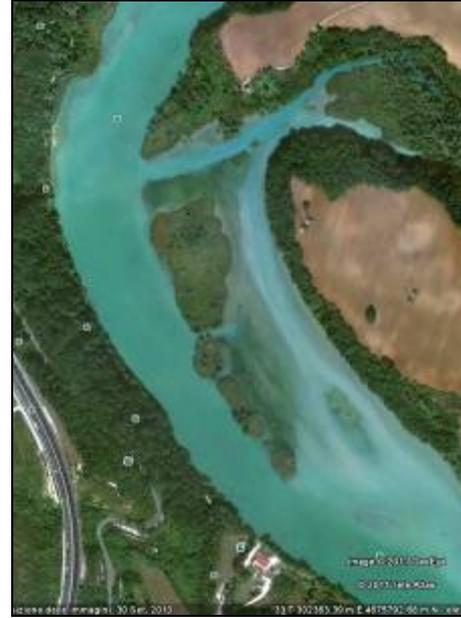


Fig.32 Confluenza Tevere-Farfa 2010 (perido estivo)

Le fitocenosi identificate sul Tevere risultano pauspecifiche e dominate da specie ubiquitarie e tolleranti nei confronti di fattori di disturbo quali aumento del carico di composti azotati e aumento del carico di sedimenti fini riscontrato da un'evidente aumento della torbidità delle acque soprattutto alla confluenza tra i due corpi idrici.

Il livello di trofia del Farfa, di contro, risulta medio (IBMR 10-11), descrivendo una situazione in cui il carico dei nutrienti sembra essere presente ma in parte trattenuto dalle foreste alveali a Salici, Pioppi ed Ontani presenti lungo tutto il suo corso. Le fitocenosi identificate sono anche qui pauspecifiche soprattutto nel terzo sito di campionamento (Ponte Sfondato), in cui la presenza di sedimento molto fine ha reso le acque del Farfa molto torbide e il cambiamento nella morfologia fluviale, a causa della deviazione del suo corso per convogliare le acque del torrente nella stazione ENEL presente vicino al Fosso di Rosciano, non ha permesso né alle idrofite sommerse, né alle pleustofite di insediarsi. Là dove sono stati ritrovate cenosi a idrofite è stata rilevata la presenza solo di *Potamogeton nodosus*, tipico di acque poco ossigenate e dal carico trofico elevato.

Nei primi due siti di campionamento sul Farfa invece, la scarsa presenza di macrofite idrofite è causata dalla turbolenza elevata della corrente, da un substrato formato in prevalenza da ciottoli e massi e dalla presenza di foreste alveali fitte che ombreggiando le rive non hanno permesso la crescita di elofite. In questa situazione sono favoriti i muschi e/o le briofite che sono meglio adattate a sopravvivere in ambienti a bassa luminosità

rispetto alle piante vascolari. Tra le briofite rinvenute con maggiore frequenza lungo il corso del Farfa abbiamo *Plagiomnium cuspidatum* e *Rhyncostegium riparioides*, specie estremamente robuste che presentano tolleranza sia all'azione meccanica, sia alla frequente alternanza di sommersione ed emersione, sia a fattori di disturbo antropico e *Chiloscyphus pallescens* (epatica) che sembra invece essere rara.

Inoltre l'applicazione degli indici di Ellenberg ha permesso di approfondire la conoscenza delle caratteristiche chimico – fisiche delle acque. Questi indici hanno consentito di comprendere come oltre al naturale trend stagionale delle acque, vi sia la presenza di alterazioni causate da acque di scolo che non sono sempre di buona qualità e determinano cambiamenti nella struttura e composizione delle comunità macrofitiche.

In conclusione, il monitoraggio delle macrofite acquatiche per l'individuazione delle misure di conservazione in un Sito natura 2000 in ambito fluviale risulta molto utile perché consente di identificare minacce o pressioni che subisce o potrebbe subire il sito indagato. Queste cenosi fotografano meglio di altri bioindicatori situazioni di cambiamento e di alterazioni del livello trofico dei fiumi. La loro sensibilità (riscontrata da un'alterazione della struttura e composizione) verso una aumento della concentrazione di nutrienti, ma anche dell'aumento del sedimento trasportato e quindi della torbidità delle acque, consente di prendere in esame azioni volte all'abbattimento di tali pressioni per migliorare non solamente la qualità delle acque ma anche di tutto l'ecosistema ad essa legato.

L'utilizzo dei dati di monitoraggio delle macrofite per la valutazione dello stato di conservazione degli habitat acquatici secondo la Direttiva Habitat risulta fondamentale in siti come le Riserve Fluviali che hanno come obiettivo non solo quello di un raggiungimento dello stato qualitativo delle acque classificabile come buono (ricordiamo che entro il 2015 l'Europa e la WFD ci impone di raggiungerlo) ma anche quello di conservare al meglio la fauna ittica e l'avifauna legata a questi habitat.

In ultimo, la possibilità di integrazione delle attività di monitoraggio previste in base alla Direttiva Quadro sulle Acque (art. 8) con il monitoraggio previsto dalla Direttiva Habitat in un Sito natura 2000 in ambito fluviale (art. 11) consente agli operatori di descrivere al meglio lo Stato Ecologico degli habitat fluviali, utilizzando l'integrazione dei risultati come elemento fondamentale per la definizione di obiettivi di conservazione previsti dalle tre Direttive UE considerate.

11 BIBLIOGRAFIA

11a CITATA:

ANFOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivier* (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.

AZZOLLINI R., BETTAG, MINCIARDI M.R., 2003. *Uso delle 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.

BOLPAGNI R., BARTOLI M., 2007. *Analisi della diversità floristica in ambienti acquatici marginali del fiume Oglio (Italia settentrionale: la componente macrofitica)*.

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 Accademy: 77-87.

CANEVA G., CESCHIN S., SALERNO G., 2005. *Valutazione della qualità delle acque del basso corso del fiume Tevere mediante l'uso di macrofite acquatiche come bioindicatori*. Rivista Tevere, 20-23 pp.

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

CENTRO TEMATICO ACQUE INTERNE E MARINO COSTIERE, 2005. *Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli ambienti di acque correnti (Macrofite)*.

APPA Trento, ARPA Toscana, ARPA Lombardia, Istituto Superiore di Sanità, Ente per le Nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente.

CESCHIN S., SALERNO G., 2008. *La vegetazione del basso corso del Fiume Tevere e dei suoi affluenti (Lazio, Roma)*. Fitosociologia, Società Italiana di Scienza della Vegetazione, vol. 45 (1): 39-74.

CORTINI PEDROTTI C., 2005. *Flora dei muschi d'Italia*. Delfino Antonio Editore, Vol. I,II.

D'ANTONI S., NATALIA M.C., 2010. *Sinergie fra la Direttiva Quadro Acque e le Direttive "Habitat" e "Uccelli" per la tutela degli ecosistemi acquatici con particolare riferimento alle Aree Protette, Siti Natura2000 e Zone Ramsar. Aspetti relativi alla Pianificazione*. Rapporti ISPRA, 107/2010: 1-64 pp.

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

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

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.

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.

IFF, *Indice di Funzionalità Fluviale*, 2007. Manuale APAT.

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

MANCINI L., SOLLAZZO C. (Ed.). *Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle*

acque correnti: comunità diatomiche. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2009. (Rapporti ISTISAN 09/19), 3-6.

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., AZZOLINI R., BETTA G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA e Provincia di Torino, 64pp.

MINCIARDI M.R., SPADA C.D., ROSSI G.L., ANGIUS R., ORRU G., MANCINI L., PACE G., MARCHEGGIANI S., 2009. *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche*. ENEA Rapporto Tecnico RT/2009/23/ENEA. 20 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.

PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*. Vol. I, II, III. Edagricole, Bologna.

RISERVA NATURALE NAZZANO, TEVERE- FARFA; *Sintesi del Piano di Gestione*.

SPADA F., CASELLA L.; *Memoria illustrativa alla Carta della Vegetazione, SIC/ZPS IT 6030012 "Riserva Naturale Tevere Farfa"*.

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 200/60/CE in Italia. Rapporti ISTISAN 06/37: 82 pp.

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

11b CONSULTATA:

ABATI S., CASTORINA M., IBERITE M., MINCIARDI M.R., PELLICIONI I., SPADA C.D., 2008. Utilizzo delle macrofite come bioindicatori nelle acque interne dell'Agro Pontino (Lazio meridionale). Università di Roma "La Sapienza" Dipartimento di Biologia Vegetale, CR ENEA Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura.

AZZOLLINI R., GERBAZ D., ISABEL S., VICQUÉRY L., MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., SPADA C.D., 2006. *Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio di corsi d'acqua alpini: le applicazioni in Valle d'Aosta.* ARPA Valle d'Aosta, CR ENEA, Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura.

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., MUNAFO' M., TORNATORE F., BONAMINI I., DIDOMENICO 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/CEE* – IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, (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.

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

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.

CARPEENTER S.R., LODGE D.M., 1986. *Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes*. Aquatic Botany, 26: 347-370.

CHAMBERS P.A., PREPAS E.E., 1994. *Nutrient dynamics in riverbends: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes*. EN 14184: 14 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 Macrophytes 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: 13 pp.

CICCARELLI E., NOTARGIACOMO T., CHARAVGIS F., CINGOLANI L., 2008. *L'utilizzo delle macrofite per il controllo della qualità dei corsi d'acqua umbri: applicabilità e problemi*. ARPA Umbria.

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*. Anns. de Limnologie, 29 (3-4): 223-237.

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

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.

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.

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., 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. Verailles, 23-24 janvier 1990. ANPP: 237-245.

LEWIS M.A., WANG W., 1997. *Water quality and aquatic plants*. In: *Plants 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., (Ed.). *Biological monitoring of rivers. Applications and Perspectives*. Water Quality Measurements series. Wiley Chichester, Uk.; 2006. 461 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., GALLO L., LUCADAMO L., 2008. *Prima caratterizzazione delle comunità a macrofite acquatiche in alcuni corsi fluviali della Provincia di Cosenza*. Università della Calabria Laboratorio di Ecologia Generale ed Applicata, ENEA Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura.

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

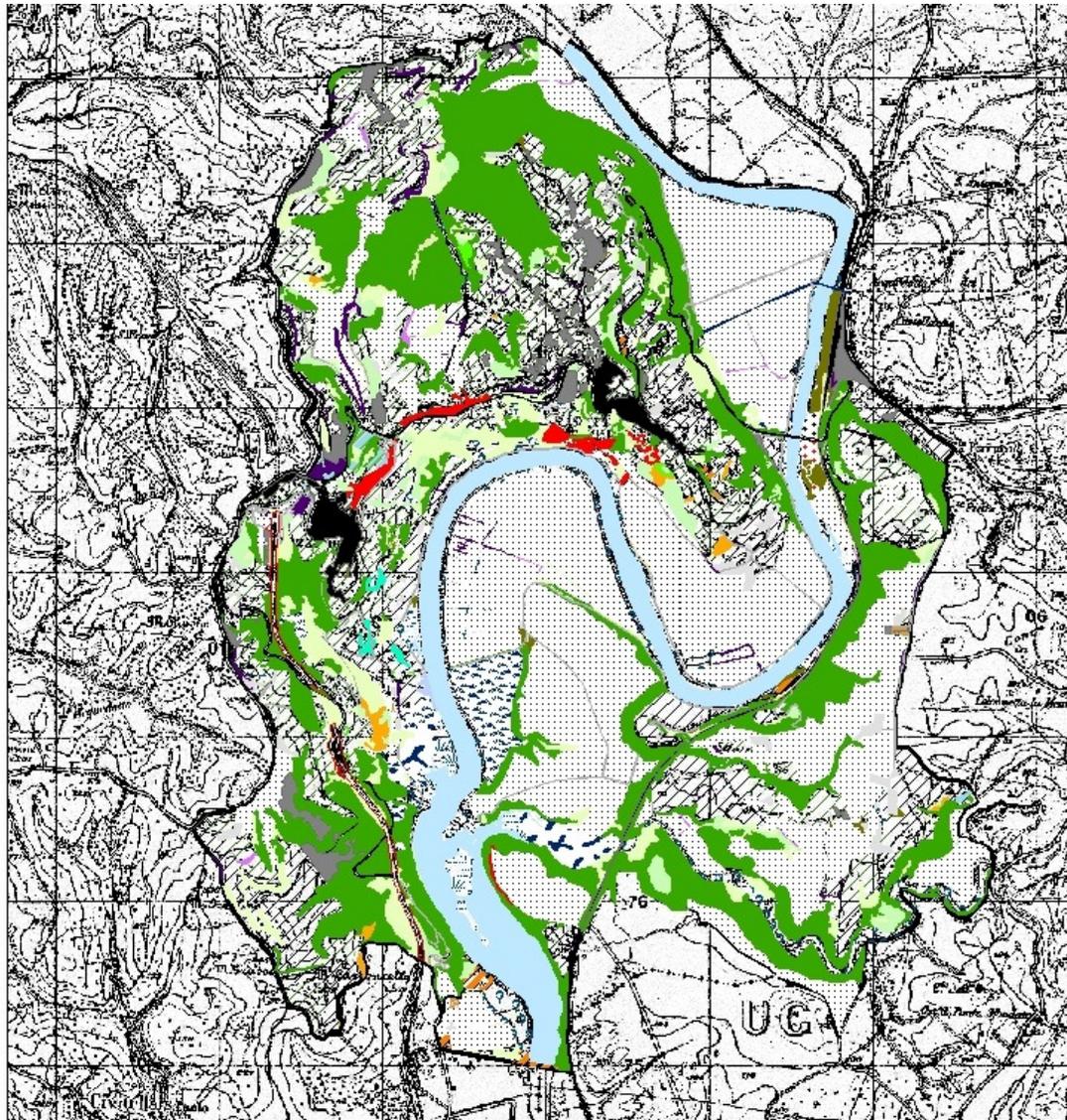
NEIMAN J., DÉCAMPS H., McCLAIN M., 2005. *Riparia. Ecology, Conservation and*

Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press: 430 pp.

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

RIIS T., SAND-JENSEN K., LARSEN S.E., 2001. *Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and locations within Danish stream system*. Hydrobiologia, 448: 217-228.

TOMASELLA M., PIZZUL E., ZANUT E., 2008. *Le macrofite come indicatori biologici per la valutazione della qualità del bacino del fiume Stella (Friuli Venezia Giulia, Nord-Est Italia)*. Università degli Studi di Trieste, Dipartimento di Scienze della Vita.



ALLEGATO 1: *Carta della Vegetazione*

- Legend**
- zpl_n° 23 no 1
- COO_D_COP_BI_DESCR_COP_RI
- 22.13. Acque sotterranee
 - 24.15. Pieno della corsa
 - 24.40. Vegetazione fluviale mesotropa
 - 31.902. Formazioni a *Phalaris ulmioides* della Sicilia e dell'Italia peninsulare
 - 31.902. *Corynephorus* e *Corylus avellana*
 - 32.A. *Arctostaphylos* e *Spartium pinnatum*
 - 34.81. Prati mediterranei nitrosi e subnitrosi
 - 35.1. Prati comuni e pascoli
 - 41.752. Querceti a querce caducifoglie con *Q. pubescens*, *Q. vegiliana* e *Q. ilex* del campo dell'Italia peninsulare ed insulare
 - 41.75.11. *Carrubo* sud-italiano
 - 41.F.1. Boschi di *Clusia* maritima
 - 44.13. Gallone di *Saxifraga*
 - 44.814. *Saxifraga* e *Galium* di *Prunella* italica
 - 44.814. *Saxifraga* *lanceolata* e *Galium* di *Prunella* e *Origanum*
 - 45.324. *Luzula* *suprematissima* dell'Italia
 - 53.111. *Plantago* *medeolae*
 - 53.14. *Compositae* e *Trifolium* *pratense*
 - 53.82. *Panicum* *aduncum* *diversum*
 - 53.809. *Panicum* *aduncum* *plumieri*
 - 62.14. *Panicum* *diversum* del tipo dell'Italia meridionale
 - 82.11. *Semina*
 - 82.12. *Semina* e *orti*
 - 82.3. *Citrus* di tipo *orientalis* e sistemi agricoli complessi
 - 83.111. *Olivi* *tradizionali*
 - 83.211. *Vigneti* *tradizionali*
 - 83.312. *Plantaginis* e *Peri* *europaei*
 - 83.322. *Plantaginis* e *Peri* *europaei*
 - 83.324. *Plantaginis*
 - 84.1. *Prati* *alberati*
 - 84.2. *Seppi*
 - 85.11. *Teneri* *boschi* *decidui*
 - 85.12. *Prati* *da* *parco*
 - 85.31. *Giardini* *ornamentali*
 - 85.15. *Centri* *urbani*
 - 85.12. *Areie* *suburbane*
 - 85.31. *Costruzioni* *industriali* *attive*
 - 85.32. *Siti* *estirpati* *attivi*
 - 85.41. *Cervi* *abbandonati*
 - 85.40. *Linee* *ferroviarie*
 - 85.40.1. *Margine* *delle* *reti* *infrastrutturali* e *aree* *in* *disuso*
 - 85.5. *Semi* e *costruzioni* *agrarie*
 - 87.2. *Comunità* *suburbe*
 - 89.21. *Canal* *artificiali* *d'acqua* *dolce*
 - 89.24. *Stazioni* *di* *trasformazione* *delle* *acque* *lunche* e *relativi* *bacini*
 - A1. *Autostrada*
 - S. *Strada*
 - SL. *Strada* *locale*

ALLEGATO 2 CAMPIONAMENTO 30/04/2010

	SPECIE	TEVERE					Ei*Ki*Ci					Ei*Ki*Ci			Ei*Ki					Ei*Ki							
		TEVERE					FARFA			Ei		Ci		TEVERE					FARFA			TEVERE			FARFA		
		ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	Ei	Ci	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3
BRIOFITE	SPONDA DESTRA																										
	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.									2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Conocephalum conicum											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.									1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SPONDA SINISTRA																										
	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.									2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Conocephalum conicum											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.									1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ALGHE	Cladophora	1		1						1	6	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Melosira			2						1	10	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Oscillatoria			1						1	11	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Spirogyra			5						1	10	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Vaucheria	3		3						1	4	12	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Lyngbya	2		0						2	10	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SPONDA DESTRA																											
Agrostis stolonifera	2	3							1	10	20	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Apium nodiflorum			1						1	10	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Berula erecta	1	1	2						2	14	28	28	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Callitriche stagnalis									2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Carex pendula			2						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Carex pseudocyperus			1						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ceratophyllum demersum									2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus fuscus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus longus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Scirpus holoschoenus (L.) Soják									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Iris pseudacorus	3	4	3						1	10	30	40	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus articulatus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus conglomeratus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus inflectus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lemna minor									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lycopus europeus	1	1	1						1	11	11	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lythrum silicaria			2						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mentha aquatica	2	3	1						1	12	24	36	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Myriophyllum spicatus									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Naja minor									3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nasturtium officinale	1	1							1	11	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

ALLEGATO 2 CAMPIONAMENTO DEL 02/07/2010

	SPECIE	TEVERE				Ei*Ki*Ci					Ei*Ki*Ci			Ei*Ki					Ei*Ki								
		TEVERE				FARFA		Ei	CI	TEVERE					FARFA			TEVERE					FARFA				
		ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	Ei	CI	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3
	SPONDA DESTRA																										
BRIOFITE	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)						3	2	1							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.						1				2	15				0	0	0	0	0	30	0	0			0	0
	Conocephalum conicum						1		1							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.						1	1			1	12				0	0	0	0	0	12	12	0			0	0
	FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.															0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen							2								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SPONDA SINISTRA																										
	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)							1	1							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.										2	15				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Conocephalum conicum							1		1						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.							2	1			1	12			0	0	0	0	0	24	12	0			0	0	
FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.							1	1							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen															0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ALGHE																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
																0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	SPONDA DESTRA																										
	Agrostis stolonifera	2	3					1		1	10				20	30	0	0	0	0	0	10	0			2	3
	Apium nodiflorum	1		1						1	10				10	0	10	0	0	0	0	0	0			1	0
	Berula erecta	1	1	2					1	2	14				28	28	56	0	0	0	0	28			2	2	
	Callitricae stagnalis									2	12				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Carex pendula	2		2					1	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Carex pseudocyperus			1						0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Ceratophyllum demersus									2	5				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Cyperus fuscus									0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Cyperus longus									0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Scirpus holoschoenus (L.) Soják							1		0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Iris pseudacorus	3	4	3						1	10				30	40	30	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4
	Juncus articulatus								1	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Juncus conglomeratus	1								0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Juncus inflectus									0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Lemna minor									1	10				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Lycopus europeus	1	1	1						1	11				11	11	11	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
	Lythrum silicaria	1		2						0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Mentha aquatica	2	3	1						1	12				24	36	12	0	0	0	0	0	0	2	3		
	Myriophyllum spicatus	1								2	8				16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0		
	Naja minor									3	6				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Nasturtium officinalis	1	1						1	1	11				11	11	0	0	0	0	11	11			1	1	

FANEROGAME

Nasturtium officinalis	1	1				1	1	1	11	11	11	0	0	0	0	0	11	11	1	1	0	0	0	0	1	1	
Petasites hybrida								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Persicaria hydropiper			1					2	8	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Phragmites australis	2	2	5					2	9	36	36	90	0	0	0	0	0	0	4	4	10	0	0	0	0	0	
Polygonum laphatifolium						2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polygonum mitae							1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton lucens								3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton nodosus	3						1	3	4	36	0	0	0	0	0	0	12	9	0	0	0	0	0	0	0	3	
Ranunculus repens	2		3				1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rorippa amphibia							1	1	9	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Schoenoplectus lacustris								2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sparganium erectum	1							1	10	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Veronica anagallis-aquatica	1	1	1					2	11	22	22	22	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0	
Veronica beccabunga							1	1	10	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	0	1	0	1	
SPONDA SINISTRA																											
Agrostis stolonifera	1		2			1	1	2	1	10	10	0	20	0	0	0	10	10	20	1	0	2	0	0	1	1	2
Apium nodiflorum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Berula erecta			1				1	2	14	0	28	0	0	0	0	0	28	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0
Callitricae stagnalis								2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex pendula							1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex pseudocyperus	2		3					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratophyllum demersus								2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperus fuscus								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperus longus								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirpus holoschoenus (L.) Soják								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Iris pseudacourus			4		4			1	10	0	40	40	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0
Juncus articulatus							1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juncus conglomeratus								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juncus inflectus								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemna minor								1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycopus europeus								1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lythrum silicaria								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mentha aquatica	1		2		2			1	12	12	24	24	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Myriophyllum spicatus								2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naja minor								3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nasturtium officinalis	1		2			1	1	1	11	11	0	22	0	0	0	11	11	1	0	2	0	0	0	0	1	1	1
Petasites hybrida							3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Persicaria hydropiper								2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phragmites australis	3		5		3			2	9	54	90	54	0	0	0	0	0	6	10	6	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum laphatifolium						1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum mitae							1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton lucens	3							3	7	63	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton nodosus							1	3	4	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Ranunculus repens	1						1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rorippa amphibia							1	1	9	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Schoenoplectus lacustris								2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparganium erectum								1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veronica anagallis-aquatica	1		1					2	11	22	0	22	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Veronica beccabunga							1	1	10	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

ALLEGATO 2 CAMPIONAMENTO DEL 04/08/2010

	SPECIE	TEVERE					Ei*Ki*Ci					Ei*Ki*Ci			Ei*Ki					Ei*Ki								
		TEVERE					FARFA			Ei	CI	TEVERE					FARFA			TEVERE					FARFA			
		ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3			ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2	ST1	ST2	ST3	
	SPONDA DESTRA																											
BRIOFITE	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)						3	2	1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.						1			2	15	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
	Conocephalum conicum						1		1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.						1	1		1	12	0	0	0	0	0	12	12	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
	FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen							2				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		SPONDA SINISTRA																										
	Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)							1	1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.									2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Conocephalum conicum						1		1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.						2	1		1	12	0	0	0	0	0	24	12	0	0	0	0	0	0	2	1	0	
	FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.						1	1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
ALGHE																												
	SPONDA DESTRA																											
	Agrostis stolonifera		1					1		1	10	0	10	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	1	0		
	Apium nodiflorum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Berula erecta	1		2					1	2	14	28	0	56	0	0	0	0	28	2	0	4	0	0	0	2		
	Callitriche stagnalis									2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Carex pendula	2	2		2	2		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Carex pseudocyperus			4						0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Ceratophyllum demersus									2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Cyperus fuscus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Cyperus longus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Scirpus holoschoenus (L.) Soják	2					1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Iris pseudacorus	3	4	4	3	3				1	10	30	40	40	30	30	0	0	0	3	4	4	3	3	0	0		
	Juncus articulatus								1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Juncus conglomeratus	1								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Juncus inflectus	2								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Lemna minor									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Lycopus europeus	1	1	2	1	1				1	11	11	11	22	11	11	0	0	1	1	2	1	1	0	0			
	Lythrum salicaria		1							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Mentha aquatica	3	2	3	2	2				1	12	36	24	36	24	24	0	0	3	2	3	2	2	0	0			
	Myriophyllum spicatus	1	1							2	8	16	16	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0			
	Naja minor				1	1				3	6	0	0	0	18	18	0	0	0	0	3	3	0	0	0			
	Nasturtium officinalis	1	1				1	1	1	1	11	11	11	0	0	0	0	11	11	1	1	0	0	0	1	1		

FANEROGAME

Nasturtium officinalis	1	1					1	1	1	11	11	11	0	0	0	0	11	11	1	1	0	0	0	0	1	1	
Petasites hybrida									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Persicaria hydropiper									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Phragmites australis	2	4	5	4	4				2	9	36	72	90	72	72	0	0	0	4	8	10	8	8	0	0	0	
Polygonum laphatifolium							2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polygonum mitae							1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton lucens									3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton nodosus	4	2		1	1		1		3	4	48	24	0	12	12	0	0	12	12	6	0	3	3	0	0	3	
Ranunculus repens	2	2	4				1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rorippa amphibia							1		1	9	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Schoenoplectus lacustris		1							2	8	0	16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Sparganium erectum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Veronica anagallis-aquatica		1		1	1				2	11	0	22	0	22	22	0	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	
Veronica beccabunga							1	1	1	10	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	1	0	1	
SPONDA SINISTRA																											
Agrostis stolonifera		3					1	1	2	1	10	0	30	0	0	0	10	10	20	0	3	0	0	0	1	1	2
Apium nodiflorum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Berula erecta	2						1		2	14	56	0	0	0	0	0	0	28	4	0	0	0	0	0	0	2	
Callitriche stagnalis	2								2	12	48	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	
Carex pendula	2	3		2	2		1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Carex pseudocyperus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ceratophyllum demersus									2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus fuscus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus longus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Scirpus holoschoenus (L.) Soják									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Iris pseudacourus	3	3	3	3	3				1	10	30	30	30	30	30	0	0	0	3	3	3	3	3	0	0	0	
Juncus articulatus							1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus conglomeratus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus inflectus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lemna minor			2						1	10	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Lycopus europeus	1		1	1	1				1	11	11	0	11	11	11	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	
Lythrum salicaria									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mentha aquatica	3	2	2	2	2				1	12	36	24	24	24	24	0	0	0	3	2	2	2	2	0	0	0	
Myriophyllum spicatus			1						2	8	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Naja minor									3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nasturtium officinalis	1						1	1	1	11	11	0	0	0	0	0	11	11	1	0	0	0	0	0	1	1	
Petasites hybrida							3		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Persicaria hydropiper			1						2	8	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Phragmites australis	3	5	3	4	4				2	9	54	90	54	72	72	0	0	0	6	10	6	8	8	0	0	0	
Polygonum laphatifolium							1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polygonum mitae							1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton lucens									3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Potamogeton nodosus	4		2	1	1		1		3	4	48	0	24	12	12	0	0	12	12	0	6	3	3	0	0	3	
Ranunculus repens	2	2	1				1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rorippa amphibia							1		1	9	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Schoenoplectus lacustris									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sparganium erectum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Veronica anagallis-aquatica				1	1				2	11	0	0	0	22	22	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	
Veronica beccabunga							1	1	1	10	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	1	

ALLEGATO 2 CAMPIONAMENTO 30/09/2010

SPECIE	TEVERE						Ei*Ki*Ci						Ei*Ki*Ci						Ei*Ki						Ei*Ki											
	TEVERE						FARFA						FARFA						TEVERE						FARFA											
	ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2		ST1	ST2	ST3	Ei	Ci		ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2		ST1	ST2	ST3				ST1	ST2	ST3	ST4.1	ST4.2		ST1	ST2	ST3			
SPONDA DESTRA																																				
Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)						3	2	1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.						1			2	15		0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Conocephalum conicum						1		1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.						1	1		1	12		0	0	0	0	0	0	0	12	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen							2					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SPONDA SINISTRA																																				
Chiloscyphus pallescens (Ehrh. ex Hoffm.)							1	1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRACHYTECIUM RIVULARE Schimp.									2	15		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Conocephalum conicum						2		1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
RHYNCHOSTEGIUM RIPARIOIDES (Hedw.) C. E. O. Jens.						2	1		1	12		0	0	0	0	0	0	24	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
FISSIDENS ADIANTOIDES Hedw.						1	1					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PLAGIOMNIUM CUSPIDATUM (Hedwig) T. Koponen												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ALGHE																																				
												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
												0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SPONDA DESTRA																																				
Agrostis stolonifera		1					1	1	1	10		0	10	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
Apium nodiflorum			2				2	1	1	10		0	0	20	0	0	0	20	10	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Berula erecta		1	2				2	1	2	14		0	28	56	0	0	0	56	28	0	2	4	0	0	0	0	4	0	0	0	4	2	0	0	0	0
Callitriche stagnalis							1		2	12		0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Carex pendula			2					1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Carex pseudocyperus			3						0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ceratophyllum demersus									2	5		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus fuscus							1		0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyperus longus				2					0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Scirpus holoschoenus (L.) Soják		2		1			1		0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Iris pseudacorus			3	2					1	10		0	30	20	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juncus articulatus									0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus conglomeratus									0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Juncus inflexus		2	1						0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lemna minor		3							1	10		30	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycopus europeus			1					1	1	11		0	11	0	11	0	0	0	0	11	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Lythrum salicaria				1				1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mentha aquatica		3	2	1			1		1	12		36	24	12	0	0	0	12	0	3	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Myriophyllum spicatum		1	1						2	8		16	16	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NAJAS MINOR All.									3	6		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nasturtium officinalis		2					1	1	1	11		22	0	0	0	0	0	0	11	11	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

FANEROGAME

Nasturtium officinalis	2					1	1	1	11	22	0	0	0	0	0	0	11	11	2	0	0	0	0	0	0	1	1
Petasites hybrida								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Persicaria hydropiper								2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phragmites australis	5	5						2	9	0	90	90	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0
Polygonum lapathifolium	2	2				2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum mitae	1	1				1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton lucens									3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton nodosus	4								3	4	48	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus repens	2	2						1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rorippa amphibia							1		1	9	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Schoenoplectus lacustris									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparganium erectum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veronica anagallis-aquatica									2	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veronica beccabunga		1				1	1	1	1	10	0	0	10	0	0	10	10	10	0	0	1	0	0	0	1	1	1
SPONDA SINISTRA																											
Agrostis stolonifera		2				2	1	2	1	10	0	0	20	0	0	20	10	20	0	0	2	0	0	2	1	2	2
Apium nodiflorum	2						1	1	1	10	0	20	0	0	0	0	10	10	0	2	0	0	0	0	1	1	1
Berula erecta	2						1	1	2	14	0	56	0	0	0	0	28	28	0	4	0	0	0	0	2	2	2
Callitricae stagnalis								1	2	12	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Carex pendula	2	3				1		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex pseudocyperus	1	2							0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratophyllum demersum	2								2	5	20	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperus fuscus							1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyperus longus	1								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirpus holoschoenus (L.) Soják	1								0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Iris pseudacourus		1	4						1	10	0	10	40	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0
Juncus articulatus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juncus conglomeratus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juncus inflexus									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemna minor	2								1	10	20	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycopus europeus	1	1				1		1	1	11	11	11	0	0	0	11	0	11	1	1	0	0	0	1	0	1	1
Lythrum salicaria	1	1	2					1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mentha aquatica		2				1	1		1	12	0	24	0	0	0	12	12	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0
Myriophyllum spicatus									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NAJAS MINOR Ail.									3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nasturtium officinalis	1					1	1		1	11	11	0	0	0	0	0	11	11	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Petasites hybrida							3		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Persicaria hydropiper									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phragmites australis	2	5							2	9	36	90	0	0	0	0	0	0	4	10	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum lapathifolium						2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum mitae		1					1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton lucens									3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton nodosus	3						2	3	4	36	0	0	0	0	0	0	0	24	9	0	0	0	0	0	0	0	6
Ranunculus repens	2							1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rorippa amphibia							1		1	9	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Schoenoplectus lacustris									2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparganium erectum									1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veronica anagallis-aquatica		1							2	11	0	22	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Veronica beccabunga						1	1		1	10	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	1	1	1

Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	TEVERE 16/04/2010 (Ki)						TEVERE 30/04/2010 (Ki)					
								sponda destra			sponda sinistra			sponda destra			sponda sinistra		
								st1	st2	st3	st1	st2	st3	st1	st2	st3	st1	st2	st3
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5													
ARIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6													
BERULA ERECTA (HUDSON) COVILLE	8	6	3	10		7		1	1	2		1		1	1	2		1	
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1													
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5													
CAREX PSEUDOCYPHERUS L.	7	6	3	10	3	3				1	2	3				1	2	3	
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8													
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5													
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5													
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7		3	4	3		4	4	3	4	3		4	4
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5													
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5													
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5													
LEMNA MINOR L.	7		3	11															
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2	1	1	1	1			1	1	1			
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2									2			
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4		2	3	1	2	2	2	2	3	1	1	2	2
MYRIOPHYLLUM SRCATUM L.	5			12	8	5													
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4													
NASTURTIUM OFFICINALE R. BR.	7	4	3	11	7	7				1		2		1	1		1		2
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4	2	2	5	3	5	3	2	2	5	3	5	3
POLYGONUM HYDROPER L.	7	5		8	4	5										1			
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8													
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7													
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8								3			3		
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6													
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7													
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8										3	1		
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KUCH	8	7	3	8	5	4													
SCHONOPLECTUS LACUSTRIS (L.) PALLA	8	5	3	11	7	5													
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5													
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6		1	1	1	1		1	1	1	1	1		1
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2												

Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	TEVERE 02/07/2010 (Ki)					
								sponda destra			sponda sinistra		
								st1	st2	st3	st1	st2	st3
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5		2	3		1		2
APIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6		1			1		
BERULA ERECTA (HUDSON) COVILLE	8	6	3	10		7		1	1		2		1
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1							
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5		2			2		
CAREX PSEUDOCYPERUS L.	7	6	3	10	3	3				1	2	3	
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8							
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5							
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5							
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7		3	4		3	4	4
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5							
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5		1					
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5							
LEMNA MINOR L.	7		3	11									
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2	1	1	1			
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2	1			2		
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4		2	3	1	1	2	2
MYRIOPHYLLUM SPICATUM L.	5			12	8	5		1					
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4							
NASTURTIUM OFFICINALE R. BR.	7	4	3	11	7	7		1	1		1		2
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4	2	2	5	3	5	3
POLYGONUM HYDROPIPER L.	7	5		8	4	5				1			
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8							
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7							
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8					3		
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6		3					
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7		2		3	1		
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8							
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KOCH	8	7	3	8	5	4							
SCHOENOPLECTUS LAGUSTRIS (L.) FALLA	8	5	3	11	7	5							
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5		1					
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6		1	1	1	1		1
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2						

Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	TEVERE 04/08/2010 (Ki)												
								sponda destra					sponda sinistra							
								st1	st2	st3	st4.1	st4.2	st1	st2	st3	st4.1	st4.2			
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5														
APIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6														
BERULA ERECTA (HUDSON) COVILLE	8	6	3	10		7														
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1														
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5														
CAREX PSEUDOCYPERUS L.	7	6	3	10	3	3														
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8														
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5														
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5														
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7														
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5														
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5														
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5														
LEMNA MINOR L.	7		3	11																
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2													
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2													
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4														
MYRIOPHYLLUM SPICATUM L.	5			12	8	5														
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4														
NASTURTIUM OFFICINALE R.BR.	7	4	3	11	7	7														
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4													
POLYGONUM HYDROPIPER L.	7	5		8	4	5														
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8														
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7														
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8														
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6														
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7														
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8														
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KOCH	8	7	3	8	5	4														
SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS (L.) PALLA	8	5	3	11	7	5														
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5														
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6														
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2													

Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	TEVERE 30/09/2010 (Ki)						
								sponda destra			sponda sinistra			
								st1	st2	st3	st1	st2	st3	
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5			1					2
APIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6				2			2	
BERULA ERECTA (HUDSON) COVILLE	8	6	3	10		7			1	2			2	
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1								
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5				2	2		3	
CAREX PSEUDOCYPERUS L.	7	6	3	10	3	3				3	1			2
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8					2			
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5								
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5				2	1			
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7			3	2			1	4
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5								
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5								
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5		2	1					
LEMNA MINOR L.	7		3	11				3			2			
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2		1		1	1		
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2			1	1	1		2
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4		3	2	1			2	
MYRIOPHYLLUM SPICATUM L.	5			12	8	5		1	1					
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4								
NASTURTIUM OFFICINALE R.BR.	7	4	3	11	7	7		2			1			
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4		5	5	2		5	
POLYGONUM HYDROPIPER L.	7	5		8	4	5								
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8		2		2				
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7			1	1				1
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8								
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6		4			3			
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7		2	2		2			
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8								
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KOCH	8	7	3	8	5	4		2		1				
SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS (L.) PALLA	8	5	3	11	7	5								
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5								
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6							1	
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2			1				

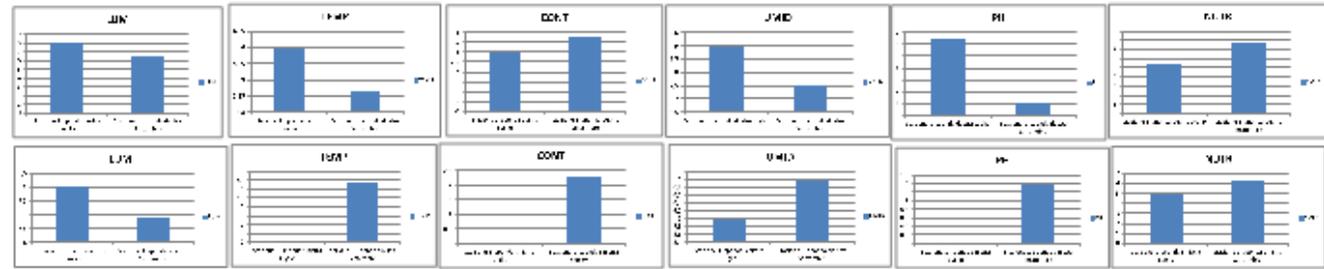
Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	FARFA 02/07/2010 (Ki)						
								s.ponda destra			s.ponda sinistra			
								st1	st2	st3	st1	st2	st3	
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5			1		1		1	2
APIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6								
BERULA ERECTA (HUDSON) COMILLE	8	6	3	10		7				1				1
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1								
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5				1				1
CAREX PSEUDOCYPERUS L.	7	6	3	10	3	3								
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8								
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5								
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5								
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7								
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5				1				1
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5								
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5								
LEMNA MINOR L.	7		3	11										
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2							
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2							
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4								
MYRIOPHYLLUM SPICATUM L.	5			12	8	5								
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4								
NASTURTIUM OFFICINALE R.BR.	7	4	3	11	7	7			1	1				1
PETASITES HYBRIDUS (L.) GAERTN. MEYER ET	7	5	2	8	7	8								3
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4							
POLYGONUM HYDROPIPER L.	7	5		8	4	5								
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8			2				1	
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7				1				1
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8								
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6				1				1
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7				1				1
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8								1
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KOCH	8	7	3	8	5	4			1					
SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS (L.) PALLA	8	5	3	11	7	5								
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5								
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6								
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2		1		1			1

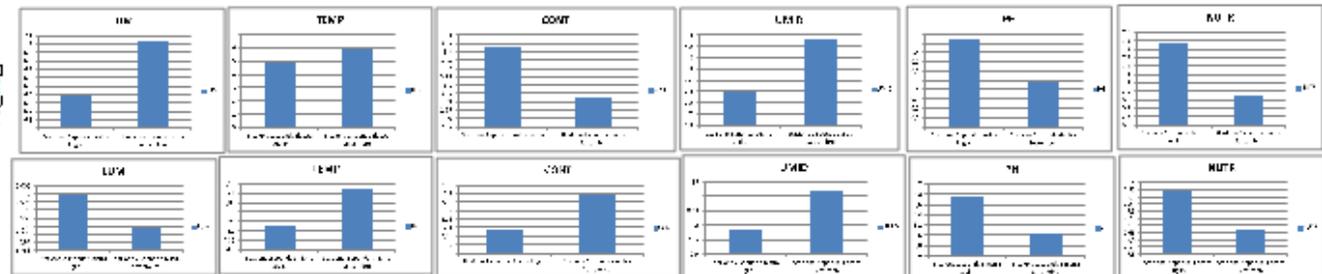
Allegato 3

SPECIE	LUM	TEMP	CONT	UMID	PH	NUTR	SALINITA	FARFA30/09/2010 (Ki)					
								s ponda des tra			s ponda sinis tra		
								st1	st2	st3	st1	st2	st3
AGROSTIS STOLONIFERA L.	8			6		5				1	1		2
APIUM NODIFLORUM (L.) LAG.	7	8	3	10		6			2	1		1	1
BERULA ERECTA (HUDSON) COVILLE	8	6	3	10		7			2	1		1	1
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	9	8	2	11	5	1			1			1	
CAREX PENDULA HUDSON	5	5	2	8	6	5				1	1		1
CAREX PSEUDOCYPERUS L.	7	6	3	10	3	3							
CERATOPHYLLUM DEMERSUM L.	6	7		12	8	8							
CYPERUS FUSCUS L.	6	6	3	9	5	5			1			1	
CYPERUS LONGUS L.	8	7	2	11	5	5							
IRIS PSEUDACORUS L.	7	7	3	10	6	7							
JUNCUS ARTICULATUS L.	8	7	3	8	6	5							
JUNCUS CONGLOMERATUS L.	7	7	3	8	6	5							
JUNCUS INFLEXUS L.	7	7	3	8	6	5							
LEMNA MINOR L.	7		3	11									
LYCOPUS EUROPAEUS L.	8,00	5,00	5,00	9,00	6,00	8,00	2				1	1	1
LYTHRUM SALICARIA L.	7,00	5,00	6,00	9,00	6,00	8,00	2				1		1
MENTHA AQUATICA L.	7	5	3	9	7	4				1		1	1
MYRIOPHYLLUM SPICATUM L.	5			12	8	5							
NAJAS MINOR ALL.	6	8	4	12	8	4							
NASTURTIUM OFFICINALE R.BR.	7	4	3	11	7	7				1	1		1
PETASITES HYBRIDUS (L.) GAERTN. MEYER ET	7	5	2	8	7	8							3
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN.	8,00	5,00	4,00	9,00	7,00	7,00	4						
POLYGONUM HYDROPIPER L.	7	5		8	4	5							
POLYGONUM LAPATHIFOLIUM L.	6	6	4	7		8			2	2	1	2	1
POLYGONUM MITE SCHRANK	7	6	3	8		7			1	3	1		1
POTAMOGETON LUCENS L.	6			12	7	8							
POTAMOGETON NODOSUS POIRET	6	6	5	12	7	6							2
RANUNCULUS REPENS L.	6			7		7					1		1
RORIPPA AMPHIBIA (L.) BESSER	7	5	7	10	7	8				1			1
SCIRPUS HOLOSCHOENUS L. var. AUSTRALIS (L.) KOCH	8	7	3	8	5	4				1			
SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS (L.) PALLA	8	5	3	11	7	5							
SPARGANIUM ERECTUM L.	7	6	5	10		5							
VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA L.	7	6	3	9	7	6							
VERONICA BECCABUNGA L.	8,00	5,00	3,00	10,00	8,00	7,00	2		1	1	1	1	1

	VAL1	VAL2	CONT.	VAL1	VAL2	VAL1	VAL2
Scenario 1 opere senza Loggia	0	0	0	0	0	0	0
Scenario 2 opere senza Balconata	0,1	0,0007	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,00000007
Scenario 1 opere senza Loggia	0	0	0	0	0	0	0
Scenario 2 opere senza Balconata	0,0007	0,0007	0,0007	0,0000	0,0007	0,0000	0,00000007



	VAL1	VAL2	CONT.	VAL1	VAL2	VAL1	VAL2
Scenario 1 opere senza Loggia	0,1	0,0000	0,0000	0,1	0,0000	0,0007	0,0000
Scenario 2 opere senza Balconata	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,00000000
Scenario 1 opere senza Loggia	0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Scenario 2 opere senza Balconata	0,0000	0,0007	0,0007	0,0000	0,0007	0,0000	0,00000007



	VAL1	VAL2	CONT.	VAL1	VAL2	VAL1	VAL2
Scenario 1 opere senza Loggia	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Scenario 2 opere senza Balconata	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,00000000
Scenario 1 opere senza Loggia	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Scenario 2 opere senza Balconata	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,00000000

