

**ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA**

---

**SCUOLA DI INGEGNERIA E ARCHITETTURA**

*DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE, CHIMICA, AMBIENTALE E  
DEI MATERIALI*

*CORSO DI LAUREA MAGISTRALE  
IN  
INGEGNERIA CIVILE*

**TESI DI LAUREA**  
in

Misure e Modelli Idraulici

**SISTEMI NATURALI DI FITODEPURAZIONE  
A FLUSSO ORIZZONTALE SUB-SUPERFICIALE:  
ANALISI TEORICO-SPERIMENTALE.**

CANDIDATO  
Marco Pienti

RELATORE:  
Dott. Ing. Valentina Ciriello

CORRELATORE:  
Prof. Maurizio Mancini

Anno Accademico 2013/14

Sessione III



# Indice

<b>Introduzione .....</b>	<b>1</b>
<b>1. Sistemi di fitodepurazione .....</b>	<b>3</b>
<b>1.1. Tipologie di impianto.....</b>	<b>3</b>
<b>1.2. Stato dell'arte .....</b>	<b>7</b>
<b>1.3. Campi di applicazione .....</b>	<b>9</b>
<b>1.4. Vantaggi.....</b>	<b>11</b>
<b>1.5. Aspetti normativi .....</b>	<b>12</b>
<b>2. Funzionamento degli impianti .....</b>	<b>19</b>
<b>2.1. Meccanismi di rimozione degli inquinanti .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2. Principali parametri per la definizione degli obiettivi di qualità e rendimenti di         depurazione .....</b>	<b>22</b>
<b>2.3. Vegetazione.....</b>	<b>28</b>
<b>3. Progettazione .....</b>	<b>35</b>
<b>3.1. Guida alla progettazione .....</b>	<b>35</b>
<b>3.2. Dimensionamento .....</b>	<b>49</b>
<b>3.3. Modalità di sviluppo recenti e software.....</b>	<b>61</b>
<b>4. Descrizione del sito sperimentale e progettazione dell'impianto.....</b>	<b>63</b>
<b>4.1. Descrizione e scelte progettuali .....</b>	<b>63</b>
<b>4.2. Analisi idraulica.....</b>	<b>67</b>
<b>Conclusioni .....</b>	<b>71</b>
<b>Bibliografia .....</b>	<b>73</b>
<b>Ringraziamenti .....</b>	<b>77</b>



## Introduzione

Il corretto uso delle risorse idriche è, ormai da molti anni, un obiettivo fondamentale cui tendono numerose prescrizioni della legislazione comunitaria e nazionale.

A questo proposito, il capitolo dedicato alle Risorse Idriche del Piano Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile del Ministero dell'Ambiente è molto chiaro: "Obiettivo prioritario dello sviluppo sostenibile è la conservazione o il ripristino di un regime idrico compatibile con la tutela degli ecosistemi, con gli usi ricreativi e con l'assetto del territorio. Il raggiungimento di tale obiettivo, per la grandissima parte dei bacini italiani caratterizzati da sovrasfruttamento delle risorse, implica una riduzione delle portate sottratte alla circolazione naturale e, quindi, interventi finalizzati al risparmio, riuso, riciclo, etc. [...]. Altra priorità è il raggiungimento di un livello di qualità accettabile per tutti i corpi idrici. Tale obiettivo sarà fissato, per ogni corpo idrico, dal Piano di Tutela Regionale, ai sensi del D. Lgs 152/1999. Per raggiungerlo saranno necessari interventi per la riduzione dei carichi inquinanti che gravano sulle acque superficiali e sotterranee".

Diminuire l'impatto sui corpi idrici e raggiungere lo stato di buona qualità delle risorse idriche rappresenta una delle priorità in campo ambientale.

In tale contesto, le tecnologie alternative, verdi, biologiche, ecologiche si fanno strada integrando, affiancando o sostituendo le tecnologie di depurazione tradizionali.

Le tecniche di depurazione naturale e, in particolare, quelle di fitodepurazione (constructed wetlands) si inseriscono in questo quadro, sono elementi ecologici e funzionali con un ruolo potenzialmente importante per il conseguimento di una gestione sostenibile delle risorse nell'ambito dei piani di bacino.

La prima esperienza di questo tipo risale al 1952, anno in cui Kathe Seidel iniziò una serie di sperimentazioni al Max Planck Institute di Plon (Seidel, 1955); da allora ci sono voluti oltre venti anni di ricerche per arrivare nel 1977 al primo impianto di fitodepurazione in scala reale, costruito a Othfresen (in Germania) per il trattamento dei reflui urbani (Reinhold Kickuth, 1977).

E' ormai un concetto largamente condiviso che le zone umide siano sistemi molto utili per abbattere l'inquinamento, per mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità, per contribuire alla gestione dell'ambiente costiero, per favorire la ricarica delle falde.

Queste tecnologie sono ormai diffuse a livello internazionale, nei Paesi Europei, in America del Nord e in Australia tanto che l'U.S. Environmental Protection Agency ha smesso di contribuire alla loro costruzione in quanto la tecnologia è considerata matura e non più bisognosa di supporto economico per essere divulgata.

La ricerca scientifica e, successivamente, la sperimentazione tecnica, ne hanno confermato l'applicabilità anche per il trattamento di reflui civili, industriali ed in settori particolari come quello turistico (campeggi, hotel, agriturismi, etc.), in presenza di forti variazioni nella quantità e qualità di acque reflue trattate giornalmente.

Nonostante l'attenzione riservata da tempo alla depurazione delle acque reflue, gli impianti di trattamento presenti sul territorio nazionale risultano ancora insufficienti a soddisfare la necessità depurativa dell'intero territorio nazionale, sia per quanto riguarda la capacità di trattamento, sia per l'incompletezza e/o inadeguatezza delle reti di collettamento.

Oltre il 20% delle acque reflue non depurate in Italia proviene da piccole e piccolissime comunità, cioè da agglomerati urbani con meno di 2.000 abitanti equivalenti (A.E.), per i quali spesso non risulta economicamente conveniente effettuare il collettamento dei reflui ed il loro recapito nei depuratori consortili. Per queste comunità, infatti, la scelta della configurazione impiantistica da adottare non può prescindere da una valutazione costi/benefici, che spesso evidenzia la difficile realizzabilità di impianti tecnologici. Le tecniche di depurazione naturale rappresentano quindi una soluzione possibile per queste realtà.

Nel presente lavoro vengono considerati i principi di funzionamento, le diverse tipologie di impianto, la diffusione, i campi di applicazione, i criteri di dimensionamento, gli elementi costruttivi, le modalità di gestione e di inserimento ambientale, in particolare i sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale, cercando di descrivere anche lo stato attuale di ricerca e sviluppo riguardo la modellazione e i software di questi sistemi. Presso la Scuola di Ingegneria e Architettura di Bologna è stato realizzato un sito sperimentale allo scopo di testare l'efficienza nel tempo di questi sistemi cercando di coniugare al meglio gli aspetti idraulici e depurativi.

# 1. Sistemi di fitodepurazione

## 1.1 Tipologie impiantistiche

I sistemi di fitodepurazione sono ambienti umidi riprodotti artificialmente in bacini impermeabilizzati, attraversati, con diversi regimi di flusso, dalle acque reflue opportunamente collettate. Tali sistemi sono caratterizzati dalla presenza di specie vegetali tipiche delle zone umide, radicate ad un substrato di crescita o flottanti sullo specchio d'acqua [ANPA, 2002].

Questi sistemi, sperimentati e studiati a livello internazionale, sono classificati principalmente in base al tipo di piante utilizzate ed in base alle caratteristiche del percorso idraulico del refluo.

La classificazione in funzione delle caratteristiche delle specie vegetali utilizzate, comunemente accettata nei settori tecnico-scientifici che si occupano di depurazione naturale, è quella proposta da Brix (1993):

- Sistemi a idrofite galleggianti (pleustofite)
- Sistemi a idrofite radicate sommerse
- Sistemi a macrofite radicate emergenti (elofite)
- Sistemi a microfite (alghe unicellulari)

A loro volta i sistemi di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti possono essere poi suddivisi in base alla direzione di scorrimento dell'acqua in:

- Sistemi a flusso superficiale
- Sistemi a flusso sommerso (orizzontale o verticale)

### **a) sistemi a flusso superficiale (FWS- Free water surface)**

Questi sistemi consistono in vasche o canali dove la superficie dell'acqua è esposta all'atmosfera ed il suolo, costantemente sommerso, costituisce il supporto per le radici delle piante.

La loro costruzione prevede la realizzazione di bacini idrici e/o canalizzazioni aventi il più lungo percorso possibile in relazione alla geometria dell'area a disposizione e aventi una profondità dell'acqua, per favorire i processi biologici utili, dai 40 ai 60 cm (Fig. 1).

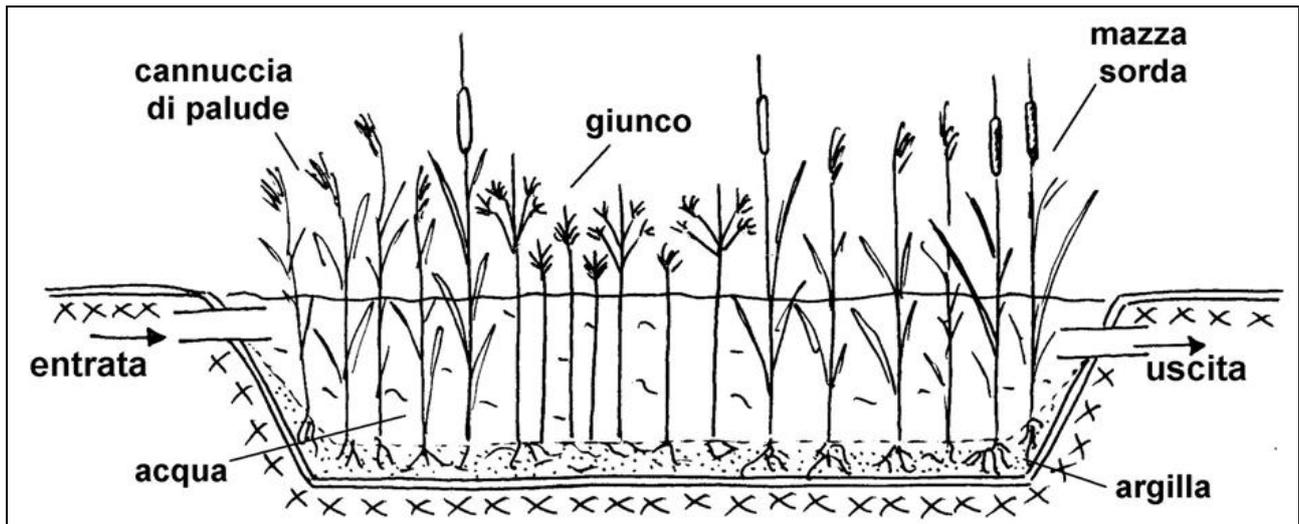


Fig. 1 - Schema impianto a flusso superficiale [Manuale RE-PA, 2002].

Sono più adatti per il trattamento **terziario** dei reflui a valle di sistemi a flusso sommerso o di fanghi attivi [Manuale RE-PA, 2002].

L'ambiente in un sistema FWS è in genere aerobico vicino alla superficie dell'acqua e tende ad essere anossico fino a diventare anaerobico man mano che ci si avvicina al fondo.

Il livello di aerazione raggiunto dipende da diversi fattori, alcuni controllabili (grado di miscelazione, stratificazione della colonna d'acqua, canalizzazioni, turbolenza, turn over, ecc.), altri non controllabili (temperatura, disponibilità e penetrazione della luce, velocità del vento, fauna).

Nei FWS la colonna di acqua è a contatto con diverse parti della pianta, a seconda delle specie presenti; il film biologico si svilupperà quindi su tutte le superfici delle piante disponibili e questo sarà il meccanismo principale di rimozione degli inquinanti.

#### **b) sistemi a flusso sommerso (SSF- Subsurface Flow)**

In questi sistemi l'acqua scorre al di sotto della superficie e quindi non c'è un diretto contatto tra la colonna d'acqua e l'atmosfera. L'acqua scorre attraverso il medium di riempimento (ghiaia, sabbia, ecc.) in cui si trovano le radici delle piante radicate emergenti.

Questi impianti stanno incontrando sempre più interesse rispetto ai FWS in virtù dell'aumento delle rese depurative a parità di superficie occupata.

Sono sistemi particolarmente adatti e utili per il trattamento **secondario** di reflui provenienti da situazioni lontane dalla pubblica fognatura a valle di una fossa settica o fossa Imhoff e/o per il trattamento di acque grigie e meteoriche.

A loro volta i sistemi a flusso sommerso si distinguono in:

- **orizzontale** ( HF) in cui l'acqua si depura in una o più vasche della profondità di 70-80 cm contenenti materiale inerte su cui si sviluppano le radici delle macrofite. Il flusso dell'acqua rimane costantemente al di sotto della superficie del medium e scorre in senso orizzontale grazie ad una leggera pendenza del fondo del letto. Il flusso è continuo e l'ambiente è saturo d'acqua, perciò sono sistemi misti che funzionano soprattutto in anaerobiosi (Fig. 2).

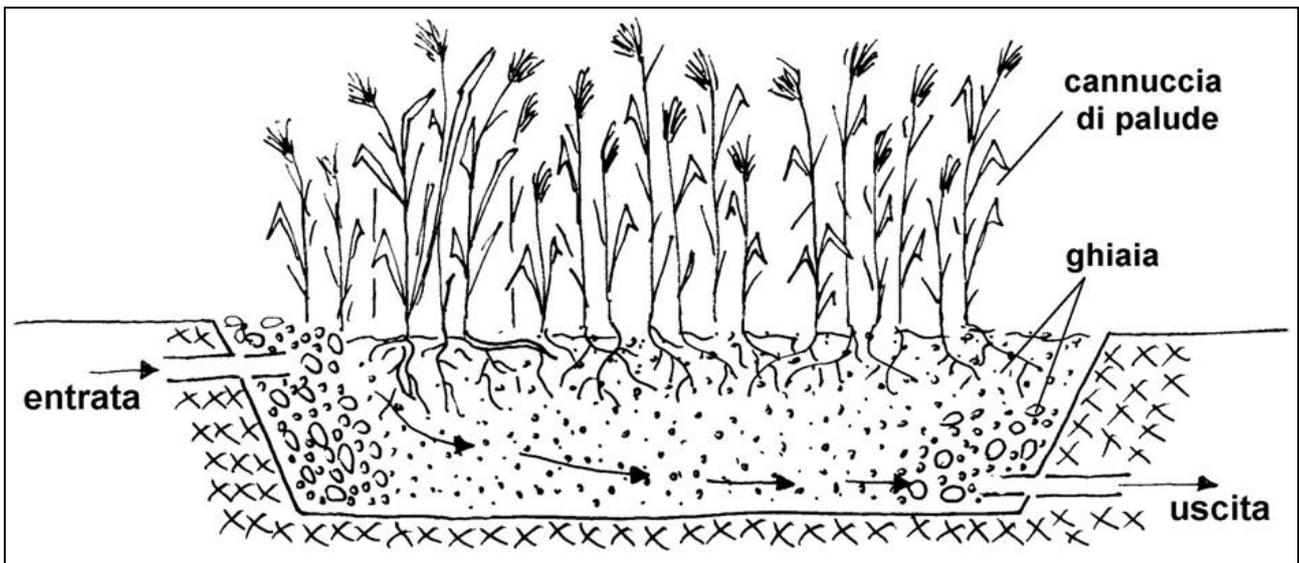


Fig. 2 - Schema impianto a flusso sommerso orizzontale [Manuale RE-PA, 2002].

- **verticale** ( VF) dove il refluo da trattare è immesso con carico alternato discontinuo e percola verticalmente in un filtro di materiali inerti profondo in genere 1 m in cui si sviluppano le radici delle macrofite. Sono sistemi prevalentemente aerobici (Fig. 3).

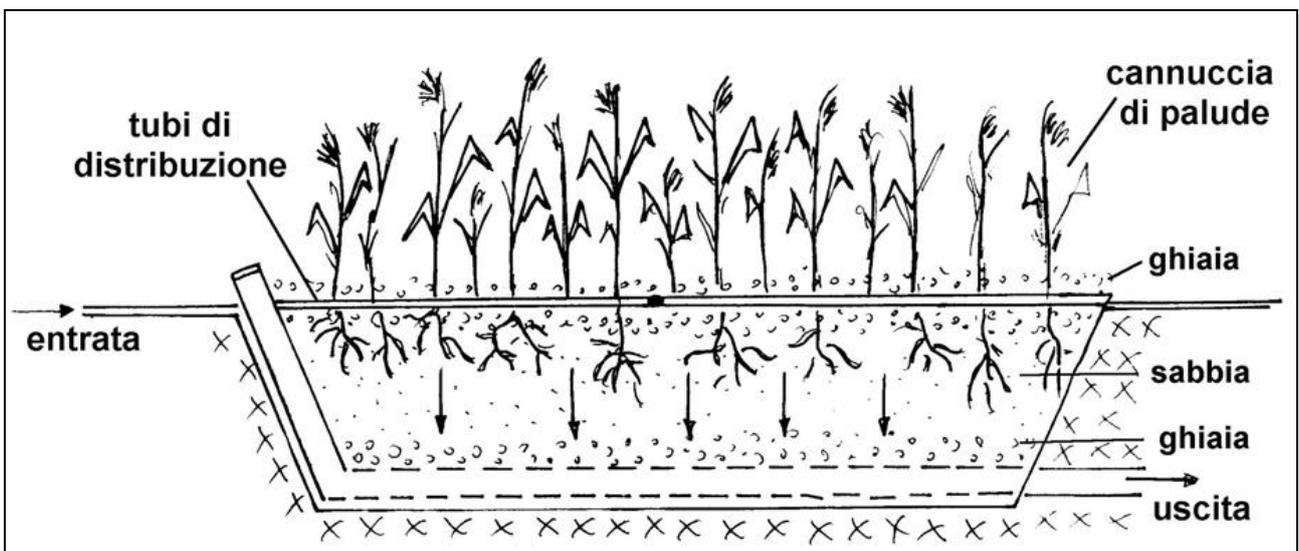


Fig. 3 - Schema impianto a flusso sommerso verticale [Manuale RE-PA, 2002].

L'ambiente interno al letto dei sistemi SSF-h risulta essere prevalentemente anaerobico. Direttamente sulle radici e sui rizomi delle elofite tuttavia si creano delle microzone ossidate, a cui aderisce il film batterico, che creano microzone aerobiche che non si diffondono però lungo la colonna d'acqua. Nei sistemi orizzontali prevarranno quindi processi di denitrificazione mentre in quelli verticali (SSF-v), in cui il carico discontinuo favorisce un richiamo di ossigeno dall'ambiente esterno al medium di riempimento, prevarranno i processi di nitrificazione. I Sistemi SSF progettati correttamente possono essere molto affidabili ed efficienti.

Esistono poi anche i sistemi **misti** che prevedono la combinazione delle varie tipologie sopra citate (esempio Fig.4) e i sistemi **integrati** in cui le tecniche fitodepurative vengono affiancate ad impianti di depurazione tradizionali.

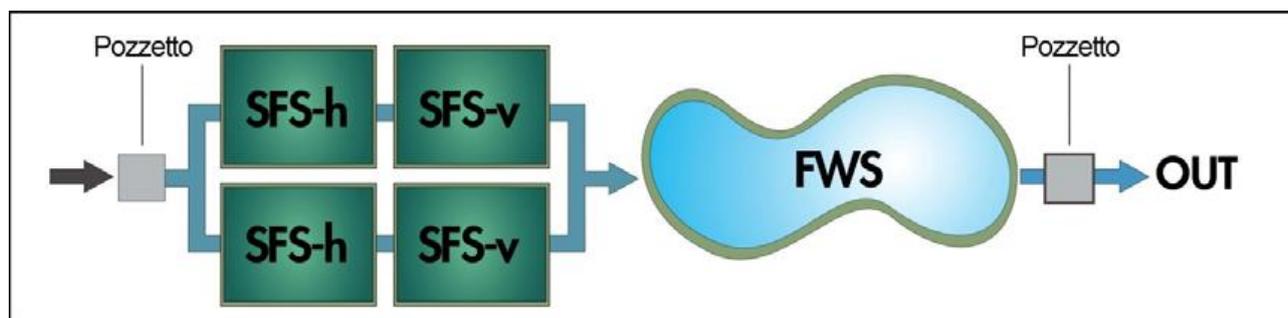


Fig.4 - Schema di un impianto di fitodepurazione misto [ISPRA, 2012].

È frequente il ricorso alla disposizione in **parallelo** degli impianti a flusso sub-superficiale al fine di limitare gli effetti delle eventuali variazioni di portata. La loro disposizione in **serie** è invece giustificata dall'esigenza di aumentare l'efficacia di alcuni processi che traggono vantaggio dall'aumento del tempo di residenza e quindi dall'aumento di tempo di contatto fra liquame e microrganismi [ISPRA, 2012].

Migliori rendimenti si ottengono per SSF-h seguiti da SSF-v e non viceversa [Vymazal, 2005].

Gli Stati Uniti hanno da sempre preferito orientarsi verso i sistemi a flusso superficiale. In Europa al contrario la tendenza è quella di usare una combinazione dei due tipi con preferenza però per i sub-superficiali che richiedono minori superfici.

## 1.2 Stato dell'arte

Attualmente esistono in Europa circa 5600 impianti di varie tipologie, la cui diffusione è visualizzata nel grafico di fig. 5 [Vymazal, 1998].

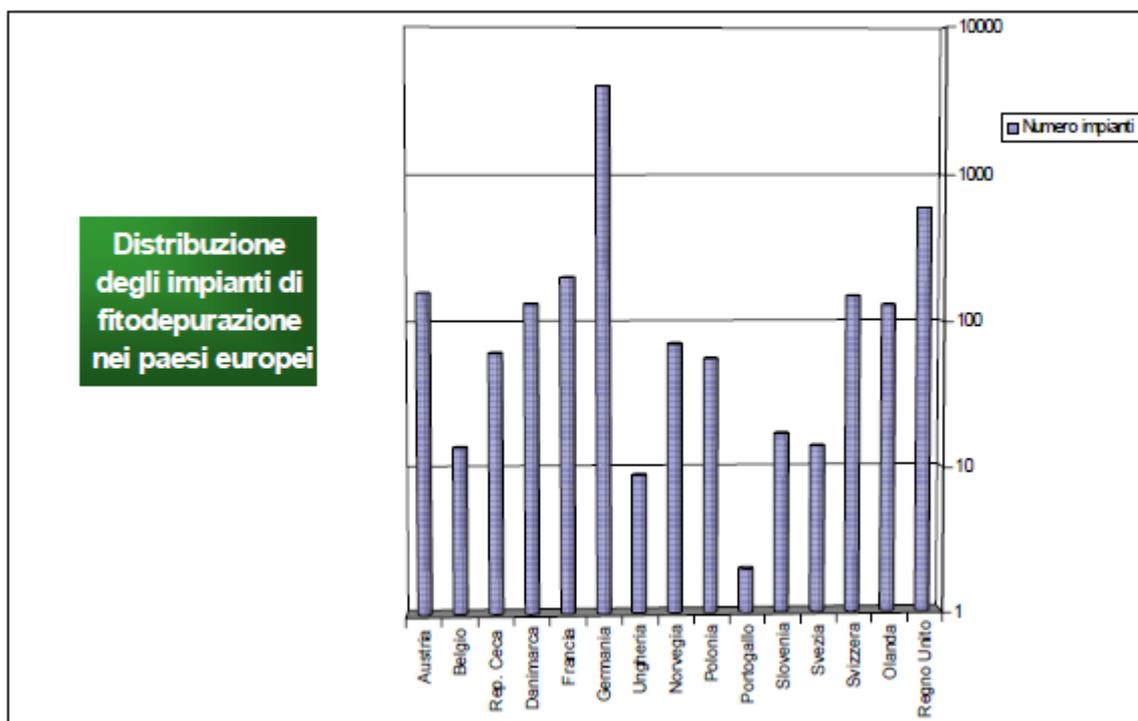


Fig. 5 - Distribuzione impianti di fitodepurazione nei paesi europei, [dati estratti da Vymazal et al. 1998].

Si tenga presente che per alcuni paesi europei, come la stessa Italia, insieme a Grecia, Spagna, Estonia ed Ucraina, si hanno pochi riferimenti bibliografici, pur essendo certa la presenza di numerose esperienze applicative delle tecniche di fitodepurazione. Si noti che in Germania, soprattutto bassa Sassonia, si contano circa 8.000 impianti contro 150 censiti in Italia [Masi, 2000].

Per quanto riguarda la distribuzione delle varie tipologie impiantistiche in vari paesi europei la tecnica più diffusa a livello europeo è il flusso sommerso orizzontale (SFS-h o HF), la cui conoscenza in termini di rendimenti risulta quindi adeguatamente approfondita in situazioni differenti. Nei paesi di lingua tedesca (Germania, Austria e Svizzera) si sono diffuse invece tipologie impiantistiche a flusso sommerso verticale con tecniche progettuali diverse da quelle del mondo anglosassone.

In Italia ormai da una decina di anni gruppi di ricerca, enti pubblici e società private hanno incominciato a verificare, sulla base delle esperienze europee e nordamericane, l'applicabilità della

fitodepurazione per il trattamento delle acque. L'azione coordinata di vari organismi nazionali sta portando alla realizzazioni di criteri progettuali comuni e all'istituzione di una rete di controllo e monitoraggio estesa a tutto il territorio. Quest'ultimo passaggio risulta fondamentale per ottenere dati che potranno essere comparati ed elaborati al fine di comprendere le dinamiche di funzionamento indispensabili per la redazione di linee guida progettuali mirate al bacino del Mediterraneo, evitando in questo modo il ricorso a modelli americani o nord europei.

Il censimento effettuato nel corso del 1999 – 2000 dall'Università di Torino, in sinergia con le attività del gruppo specialistico IWA (International Water Association), ha prodotto una lista di circa 150 impianti.

I dati raccolti riguardano l'ubicazione, i parametri progettuali e le rese depurative. Come è possibile visualizzare nel seguente grafico (Fig. 6) la loro distribuzione sul territorio è tutt'altro che regolare: la maggior parte è infatti concentrata nel nord del Paese.

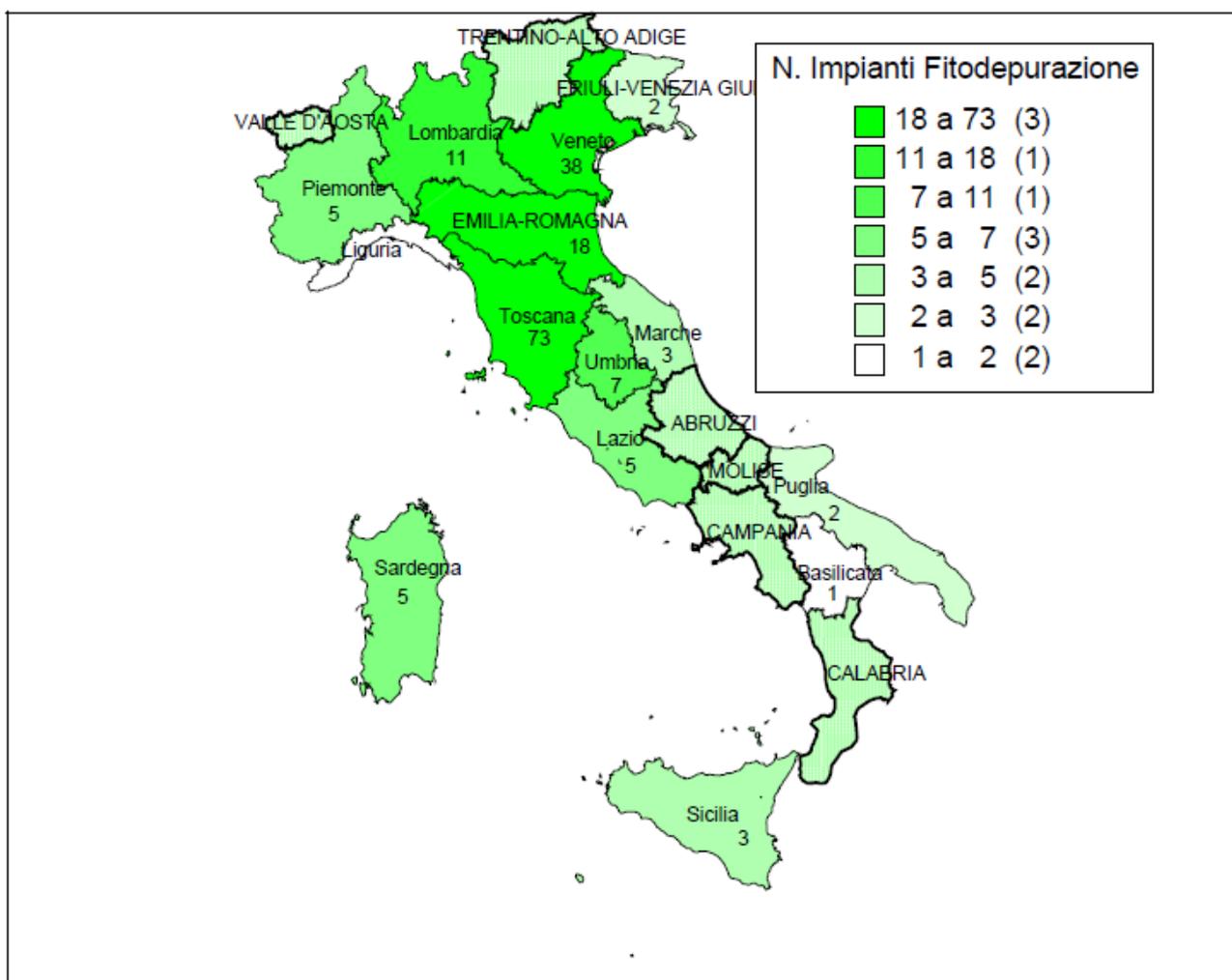


Fig. 6 - Distribuzione degli impianti di fitodepurazione sul territorio italiano [Masi, 2002].

Le tipologia impiantistiche adottate sono diverse, anche se prevalgono nettamente gli impianti a flusso sommerso orizzontale.

Dal censimento si può notare inoltre che gli impianti di fitodepurazione realizzati in Italia sono in gran parte di piccola-media taglia (Fig. 7).

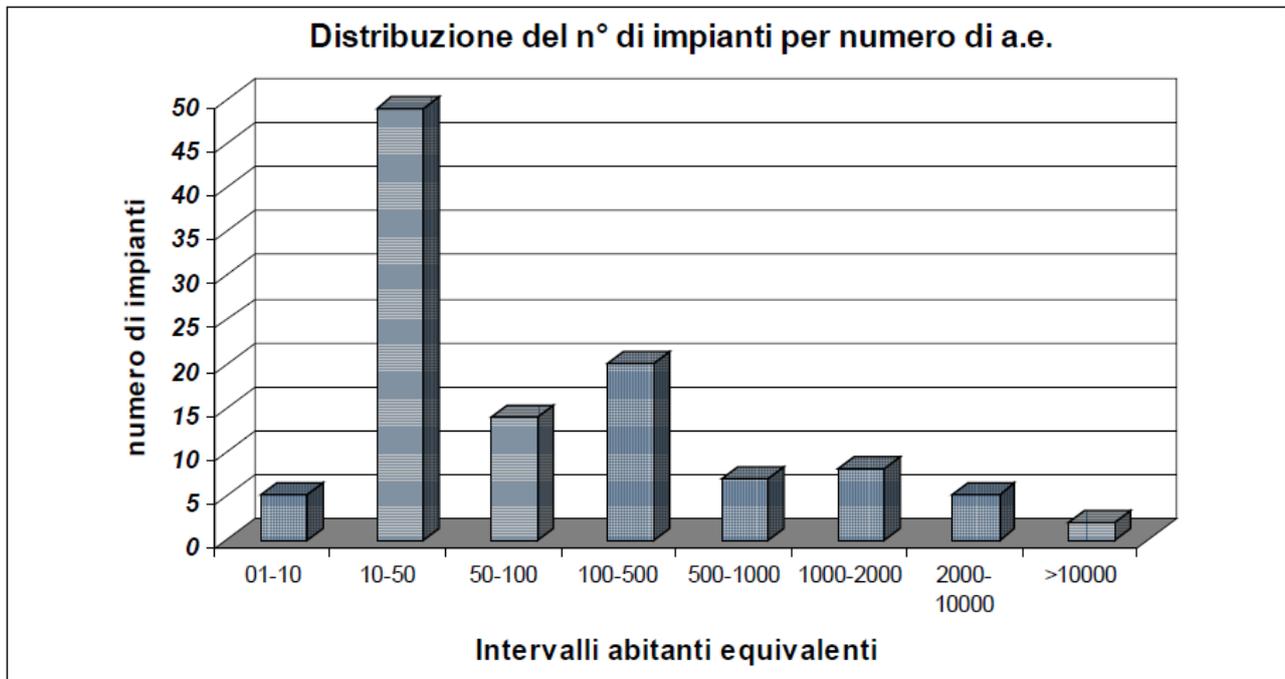


Fig. 7 Distribuzione del numero di impianti per fasce di utenza [Masi, 2002].

Il numero riportato di impianti per case singole (1-10 AE) è sicuramente sottostimato, per le difficoltà incontrate nel censimento degli stessi, ma si può dare una stima credibile del loro ammontare in circa 200 o più unità.

### 1.3 Campi di applicazione

La fitodepurazione rappresenta un metodo semplice di trattamento delle acque di scarico applicabile ad un'ampia varietà di acque reflue come riportato in figura 8 e in letteratura da vari autori [Cooper, 1996; Bowmer, 1985; Davies, 1993; Kadlec, 1996]:

- scarichi urbani
- allevamenti zootecnici
- acque di ruscellamento delle autostrade
- acque meteoriche
- run-off agricolo

- scarichi “industriali”: percolato di discarica, acque acide di miniera, produzioni chimiche e farmaceutiche, raffinerie, cartiere, industria di trasformazione alimentare, tinture dalle industrie tessili.

<p><b>SCARICHI PUNTUALI</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Scarichi domestici e civili</li> <li>▶ Scarichi attività turistiche</li> <li>▶ Scarichi industriali</li> <li>▶ Scarichi di aziende zootecniche</li> <li>▶ Scarichi di aziende vitivinicole</li> <li>▶ Percolati di discarica</li> </ul>
<p><b>INQUINAMENTO DIFFUSO</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Acque di prima pioggia</li> <li>▶ Scolmatori reti miste</li> <li>▶ Acque di dilavamento di suolo agricolo</li> <li>▶ Acque di dilavamento di strade e autostrade</li> </ul>
<p><b>ALTRO...</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Disidratazione fanghi</li> <li>▶ Aumento della capacità autodepurativa dei corsi d'acqua</li> <li>▶ Bioremediation di terreni contaminati</li> </ul>

Fig. 8 - Campi di applicazione dei sistemi di fitodepurazione [APAT, 2005].

Per quanto riguarda i reflui urbani domestici alcuni dei campi di impiego più comuni della fitodepurazione possono essere:

1. siti abitativi rurali dove non sia possibile o sia troppo costoso il collegamento con la fognatura pubblica
2. campeggi, agriturismi o gruppi di case sparse come smaltimento di reflui civili
3. trattamenti appropriati fino a 2000 a.e., come stabilito dal D.lg. 152
4. progetti di recupero e ristrutturazione di edifici rurali realizzati in un ottica di sostenibilità sfruttando i criteri della bioarchitettura

5. progetti in cui si voglia inserire una gestione sostenibile del ciclo delle acque che prevede un risparmio idrico a monte, il riuso delle acque piovane e delle acque depurate con un trattamento naturale a impatto ambientale nullo e con scarso uso di tecnologie e di energia elettrica.

#### **1.4 Vantaggi**

Il successo dei sistemi di fitodepurazione è imputabile a fattori economici e pratici. Se non vi sono grandi differenze nei costi di realizzazione rispetto alla depurazione tradizionale, lo stesso non si può dire per i costi di esercizio e manutenzione. Il funzionamento prescinde dal massiccio e costante impiego di energia elettrica e la manutenzione, limitata a periodici controlli, può essere eseguita da personale non specializzato. La sorgente esterna di energia è spesso solo quella solare (la tendenza è quella di minimizzare al massimo anche l'utilizzo di pompe idrauliche).

Sono sistemi molto flessibili che rispondono bene alle variazioni di carico organico e idraulico e possono essere concepiti come moduli aggregabili a seconda delle esigenze del caso.

Il loro impatto paesaggistico non è nullo, ma addirittura positivo. Questo comporta la rapida accettazione, vista anche la funzionalità, da parte dell'opinione pubblica. Sono tecniche in grado di diminuire decisamente l'effetto antropico sull'ambiente, sia dal punto di vista dell'immissione di sostanze inquinanti, sia come creazione di aree verdi [Masi et al. 2001].

Da quanto detto risulta evidente come i trattamenti di fitodepurazione rientrino perfettamente nei requisiti di "trattamento appropriato" enunciati nell'allegato 5 del D.L. 152/99 e successive modifiche: "gli scarichi provenienti da agglomerati con meno di 2000 abitanti recapitanti in acque interne e quelli provenienti da agglomerati con meno di 10.000 abitanti recapitanti in acque costiere, devono essere sottoposti ad un trattamento appropriato.

I trattamenti appropriati devono essere individuati con l'obiettivo di:

- a) rendere semplice la manutenzione e la gestione;
- b) essere in grado di sopportare adeguatamente forti variazioni orarie del carico idraulico e organico;
- c) minimizzare i costi gestionali."

In quest'ottica i sistemi di depurazione naturale dei reflui, sia per il trattamento secondario che terziario (finissaggio), rappresentano delle valide soluzioni impiantistiche capaci, attraverso una gestione semplice e poco onerosa, di ottime rese depurative (soprattutto per parametri quali COD, BOD5, solidi sospesi e sedimentabili e Azoto) con impatto ambientale e consumo energetico nettamente ridotti rispetto ad altri sistemi depurativi.

Un'altra differenza sostanziale di questi sistemi rispetto alle tecnologie tradizionali è rappresentata principalmente dal fatto che nella fitodepurazione non è possibile "spegnere" il processo

depurativo, per cui l'impianto funziona anche in situazioni accidentalmente sfavorevoli quali assenza di energia, sovraccarico idraulico ed organico, che al contrario inficerebbero i processi tradizionali [Camuccio & Barattini, 2000].

A titolo di esempio viene riportato (Tab. 2 e Tab. 3) il confronto fra i costi riguardanti una tipologia impiantistica classica a fanghi attivi ed un impianto di fitodepurazione a flusso sommerso misto composto sia di sistemi orizzontali (HF) che verticali (VF).

I requisiti di dimensionamento sono i seguenti:

- dotazione idrica pro-capite pari ad almeno 200 litri per abitante equivalente al giorno (l/a.e./d);
- coefficiente d'afflusso pari a 0,90;
- pretrattamenti presenti;
- trattamento primario presente, dotato di un'efficienza di rimozione pari ad almeno il 20% del BOD5 e al 50% dei solidi sospesi;
- carico organico in entrata all'impianto primario pari a non meno di 60 g di BOD5 per a.e./d.

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
<b>tipologia</b>						
Fanghi attivi	273.72	179.31	120.51	106.73	81.47	80.05
Fitodepurazione HF	260.05	234.05	203.78	183.26	164.93	148.44
Fitodepurazione VF	299.55	201.42	140.48	107.42	98.38	79.53

Tab. 2 - Confronto tra i **costi di costruzione** espresse in euro/m<sup>2</sup> [Ceccon et al., 1999].

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
<b>tipologia</b>						
Fanghi attivi	76.95	43.83	26.98	16.84	13.58	11.53
Fitodepurazione HF	22.31	12.24	5.76	3.32	1.98	1.21
Fitodepurazione VF	30.21	17.66	9.18	4.91	3.56	2.78

Tab. 3 - Confronto tra i **costi di gestione** espresse in euro/m<sup>2</sup> /anno [Ceccon et al., 1999].

Si nota che impianti di fitodepurazione sia a flusso orizzontale (HF) che verticale (VF) sono particolarmente competitivi rispetto ai depuratori a fanghi attivi soprattutto per quanto riguarda i costi di gestione.

### 1.5 Aspetti normativi

La gestione e la tutela dall'inquinamento della risorsa idrica in Italia sono garantite dalla legge n. 36 (Legge Galli) del 5 gennaio 1994 e dal Decreto Legislativo del 11.05.99 n. 152 e successive

modifiche (D. Lgs.152/2006) che detta disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepisce la Direttiva n. **91/271/CEE** concernente il trattamento delle acque reflue urbane, la Direttiva n. **91/676/CEE** relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole e la Direttiva n. **2000/60/CEE** (Water Framework Directive - WFD) che costituisce uno degli strumenti più importanti ai fini della tutela e della governance delle acque continentali. La WFD si ispira ai concetti fondamentali delle politiche comunitarie in materia di ambiente, come il principio di precauzione e dell'azione preventiva, la riduzione dei danni alla fonte ed il principio "chi inquina paga" [ISPRA, 2012].

Il D. Lgs. n. 152 contiene una complessiva revisione della disciplina per la tutela delle acque, e si può intendere come una legge quadro per la tutela delle acque dall'inquinamento. La principale innovazione apportata dal **D. Lgs. 152/99**, aggiornato nel 2006, **D. Lgs. 152/2006**, rispetto alla normativa previgente sta nell'aver spostato l'attenzione dal singolo scarico alla tutela dell'intero corpo recettore, **bacino idrografico**, in base ad obiettivi sia di carattere ambientale che di tipo più specifico, che dovranno essere applicati dalla Regione, dopo la ricognizione e la classificazione di tutti i corpi idrici recettori.

Gli **obiettivi minimi** di qualità ambientale saranno definiti in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate.

Gli **obiettivi specifici**, invece, saranno individuati per assicurare l'idoneità del corpo idrico ad un particolare utilizzo da parte dell'uomo e/o alla vita di flora e fauna.

Successivamente a questa definizione, la Regione potrà fissare, per i particolari corpi recettori individuati, limiti di emissione più restrittivi di quelli definiti dalla legge nazionale (allegato 5 del decreto), al fine di raggiungere o mantenere gli obiettivi previsti.

Il D. Lgs. n. 152 oltre a recepire le direttive comunitarie, aggiorna il quadro normativo sulla tutela delle acque abrogando diverse leggi precedenti tra cui la legge 319/76, nota come Legge Merli, che ha disciplinato questo settore per oltre 20 anni affidando alle Regioni il compito di programmare le opere per la depurazione attraverso il Piano Regionale di Risanamento delle Acque (PRRA).

Lo strumento pianificatorio introdotto dal D. Lgs. n. 152 è il "**Piano di Tutela**", che si distingue dal PRRA perché non ha il compito di individuare le opere necessarie alla depurazione, compito che con la **Legge 36/94** è di competenza di **Autorità d'Ambito** ed Enti gestori. Il Piano di Tutela, di competenza delle Regioni, che devono redigerlo di concerto con l'Autorità di Bacino, ha il compito di definire i seguenti aspetti:

- gli obiettivi di qualità per ciascun corpo idrico, in base ai criteri e ai parametri di cui all'allegato 1 (Monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale);

- i carichi accettabili da ciascun corpo idrico, sulla base della sua capacità di diluizione e autodepurazione, perché sia garantito il raggiungimento dell'obiettivo di qualità;
- le concentrazioni ammissibili degli scarichi che insistono su un determinato corpo idrico, perché non sia superato il carico massimo accettabile;
- le eventuali strategie di interventi per ridurre l'impatto delle fonti inquinanti diffuse e aumentare la capacità autodepurativa dei corpi idrici e del territorio (rinaturalizzazione, fasce tampone o filtro (buffer zones), casse di espansione, stagni di depurazione naturale, gestione delle acque di prima pioggia, ecc.).

L'obiettivo principale del piano di tutela delle acque sarà quello di garantire il raggiungimento di obiettivi di qualità dei corpi idrici, attivando strategie differenti in ragione delle diverse caratteristiche ecologiche e degli eventuali usi: ad esempio, le acque sensibili all'eutrofizzazione, come i laghi, dovranno essere tutelate dall'eccesso di nutrienti, mentre quelle utilizzate per l'approvvigionamento idrico di acqua potabile richiederanno protezione dagli agenti patogeni.

Le finalità del decreto (elencate all'articolo 1, comma 1), sono quelle di prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati; conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi; perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili; mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici nonché la capacità di sostenere comunità ampie e ben diversificate [Manuale RE-PA, 2002].

Tecnologie di tipo naturale per la depurazione dei reflui ed il risanamento dei corpi idrici sono pertanto perfettamente compatibili per la corretta applicazione delle finalità del decreto.

Il D. Lgs. 152/99 (art. 31), definisce alcune scadenze per sottoporre a depurazione le acque reflue prima dello scarico. Entro il 31/12/2005, gli scarichi provenienti da agglomerati con meno di 2.000 abitanti equivalenti e recapitanti in acque dolci e di transizione, nonché gli scarichi provenienti da agglomerati con meno di 10.000 abitanti equivalenti e recapitanti in acque marino-costiere, dovranno essere sottoposti ad un *trattamento appropriato*.

Per **trattamento appropriato** si intende un sistema che, dopo lo scarico, garantisca la conformità dei corpi idrici recettori ai relativi obiettivi di qualità.

I trattamenti appropriati devono essere individuati con l'obiettivo di:

- sopportare adeguatamente forti variazioni orarie del carico idraulico ed organico
- semplificare la manutenzione e la gestione
- minimizzare i costi gestionali.

Viene demandata alle regioni l'identificazione di sistemi adeguati a raggiungere tali obiettivi.

Nelle sue indicazioni generali (allegato 5, punto 3), il legislatore auspica il ricorso a tecnologie di **depurazione naturale**, quali il lagunaggio o la fitodepurazione, oltre che a tecnologie come i filtri percolatori o impianti a ossidazione totale. In particolare lo consiglia per:

- insediamenti con popolazione equivalente compresa **tra 50 e 2.000 abitanti**;
- insediamenti in cui la popolazione equivalente fluttuante è superiore al 30% della popolazione residente e laddove le caratteristiche territoriali e climatiche lo consentano;
- insediamenti di maggiori dimensioni con popolazione equivalente compresa **tra i 2.000 e i 25.000 abitanti**, anche in soluzioni integrate con impianti a fanghi attivi o a biomassa adesa, a valle del trattamento, con funzione di affinamento.

Quanto detto sin qui si riferisce ad acque di tipo domestico od urbano, ma per analogia si ritiene valido il ricorso a metodi naturali di depurazione anche per reflui di tipo industriale, come trattamento di depurazione unico, oppure integrato con altri, oppure ancora utilizzato come affinamento finale.

D'altra parte è importante ricordare che anche nell'applicazione della Legge Galli n. 36 del 5 gennaio 1994 al fine di garantire una buona qualità dei servizi erogati, l'Autorità di Ambito Territoriale Ottimale, oltre a tenere presente parametri quali la qualità delle acque potabili, il grado di copertura del servizio, le riduzioni delle perdite, l'efficienza degli impianti di trattamento, le tariffe, è necessario operi in un'ottica di tutela della risorsa idrica in modo che gli equilibri idrologici e degli ecosistemi acquatici non siano danneggiati.

Infatti fra i principi generali della suddetta legge si sottolineano concetti come: *“qualsiasi uso delle acque è effettuato salvaguardando le aspettative ed i diritti delle generazioni future a fruire di un integro patrimonio ambientale”* (art. 1, comma 2) e *“gli usi delle acque sono indirizzati al risparmio e al rinnovo delle risorse per non pregiudicarne il patrimonio idrico, la vivibilità dell'ambiente, l'agricoltura, la fauna e la flora acquatiche, i processi geomorfologici e gli equilibri idrologici”* (art. 1, comma 3) [Manuale RE-PA, 2002].

In quest'ottica i sistemi di depurazione naturale, sia per il trattamento secondario che terziario (finissaggio) dei reflui, rappresentano delle valide soluzioni impiantistiche capaci, attraverso una gestione semplice e poco onerosa, di ottime rese depurative (soprattutto per parametri quali COD, BOD5, solidi sospesi e sedimentabili e Azoto) con impatto ambientale e consumo energetico nettamente ridotti rispetto ad altri sistemi depurativi. Si riportano i valori limite delle acque reflue all'uscita dell'impianto di recupero indicati dal D.M. del 2 maggio 2006 che prende atto del D. Lgs 152/2006 in tabella 4.

	Parametro	Unità di misura	Valore limite	
Parametri chimico-fisici	pH		6-9,5	
	SAR		10	
	Materiali grossolani		Assenti	
	Solidi sospesi totali	mg/L	10	
	BOD <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /L	20	
	COD	mgO <sub>2</sub> /L	100	
	Fosforo totale	mgP/L	2	
	Azoto totale	mgN/L	15	
	Azoto ammoniacale	mgNH <sub>4</sub> /L	2	
	Conducibilità elettrica	µS/cm	3000	
	Alluminio	mg/L	1	
	Arsenico	mg/L	0,02	
	Bario	mg/L	10	
	Berillio	mg/L	0,1	
	Boro	mg/L	1,0	
	Cadmio	mg/L	0,005	
	Cobalto	mg/L	0,05	
	Cromo totale	mg/L	0,1	
	Cromo VI	mg/L	0,005	
	Ferro	mg/L	2	
	Manganese	mg/L	0,2	
	Mercurio	mg/L	0,001	
	Nichel	mg/L	0,2	
	Piombo	mg/L	0,1	
	Rame	mg/L	1	
	Selenio	mg/L	0,01	
	Stagno	mg/L	3	
	Tallio	mg/L	0,001	
	Vanadio	mg/L	0,1	
	Zinco	mg/L	0,5	
	Cianuri totali (come CN)	mg/L	0,05	
	Solfuri	mgH <sub>2</sub> S/L	0,5	
	Solfiti	mgSO <sub>3</sub> /L	0,5	
	Solfati	mgSO <sub>4</sub> /L	500	
	Cloro attivo	mg/l	0,2	
	Cloruri	mgCl/L	250	
	Fluoruri	mgF/L	1,5	
	Grassi e olii animali/vegetali	mg/L	10	
	Olii minerali	mg/L	0,05	
	Nota 1			
	Fenoli totali	mg/L	0,1	
	Pentaclorofenolo	mg/L	0,003	
	Aldeidi totali	mg/L	0,5	
	Tetracloroetilene, tricloroetilene (somma delle concentrazioni dei parametri specifici)	mg/L	0,01	
		Solventi clorurati totali	mg/L	0,04
		Triometani (somma delle concentrazioni)	mg/L	0,03
		Solventi organici aromatici totali	mg/L	0,01
Benzene		mg/L	0,001	
Benzo(a)pirene		mg/L	0,00001	
Solventi organici azotati totali		mg/L	0,01	
Tensioattivi totali		mg/L	0,5	
Pesticidi clorurati (ciascuno)		mg/L	0,0001	
Nota 2				
Pesticidi fosforati (ciascuno)		mg/L	0,0001	
Altri pesticidi totali		mg/L	0,05	
Parametri microbiologici	Escherichia coli	UFC/100mL	10 (80% dei campioni)	
	Nota 3		100 valore puntuale max	
	Salmonella		assente	

Tab. 4 - Valori limite delle acque reflue all'uscita dell'impianto di recupero D.M. del 2/05/2006.

A titolo di esempio si riportano in tabella 5 alcuni trattamenti indicati come appropriati dalle regioni Lombardia e Emilia Romagna per la depurazione delle acque reflue urbane.

Trattamenti appropriati indicati da Regione Lombardia	Trattamenti appropriati indicati da Regione Emilia Romagna
Aerazione estensiva	Degrassatore
Letti percolanti	Vasca di accumulo a tenuta
Dischi biologici	Filtro batterico anaerobico
Fitodepurazione con macrofite	Pozzo nero
Lagunaggio aerato	Subirrigazione
Lagunaggio naturale (stagni biologici)	Pozzo assorbente
Vasche Imhoff	Ossidazione totale
Fosse settiche di tipo tradizionale	Filtri percolanti
Dispersione per subirrigazione drenata	Biodischi
Letti di infiltrazione a superficie libera	Fitodepurazione
Processi a biomassa adesa a letto mobile	Lagunaggio aerato
Reattori biologici a membrana	Lagunaggio
Processi SBR	Fosse settiche tipo Imhoff
Disinfezione	Vasca settica tradizionale
Smaltimento fanghi	Subirrigazione drenata

Tab. 5 – Esempi di trattamenti appropriati per la depurazione delle acque reflue urbane.



## 2. Funzionamento degli impianti di fitodepurazione

### 2.1 Meccanismi di rimozione degli inquinanti

Le acque inquinate sono tali perché contengono in eccesso alcune sostanze, oppure si trovano in uno stato tale che il loro naturale equilibrio biologico e chimico-fisico risulta alterato, generando condizioni inconvenienti all'uomo e agli altri esseri viventi (tossicità, patogenicità, odori sgradevoli).

I sistemi umidi ricostruiti, o "constructed wetlands", sono capaci di rimuovere la maggior parte degli inquinanti compresi i metalli pesanti ed altri inquinanti tossici.

La depurazione delle acque inquinate ha lo scopo di rimuovere le sostanze solide, sia sospese che disciolte, le sostanze chimiche sgradevoli o nocive, di eliminare o rendere inattivi i microrganismi patogeni e stabilizzare la sostanza organica.

I meccanismi di rimozione riguardano la capacità autodepurativa tipica degli ambienti acquatici: gli inquinanti sono rimossi, trasformati o stoccati attraverso una combinazione di processi **fisici, chimici e biologici**. I sistemi acquatici forniscono infatti una diversità di nicchie e microambienti in quali giocano tutti un ruolo importante nei processi sopracitati [Manuale RE-PA, 2002].

La parola fitodepurazione se vista dal punto di vista etimologico (dal greco *phitos* = pianta) può trarre in inganno nel far ritenere che siano le piante gli attori principali nei meccanismi di rimozione. In realtà la parte predominante della depurazione del refluo viene svolta dalla flora microbatterica. Gli inquinanti vengono naturalmente rimossi attraverso vari processi tra cui filtrazione, adsorbimento, assimilazione da parte degli organismi vegetali, degradazione batterica ed antibiosi sono le maggiormente efficaci [Brix, 1993].

Le piante svolgono un ruolo importante trasferendo ossigeno dalle parti aeree a quelle sommerse: la penetrazione delle radici all'interno del substrato permette la creazione di microhabitat aerobici in ambiente anaerobico, che favoriscono lo sviluppo di una ricca e varia flora batterica la quale esplica la vera azione degradativa. Con l'ampio apparato radicale esse consentono di mantenere costante la permeabilità idraulica del terreno, mentre la capacità di rimuovere i nutrienti per assimilazione diretta è da ritenersi minima [Adcock, 1994; Brix, 1994].

#### **Processi biologici**

I principali processi biologici coinvolti nei processi di depurazione sono:

- *fotosintesi*: processo attuato da alghe e piante che apporta carbonio e ossigeno utili nei processi di nitrificazione e respirazione; le parti aeree delle piante trasferiscono ossigeno alle radici e quindi alla rizosfera;
- *respirazione*: l'ossidazione del carbonio organico è a carico degli organismi eterotrofi e porta alla formazione di biossido di carbonio e acqua;
- *fermentazione*: è la decomposizione della sostanza organica in assenza di ossigeno attuata da alcune specie di microrganismi che produce composti come metano, ammoniaca, acido solfidrico, alcoli e acidi grassi volatili;
- *metanogenesi*: produzione di metano da parte di microrganismi nella fase finale del processo di decomposizione della biomassa;
- *nitrificazione/denitrificazione*: processo mediato da microrganismi che descrive il passaggio dell'azoto ammoniacale al massimo stato ossidato, come azoto nitrico, e quindi la rimozione per gassificazione con il successivo passaggio dei nitrati ad azoto elementare N<sub>2</sub>;
- *rimozione del fosforo* a carico del biofilm e/o delle macrofite.

Le piante assumono i nutrienti e gli inquinanti disciolti dall'acqua per poi utilizzarli per la creazione di nuova biomassa.

I microrganismi, inclusi batteri e funghi, rimuovono la materia organica decomponendola in molecole più semplici utilizzando ossigeno. Diversi microrganismi hanno una specifica sensibilità per l'ossigeno disciolto, *range* di temperatura e nutrienti.

Alcuni composti azotati vengono trasformati dall'attività microbica in altre molecole (nitrificazione - denitrificazione) che vanno perse nell'atmosfera attraverso il processo di massificazione.

Molti dei microrganismi che si riscontrano nelle aree umide sono gli stessi che si ritrovano nei sistemi tradizionali di trattamento delle acque [Manuale RE-PA, 2002].

## **Processi chimici**

Le reazioni chimiche che avvengono tra determinate sostanze, in special modo i metalli pesanti, possono portare alla loro precipitazione come componenti insolubili, mentre l'esposizione alla luce e ai gas atmosferici possono invece rompere le molecole organiche dei pesticidi o uccidere organismi patogeni [EPA, 1995].

Certi componenti organici che entrano nell'area umida si disperdono direttamente nell'atmosfera per volatilizzazione. Questo effetto è molto importante nella fitodepurazione a flusso superficiale.

I meccanismi di ossido-riduzione che avvengono nell'acqua e nei sedimenti risentono della concentrazione di ossigeno. Il potenziale di riduzione, infatti, che è una misura del potenziale redox,

determina la solubilità o l'insolubilità dei nutrienti e dei metalli. Il pH dell'acqua e dei sedimenti esercita una forte influenza sulla direzione di molte reazioni, incluse le trasformazioni biologiche, e sulla separazione delle forme ionizzate e non-ionizzate di acidi e basi, scambio cationico, solubilità di gas e parti solide.

Un ulteriore fenomeno chimico fisico da considerare è l'adsorbimento delle sostanze da parte del substrato.

### **Processi fisici**

I processi fisici riguardano la filtrazione meccanica e la deposizione di sostanze per sedimentazione, dal momento che la velocità dell'acqua è sufficientemente bassa da permettere ai solidi sospesi, spesso associati a nutrienti ed altri inquinanti, di depositarsi.

Si riporta di seguito in Tab. 1 uno schema dei vari processi che avvengono in un sistema di fitodepurazione.

<b>INQUINANTI</b>	<b>MECCANISMI DI RIMOZIONE</b>
Materia organica (misurata come BOD)	<i>Degradazione batterica aerobica e anaerobica</i>
microinquinanti organici (es. pesticidi, tricloroetano, cloroformio, PCB, ecc)	<i>Adsorbimento sedimentazione volatilizzazione evaporazione fotosintesi degradazione biotica / abiotica</i>
Solidi sospesi	<i>Sedimentazione Filtrazione</i>
Azoto	<i>Ammonificazione / nitrificazione / denitrificazione Assorbimento radicale Adsorbimento (assorbimento nel substrato)</i>
Fosforo	<i>Adsorbimento, assorbimento radicale Precipitazione</i>
Microrganismi patogeni	<i>Sedimentazione filtrazione predazione degradazione con UV adsorbimento, morte naturale azione degli antibiotici emessi dalle radici</i>
Metalli pesanti	<i>Adsorbimento Complessazione Precipitazione Assorbimento radicale Ossido – riduzione batterica</i>

Tab. 1 - Meccanismi di rimozione dei principali inquinanti in un impianto di fitodepurazione [da Cooper 1996, modificato].

## 2.2 Principali parametri per la definizione degli obiettivi di qualità e rendimenti di depurazione

Il **materiale particolato, componente solida (TS)** rappresenta una componente significativa (circa il 25-30%) del carico inquinante presente nel refluo. La sua rimozione deve avvenire soprattutto nel pretrattamento (fossa settica, vasca di sedimentazione tricamerale, Imhoff, ecc.) per non occludere la porosità del medium di riempimento della vasca di fitodepurazione. Il particolato sospeso che non viene rimosso in questa fase preliminare è separato dalle acque mediante filtrazione e sedimentazione nello strato ghiaioso. La capacità di sedimentazione è relazionata alla velocità di flusso del refluo all'interno del medium ed agisce sinergicamente con il processo di filtrazione da

parte del film biologico (pellicola batterica) adesivo al materiale di riempimento [Manuale RE-PA, 2002]. Per quanto riguarda questa componente si raggiungono valori medi indicativi di abbattimento dell'80% fino ad arrivare, in casi ottimali, a percentuali superiori al 90% [Vymazal, 2005].

La **sostanza organica (BOD e COD)** è costituita da sostanze quali carboidrati, grassi, proteine, saponi, detersivi, ecc. che possono trovarsi in forma solida, in sospensione, in soluzione, nel sedimento o parzialmente metabolizzate.

I composti organici disciolti presenti nel refluo subiscono un processo di decomposizione prevalentemente aerobica per opera dei microrganismi (batteri, funghi) adesi alla superficie dei rizomi delle elofite del substrato. L'ossigeno necessario per questi processi proviene sia direttamente dall'atmosfera per diffusione nel liquame, sia indirettamente dalla piante attraverso il rilascio da parte delle radici delle elofite o dall'attività fotosintetica di microfite e pleustofite.

Nei sistemi a flusso sub-superficiale l'efficienza di rimozione risulta sensibilmente maggiore rispetto alle altre tipologie di fitodepurazione per la presenza di un'elevata area di contatto tra liquame e il film batterico adesivo alla superficie del medium.

La degradazione anaerobica predomina su quella aerobica quando la quantità di ossigeno viene ad essere limitante, ad esempio in presenza di alti carichi organici o in relazione all'elevata profondità del letto sommerso [Cooper, 1996].

Poiché questo processo è legato all'attività batterica, esso dipende fortemente dalle condizioni climatiche e quindi dalla temperatura del liquame. I sistemi a flusso sub-superficiale risultano essere stabili sotto questo aspetto in quanto lo strato di ghiaia e del medium sovrastante il flusso idrico agiscono da coibente mantenendo la temperatura interna sempre superiore ai 0°C, anche quando all'esterno la temperatura dell'aria risulta inferiore.

Si possono raggiungere percentuali di abbattimento medie indicative pari all'80% fino ad arrivare, in casi ottimali, a percentuali superiori al 90% [Vymazal, 2005].

Un altro importante parametro è l'**azoto (TN)**, le forme azotate di maggior interesse sono azoto gassoso ( $N_2$ ,  $N_2O$ ), azoto organico ( $N_{org}$ ), ammoniaca ( $NH_3$ ), nitriti ( $NO_2^-$ ) e nitrati ( $NO_3^-$ ). Tutte queste forme sono biochimicamente interconnesse e partecipano al ciclo dell'azoto (Fig. 1).

L'azoto ha un'importante funzione nutriente e la sua abbondanza è una delle cause dei fenomeni di eutrofizzazione delle acque.

L'azoto può essere rimosso sia per effetto di reazioni chimiche e biochimiche, che costituiscono nel loro insieme appunto il ciclo dell'azoto, sia per separazione fisica (flocculazione, sedimentazione e filtrazione).

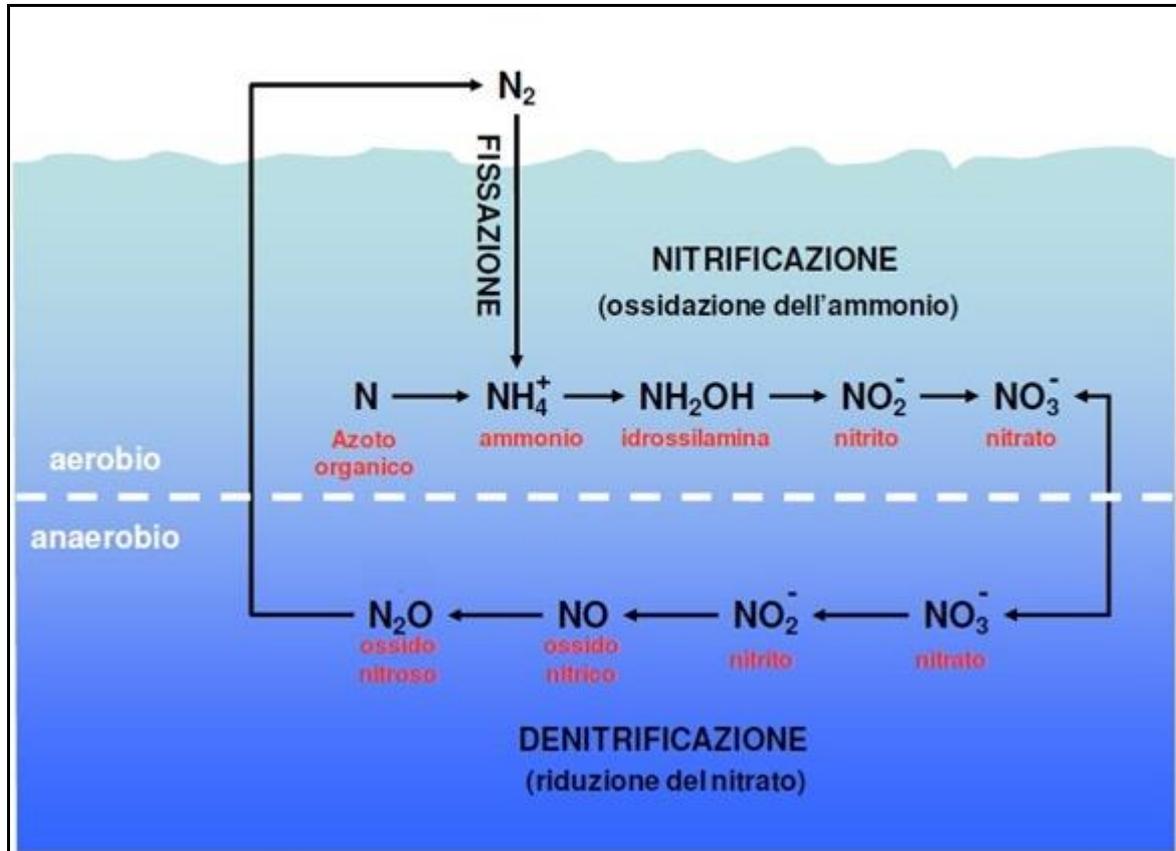


Fig. 1 - Visione semplificata del ciclo dell'azoto.

Il ciclo è composto da vari processi:

- fissazione dell'azoto atmosferico ( $N_2$ ,  $N_2O$ ) in azoto organico ( $N_{org}$ )
- ammonificazione: trasforma tale elemento dalla forma organica alla forma inorganica di ione ammonio ( $NH_4^+$ ) e ammoniaca ( $NH_3$ )
- nitrificazione: trasformazione dello ione ammonio ( $NH_4^+$ ) in nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ )
- denitrificazione: comporta la trasformazione da nitrato ( $NO_3^-$ ) ad azoto molecolare ( $N_2$ ) in forma gassosa che torna all'atmosfera
- volatilizzazione dell'ammoniaca: passaggio dell'ammoniaca ( $NH_3$ ) alla fase gassosa
- assimilazione/assorbimento da parte delle piante
- sedimentazione
- decadimento
- decomposizione

Nelle acque reflue l'azoto, pur potendo essere presente in varie forme chimiche che corrispondono a diversi stati di ossidazione dell'elemento, compare in percentuale maggiore sotto forma di ammoniaca.

I composti azotati derivano dalla demolizione delle proteine presenti nei liquami ad opera della **comunità batterica** (ammonificazione). Il successivo abbattimento dell'ammoniaca è legato principalmente ad un processo di ossidazione (nitrificazione) dello ione ammonio che avviene nei microsciti **aerobici** adiacenti alla superficie radicale delle elofite [Reed, 1995].

I composti che si producono, i nitrati, diffondendosi verso le zone **anaerobiche**, subiscono un processo di riduzione (denitrificazione) e vengono trasformati in azoto gassoso, che si libera nell'atmosfera.

Tutti i processi descritti si realizzano ad opera di alcune specie di batteri che utilizzano i composti azotati come fonte di energia.

Nei sistemi a flusso sommerso **verticale** l'ambiente risulta essere prevalentemente aerobico a causa dell'alimentazione discontinua che provoca un richiamo di aria dall'esterno al mezzo: qui prevarranno i processi di nitrificazione. Nei sistemi a flusso sommerso **orizzontale** invece il medium è sempre saturo di acqua e quindi anaerobico, tranne che nelle microzone ossidate aderenti alle radici delle elofite, prevalgono processi di denitrificazione.

Oltre che per nitrificazione e denitrificazione, la rimozione dell'azoto avviene ad opera di processi secondari quali la volatilizzazione dell'ammoniaca, l'assorbimento da parte delle piante e l'adsorbimento da parte del substrato.

La liberazione dello ione ammonio sotto forma di gas (volatilizzazione) avviene a valori di **pH** superiori a 8 e l'entità del processo dipende da quanto azoto ammoniacale riesce a raggiungere la superficie dell'acqua [McIntyre, 1991].

L'assunzione dell'azoto da parte delle **piante** avviene per assorbimento tramite l'apparato radicale mentre l'ammoniaca viene utilizzata nei processi metabolici di costruzione delle sostanze proteiche: l'entità di questo processo è comunque limitata [Brix, 1994].

Il **substrato**, in virtù della sua capacità di scambio, può adsorbire ioni ammonio: si ritiene tuttavia che il processo sia rapidamente reversibile quando la nitrificazione fa diminuire la concentrazione degli ioni ammonio nella soluzione acquosa [Cooper, 1996].

Per quanto riguarda questo parametro i valori percentuali medi di abbattimento sono attorno al 50%, solo in sistemi ottimali si riescono a raggiungere percentuali anche superiori all'80% [Vymazal, 2005].

Il **fosforo (TP)** è presente nei liquami sotto forma di ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ), polifosfato oppure in forma organica ( $\text{P}_{\text{org}}$ ), soprattutto negli scarichi industriali. È una sostanza molto nutriente come l'azoto e anch'essa responsabile dei fenomeni di eutrofizzazione.

L'ossidazione batterica converte in ortofosfato tutte le forme di fosforo presenti.

Anche in questo caso nel sistema avvengono vari processi come adsorbimento, assorbimento, mineralizzazione, decadimento e sedimentazione.

La rimozione dell'ortofosfato avviene principalmente attraverso fenomeni di adsorbimento da parte del **substrato** da parte di composti inorganici di ferro e alluminio e da parte del calcio e dei minerali presenti nell'argilla. Visto il ruolo importante svolto dal substrato sono soprattutto la qualità e la grandezza del materiale di riempimento che possono favorire una maggiore rimozione di fosforo. Per tale motivo la tipologia tedesca dei flussi sommersi verticali utilizza la sabbia come substrato per il filtro in cui naturalmente sono presenti tracce di ferro che permettono la precipitazione dei fosfati.

Secondo Cooper et al. (1996), oltre che con questi meccanismi la rimozione del fosforo avviene anche tramite la complessazione e la precipitazione.

Come per l'azoto l'assunzione da parte delle **piante** risulta generalmente piuttosto limitata e può essere significativa solo in sistemi progettati con un basso tasso di carico per superficie [Breen 1990]. L'apparato radicale gioca un ruolo minore di quello visto per l'azoto, quantificabile in un rapporto di 1/7, cioè ogni 7 grammi di azoto ne viene assimilato 1 di fosforo [ANPA, 2002].

Anche per questo parametro i valori percentuali medi di abbattimento sono attorno al 50% e solo con sistemi ottimali si riescono a raggiungere percentuali anche superiori all'80% [Vymazal, 2005].

I **metalli pesanti** possono essere presenti in concentrazioni significative negli scarichi industriali, ma elevate concentrazioni di rame, nichel, zinco, piombo e cadmio si possono ritrovare anche nei reflui domestici ed urbani.

Tutti i microrganismi richiedono, per il loro normale metabolismo cellulare, la presenza, in concentrazioni molto basse, di alcuni metalli quali ad esempio potassio, magnesio, manganese, calcio, ferro, rame, zinco e molibdeno. Tuttavia, elevate concentrazioni di tali metalli risultano senz'altro tossiche per batteri e funghi.

La rimozione dei metalli è legata a processi di sedimentazione, filtrazione, precipitazione chimico-fisica, adsorbimento sulla parete cellulare dei batteri, nonché a reazioni biologiche, in particolare ossidazioni, operate dalla biomassa adesa sui rizomi e sul medium di riempimento.

I sistemi di pretrattamento e quelli di depurazione tradizionali delle acque reflue urbane e domestiche hanno un'efficienza inadeguata alla rimozione di questi elementi.

La fitodepurazione, in particolare quella sub-superficiale, ha invece una buona capacità di sequestro dei metalli [Manuale RE-PA, 2002].

Le piante possono assorbire una certa quantità di metalli, ma la loro assunzione si accompagna a danni strutturali del tessuto [Volterra et al., 1994]. Il substrato, invece, trattiene i metalli in funzione della sua capacità di scambio cationica [Cossu, 1984].

Di recente applicazione è la *phytoremediation* o fitodecontaminazione che prevede l'adozione di particolari specie di piante, utilizzate come bioaccumulatori, per risanare aree industriali dismesse, ex discariche o terreni contaminati da metalli pesanti o radionuclidi.

Le piante "esauste" a fine ciclo vengono disidratate e trattate come rifiuto speciale: da esse è possibile riestrarre i metalli accumulati e utilizzarli come materia prima industriale.

Gli scarichi industriali ed urbani contengono in quantità variabile diversi **microinquinanti organici** provenienti da composti di sintesi (benzene, tricloroetano, PCP-pentaclorofenolo, cloroformio, ecc) che normalmente resistono alla depurazione nei sistemi tradizionali di trattamento e persistono nell'ambiente per lunghi periodi, accumulandosi nelle catene alimentari degli ecosistemi in particolare nei predatori.

I sistemi naturali hanno una notevole capacità di rimozione di questi composti, soprattutto per degradazione biologica ma anche i processi chimico-fisici di adsorbimento, sedimentazione ed evaporazione e i processi chimici o fotochimici hanno una rilevanza significativa [Giger, 1978].

Se nei sistemi di trattamento ipertecnologici si utilizzano particolari colonie batteriche in grado di degradare specifiche catene organiche stabili, nella fitodepurazione, dove la popolazione microbica risulta ecologicamente molto più complessa, si arriva, per via molto più naturale, ad un buon trattamento anche di composti molto stabili come il catrame.

I sistemi a flusso sub-superficiale hanno evidenziato una rimozione pari al 99% di composti organici, dal PCP (pentaclorofenolo) al cloroformio [Reed, 1987].

La rimozione dei **microrganismi patogeni** risulta particolarmente efficace con la fitodepurazione, fornendo valori di abbattimento del 99%. Il passaggio del liquame attraverso micrositii aerobici alternati agli anaerobici nella rizosfera comporta uno stress per i microrganismi non metabolicamente adattati a tenori diversi di ossigeno e quindi porta ad una loro elevata mortalità. A questo si devono aggiungere i processi fisici di filtrazione e sedimentazione che avvengono durante il passaggio attraverso il substrato, la predazione da parte di nematodi e protozoi e la morte naturale [Gersberg, 1987].

Il tasso di rimozione sembra essere legato non solo al tempo di residenza, che deve essere almeno superiore a 1 o 2 giorni, fino a 6 giorni, ma anche alle condizioni di umidità relativa dell'aria, con una maggiore efficienza di rimozione in ambiente secco [Green, 1997].

### 2.3 Vegetazione

Le piante da utilizzare nei sistemi di fitodepurazione sono erbacee ed appartengono alla flora tipica degli ambienti umidi; esse sono suddivisibili in due distinti gruppi: le **elofite** anche chiamate **macrofite emergenti** e le **idrofite**.

Le prime sono dette anche macrofite radicate emergenti, sono piante che vivono su suoli, parzialmente o completamente, saturi d'acqua, fino ad una parziale sommersione del fusto, mentre foglie e fiori emergono dall'acqua.

Le seconde, invece, hanno un corpo vegetativo completamente sommerso o galleggiante sulla superficie dell'acqua, e sono da considerarsi piante acquatiche in senso stretto.

Per i sistemi a flusso sommerso si utilizzano principalmente le elofite che hanno una serie di proprietà intrinseche che le rendono una componente essenziale in relazione al trattamento delle acque di scarico [Manuale RE-PA, 2002 et al.]:

- stabilizzano la superficie dei letti,
- forniscono buone condizioni per la filtrazione fisica,
- influenzano la conduttività idraulica del medium di riempimento,
- prevengono fenomeni di intasamento nei sistemi a flusso verticale,
- creano un sistema isolante contro il gelo delle stagioni invernali,
- forniscono un'enorme area superficiale come substrato per la crescita batterica.

Le specie più comunemente utilizzate sono *Phragmites australis*, *Typha*, *Shoenoplectus lacustris* anche chiamato *Scirpus lacustris* e *Juncus* (Tab. 2).

NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE
<i>Phragmites australis (o communis)</i>	Cannuccia di Palude
<i>Typha latifolia</i>	Mazzasorda, sala
<i>Typha minima</i>	Mazzasorda
<i>Typha angustifolia</i>	Stiancia
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Giunco da corde
<i>Juncus spp</i>	Giunco

Tab, 2 - Macrofite radicate emergenti (elofite) più comunemente utilizzate per i sistemi a flusso sommerso [APAT, 2005].

In Tab. 3 vengono riportate alcune caratteristiche di queste piante.

Nome	Descrizione	Aspetto
<p><b>Cannuccia di palude</b> (<i>Phragmites australis o communis</i>)</p>	<p>Specie <u>erbacea</u>, <u>perenne</u>, <u>rizomatosa</u>; può raggiungere anche 4 m di altezza. Foglie , opposte, ampie e laminari, lunghe 15-60 cm, larghe 1 - 6 cm, glabre, verdi o glauche. All'apice del <u>fusto</u> è presente una <u>pannocchia</u> di colore bruno o violaceo, lunga fino a 40 cm. Germoglia a marzo e fiorisce a luglio.</p>	
<p><b>Mazzasorda o Mazza di tamburo</b> (<i>Typha latifolia</i>)</p>	<p>Specie erbacea, alta anche 2,5 m. Infiorescenze femminili formate da migliaia di piccolissimi fiori di colore bruno circondati da peli. Le <u>spighe</u> cilindriche marroni ed a forma di salsiccia sono lunghe fino a 30 cm.</p>	
<p><b>Mazzasorda</b> (<i>Typha minima</i>)</p>	<p>Specie erbacea alta 30 - 80 cm. Foglie lineari, canalicolate, lunghe e strette (1-3 mm). Fioritura maggio-giugno.</p>	
<p><b>Stiancia</b> (<i>Typha angustifolia</i>)</p>	<p>Specie erbacea <u>perenne</u>, <u>rizomatosa</u>, altezza 1,5-2 m, portamento eretto, fogliame semipersistente. <u>Foglie</u> lineari, cerulee. Vegeta in <u>terreno</u> fresco, umido, acquitrinoso e tollera periodi di immersione anche prolungati; è molto diffusa nelle paludi, negli stagni e nei fossi, fino a 1.000 m di altitudine. Il periodo di fioritura è giugno-luglio.</p>	

<p><b>Giunco da corde</b> (<i>Shoenoplectus lacustris</i> o <i>Scirpus lacustris</i>)</p>	<p>Specie erbacea perenne, rizomatosa, in condizioni particolarmente favorevoli può raggiungere i 3 m. di altezza. Fusti eretti, cilindrici, di colore verde scuro. Foglie brevi, lineari o ridotte a guaine alla base del fusto. Infiorescenza a forma di capolino, situata al termine del fusto, costituita da piccole spighe rosso-brune</p>	
<p><b>Giunco</b> (<i>Juncus spp</i>)</p>	<p>Specie erbacea perenne, rizomatosa. Può raggiungere 1-1,5 m. di altezza sviluppando fusti verdi, privi di foglie o con foglie avvolte intorno al fusto.</p>	

Tab. 3 - Descrizione di alcune caratteristiche delle macrofite radicate emergenti-elofite utilizzate per i sistemi a flusso sommerso [ISPRA, 2012].

Di queste specie si conoscono anche i valori di alcuni parametri utili per la realizzazione del sistema come la penetrazione delle radici (Tab. 4) e la profondità d'acqua ottimale in cui essere immerse (Tab. 5).

Pianta acquatica	Penetrazione radici
<i>Phragmites australis</i> (o <i>communis</i> )	0,7
<i>Typha spp.</i>	0,3 - 0,4
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,8
<i>Juncus spp</i>	0,6

Tab. 4 - Profondità radicale in m di alcune piante acquatiche fra le più utilizzate nei sistemi a flusso sommerso orizzontale [APAT, 2005].

TIPOLOGIA VEGETALE	SPECIE VEGETALE	PROFONDITA DELL'ACQUA (in centimetri)
Elofite	<i>Phragmites spp.</i>	da 0 a -100
	<i>Typha minima</i>	da 0 a - 40
	<i>Juncus effesus</i>	da 0 a - 30
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	da 0 a -100

Tab. 5 - Profondità dell'acqua ottimale di alcune piante acquatiche [APAT, 2005].

### La funzione della vegetazione

Negli impianti di fitodepurazione le piante hanno un ruolo attivo e non puramente estetico ai fini della depurazione.

Il trattamento delle acque si basa infatti sulla crescita cooperativa delle macrofite e dei microrganismi ad esse associati, che svolgono una buona parte del processo di degradazione della materia organica. Le piante acquatiche rimuovono parte delle sostanze indesiderate attraverso l'assimilazione diretta nei tessuti e forniscono superficie e ambiente idoneo ai microrganismi che trasformano gli inquinanti e ne riducono la concentrazione.

Nell'ambiente acquatico naturale lo sviluppo eccessivo di formazioni vegetali, soprattutto se monospecifiche, è indice di una elevata condizione trofica (eutrofizzazione) generata da fenomeni di inquinamento soprattutto organico e da nutrienti (composti azotati e fosfati). Ciò che risulta essere uno stato di degrado dell'ecosistema si rivela per gli organismi vegetali una situazione vantaggiosa, che incentiva la crescita e la proliferazione di alghe e piante acquatiche. Queste si comportano da filtri biologici, rimuovendo le sostanze inquinanti dall'acqua e contemporaneamente rifornendola di ossigeno [Manuale RE-PA, 2002 et al.].

Alcune elofite come *Phragmites* e *Typha*, mediando il trasferimento di ossigeno dalle parti aeree alla rizosfera attraverso la perdita di ossigeno dalle radici stesse, incrementano la degradazione aerobica delle sostanze organiche e la nitrificazione. Particolarmente importante è *Phragmites australis* che non solo funziona come **pompa di ossigeno**, ma è anche in grado di costruire intorno ai suoi fusti un microecosistema molto efficiente in grado di eliminare gli elementi estranei (ad esempio microrganismi patogeni) [Brix, 1994].

Le piante acquatiche hanno la caratteristica di possedere un tessuto spugnoso, il **parenchima aerifero**, particolarmente sviluppato nei fusti e nelle radici caratterizzato da grandi spazi intercellulari pieni d'aria. Le radici delle piante acquatiche sono infatti normalmente immerse nei sedimenti, cioè in un ambiente poverissimo di ossigeno che impedisce loro di respirare per procurarsi l'energia necessaria all'assorbimento degli ioni. La pianta quindi per sopravvivere

trasporta l'ossigeno dagli organi aerei (fusto e foglie) attraverso la rete di canali del parenchima aerifero Fig. 2.

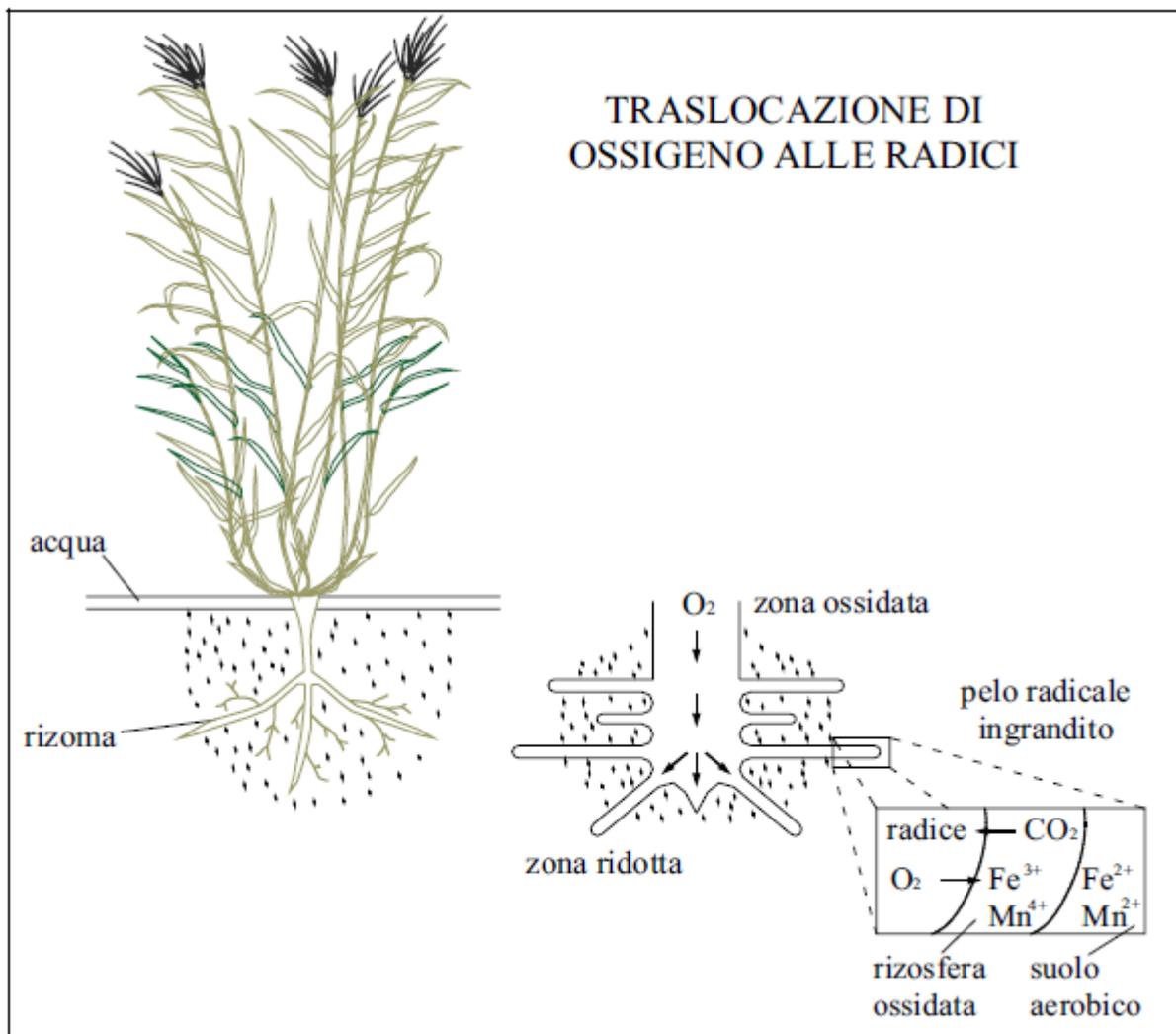


Fig. 2 - Meccanismi di distribuzione dell'ossigeno a livello radicale in alcune piante elofite [APAT, 2005].

Le funzioni più importanti che le macrofite svolgono nella depurazione sono legate agli effetti fisici di trasferimento dell'ossigeno. Sviluppando un apparato radicale fitto e intrecciato esse stabilizzano la superficie del substrato garantendo delle buone condizioni per i fenomeni di filtrazione fisica prevenendo così l'intasamento del medium. Inoltre forniscono un'ampia superficie e un ambiente ideale per la crescita microbica; mediano il trasferimento di ossigeno negli spazi in prossimità delle radici, accelerando i processi di degradazione aerobica di sostanza organica e di nitrificazione; assorbono nutrienti; detossificano composti organici tossici e possono essere utilizzate per accumulare metalli pesanti.

Inoltre le parti che si depositano sulla superficie del substrato durante il periodo invernale, isola dal gelo il refluo, consentendo alla popolazione batterica di continuare la sua attività.

Giunto alle radici, l'ossigeno che non viene utilizzato dal metabolismo della pianta va ad ossidare i composti organici presenti nelle vicinanze delle radici, oppure viene usato dai batteri presenti nella rizosfera [Camuccio & Barattini, 2001].

Il tipo e l'estensione dello sviluppo radicale sono parametri importanti perché influenzano da un lato la profondità a cui può essere trasferito l'ossigeno e dall'altro la quantità di superficie di contatto tra acque reflue e rizosfera [Gersberg, 1986].

In Tab. 6 vengono riportate alcune funzioni svolte dalle varie parti delle piante.

Parte aerea	Parte sommersa	Apparati radicali e rizomi
attenuazione della luce	funzione di supporto per i microrganismi	stabilizzazione della superficie e, quindi, controllo dell'erosione
influenza sul microclima	rilascio di ossigeno fotosintetico	prevenzione di infiltrazione nei sistemi a flusso sub-superficiale verticale
riduzione della velocità del vento	assunzione dei nutrienti	assunzione di nutrienti
funzione estetica	effetto filtrante per i detriti	rilascio di antibiotici
riserva di nutrienti	riduzione della velocità della corrente	

Tab. 6 - Funzioni di varie parti delle macrofite [ISPRA, 2012].

### **Propagazione e piantumazione della vegetazione**

Le piante presenti in un sistema di fitodepurazione possono provenire da aree umide dove crescono in modo spontaneo, oppure essere acquistate presso un vivaista. In generale il prelievo dovrebbe essere effettuato da zone naturali con caratteristiche ambientali simili alle aree di destinazione, così da utilizzare piante già adattate alle particolari condizioni ambientali che interessano, ovviamente nel rispetto e nella salvaguardia della flora regionale. La piantumazione dei sistemi di fitodepurazione può avvenire in tre modalità: semina, piantagione dei rizomi e piantagione di essenze vegetali di varie dimensioni (o livelli di crescita).

Nel caso specifico delle macrofite radicate la tecnica d'impianto principale prevede l'interramento di una sezione di rizoma, con o senza l'apparato aereo, della lunghezza di circa 15-20 cm in modo che comprenda almeno un internodo e due nodi integri. I pezzi di rizoma vanno interrati ad una profondità di circa 20 cm, alla distanza di 25-30 cm uno dall'altro. La densità della messa a dimora

è compresa tra 4-5 piante per mq. In genere vengono interrati rizomi in numero leggermente superiore al necessario, in modo da supplire un eventuale non attecchimento di parte delle piante messe a dimora. Successivamente il letto va inondato per stimolare la crescita dei germogli ed evitare la propagazione di specie infestanti non acquatiche.

Il migliore periodo per l'impianto è l'inizio della primavera (marzo-aprile); le gemme presenti sui rizomi possono così germogliare subito, evitando di andare incontro a marciumi o gelate riscontrabili nel caso in cui l'interramento avvenga in autunno.

La pianta impiega circa 3 anni per arrivare allo sviluppo completo e perché l'apparato radicale raggiunga la massima profondità. Una maggiore crescita delle radici può essere favorita da un regime idraulico con alternanza di secco/umido. Lo sviluppo di rizomi orizzontali consente la totale copertura dell'impianto di fitodepurazione già tra il secondo e il terzo anno vegetativo, sempre che il substrato venga periodicamente ripulito dalle erbacce e il carico idraulico sia attentamente controllato [Manuale RE-PA, 2002 et al.].

### **Gestione della vegetazione**

Una volta cresciute, le macrofite radicate sono più resistenti ad eventuali periodi siccitosi rispetto alle altre piante considerate. Il problema maggiore è rappresentato dalla presenza di malerbe che competono con le macrofite per le risorse nutritive come l'ortica (*Urtica dioica*), diverse specie di graminacee tra cui il vilucchio comune (*Convolvulus arvensis*) noto anche in agricoltura per essere una pericolosa infestante. Per tale motivo si rende necessario provvedere all'eliminazione manuale delle erbacce cresciute all'interno dell'impianto, operazione che andrebbe effettuata almeno ogni 6 mesi nei primi 3 anni e successivamente solo in caso di bisogno. Anche il perimetro dell'impianto deve essere mantenuto libero da erbe o alberi [Manuale RE-PA, 2002 et al.].

Per quanto riguarda questi aspetti di gestione e manutenzione si rimanda anche al capitolo 3 paragrafo 3.1.

## 3. Progettazione

### 3.1 Guida alla progettazione

I trattamenti di fitodepurazione sono sistemi progettati per simulare una zona umida naturale allo scopo di depurare le acque reflue. Sono sostanzialmente sistemi di tipo biologico in cui avvengono, come già detto, complesse interazioni fisiche, chimiche e microbiologiche. Sebbene gli impianti di fitodepurazione siano semplici da progettare da un punto di vista “ingegneristico”, tuttavia sono ecosistemi complessi se considerati da un punto di vista ecologico e quindi il progettista dovrà possedere una certa familiarità non solo con nozioni di ingegneria idraulica ma anche con i processi fisici, chimici, biologici e con le interazioni ecologiche tipiche di questi ambienti.

Il ruolo del progettista varierà a seconda della scala del progetto. Piccoli progetti a basso budget non necessiteranno di un vero team di progettisti: un solo progettista si prenderà la responsabilità del progetto e in questi casi sarà soprattutto necessaria una buona esperienza. Progetti più grandi al di sopra dei 50 abitanti equivalenti richiederanno invece un approccio multidisciplinare di più esperti. Step importante, prima ancora del progetto preliminare è la definizione degli obiettivi. Obiettivo principale è quello di definire parametri qualitativi per la qualità dell'acqua (TS, TOD, TN, TP, microrganismi patogeni). Per il trattamento di acque reflue civili o industriali gli obiettivi dipenderanno in primo luogo dal corpo idrico recettore nel caso di recapito in acque superficiali, dalla tipologia di suolo e della falda nel caso di sub-irrigazione e nel caso invece l'acqua finale voglia essere riutilizzata bisognerà considerare la destinazione d'uso (domestico, agricolo, industriale) [Manuale RE-PA, 2002 et al.].

A seconda delle dimensioni del sistema variano anche gli obiettivi che si possono raggiungere con la ri/costruzione di un'area umida, alcuni di questi obiettivi possono anche essere raggiunti contemporaneamente ed i principali sono:

- il miglioramento della qualità dell'acqua;
- l'attenuazione dei picchi di piena e lo stoccaggio delle acque;
- l'aumento del valore naturalistico del sito attraverso:
- l'aumento della biodiversità;
- l'utilizzo con valenza sociale per usi paesaggistici, ricreativi, commerciali, didattici;
- la ricarica della falda.

E' necessario in sede progettuale definire chiaramente gli obiettivi che si vogliono raggiungere in modo da adeguare le rispettive funzioni progettuali ad essi [ANPA, 2002].

## **Parametri di progettazione**

Alcuni fattori particolarmente rilevanti per le soluzioni impiantistiche che possono essere adottate per il trattamento secondario e/o terziario di acque inquinate sono:

1. inserimento ambientale e caratteristiche idrogeologiche del sito (tra cui di la temperatura T)
2. disponibilità di spazio
3. natura dei reflui da trattare in termini chimici e fisici (carichi degli inquinanti, HLT)
4. obiettivi di depurazione prescelti (% rimozione degli inquinanti)
5. pretrattamento del refluo (vasca settica, imhoff, ecc.)
6. struttura di ingresso ed uscita per il controllo della distribuzione e suddivisione del flusso
7. configurazione del percorso dell'acqua ( serie e/o in parallelo, ecc.)
8. geometria dell'impianto ( $A_s$ ,  $A_t$ , L:W, h)
9. trattamento e impermeabilizzazione del letto
10. scelta del medium di riempimento
11. scelta della vegetazione (specie, densità, condizioni aerobiche/anaerobiche)
12. tempo di residenza (HRT)
13. piano di avviamento, gestione e manutenzione

## **Caratteristiche del sito e inserimento**

È bene studiare la situazione generale del sito prima dell'intervento da vari punti di vista: geografici, geologici, morfologici, idrologici e ecologici.

Alcuni fattori da tenere in considerazione per quanto riguarda l'idrologia sono: precipitazione, infiltrazione, evapotraspirazione, condizioni di falda.

Fattori idraulici, di cui si discuterà anche di seguito, possono essere: carico idraulico, tipologia del medium di riempimento, profondità dell'acqua, temperatura.

Tutti questi fattori influenzano la rimozione dei composti organici, dei nutrienti.

Sono da tenere in considerazione anche gli impatti ecologici, ambientali, economici e sociali, soprattutto nel caso di impianti di grandi dimensioni.

## **Temperatura**

La temperatura gioca un ruolo fondamentale per quanto riguarda i processi che avvengono nel sistema.

La diminuzione della temperatura provoca una riduzione di reazione nei processi biologici, e causa quindi inferiori rendimenti di rimozione.

In alcuni casi si è notato il raggiungimento di buoni rendimenti anche in presenza di uno strato di ghiaccio. Ciò è dovuto alla minore influenza dei fattori esterni ed al minor contributo delle sorgenti interne come la decomposizione dei detriti vegetali.

La rimozione dell'azoto ed i processi di nitrificazione subiscono una riduzione sostanziale quando le temperature scendono al di sotto dei 10°C.

Per temperature superiori ai 15°C è sufficiente un tempo di residenza di circa 8 giorni per raggiungere buoni rendimenti, mentre per temperature inferiori sono necessari anche 14-20 giorni di residenza per raggiungere gli stessi livelli di efficienza [Akratos et al, 2006].

### **Carico idraulico**

Questa fase della progettazione risulta essere complessa, poiché portate e carichi possono subire sensibili variazioni giornaliere e stagionali a seconda del tipo di utenza allacciata, delle condizioni climatiche e del regime delle precipitazioni, delle infiltrazioni di acque superficiali o di falda in rete, ecc. Il carico idraulico è strettamente legato a vari fattori del sito in cui verrà realizzato l'impianto come le condizioni climatiche, la conducibilità del medium, il carico organico e altri.

Il regime di flusso, continuo o discontinuo, così come la durata tra un carico e l'altro e la perdita d'acqua dovuta all'evapotraspirazione può influenzare le performance durante il periodo estivo. Sono i fattori idraulici insieme alle percentuali di rimozione che si vuole ottenere a determinare, nella progettazione, la geometria e la profondità dell'impianto di fitodepurazione. Questi fattori mettono in risalto l'importanza di conoscere esattamente le caratteristiche del refluo in entrata, e i relativi carichi di inquinanti, per un calcolo anche approssimato dei tempi minimi di ritenzione idraulica e quindi delle dimensioni dell'impianto. Al fine di limitare gli effetti delle eventuali variazioni di portata, è frequente il ricorso alla disposizione in parallelo degli impianti a flusso sub-superficiale. La loro disposizione in serie è invece giustificata dall'esigenza di aumentare l'efficacia di alcuni processi che traggono vantaggio dall'aumento del tempo di residenza e quindi di contatto fra liquame e microrganismi [Manuale RE-PA, 2002].

Principali parametri da tenere in considerazione per la definizione del carico idraulico e degli obiettivi di qualità da raggiungere sono:

- Domanda di ossigeno (BOD e COD)
- Fosforo (TP)
- Azoto (TN)

- Componente solida (TS)
- Patogeni (Coliformi fecali, Escherichia coli)

### Trattamenti preliminari

Allo scopo di ridurre i rischi di intasamento del medium ad opera dei solidi grossolani o sedimentabili presenti nel refluo, è necessario inserire a monte dell'impianto un comparto per la sedimentazione, che non deve, però, permettere l'innesco di processi di degradazione anaerobica. Questi processi sono infatti difficilmente gestibili nell'impianto, a causa degli odori sgradevoli e degli animali che vi si possono sviluppare.

Mentre nelle vasche Imhoff tradizionali i processi di fermentazione anaerobica si instaurano sempre, a causa dell'elevato tempo medio di ritenzione, nelle vasche settiche a due o tre camere, nelle quali il tempo medio di ritenzione è più contenuto, è possibile ottenere un liquame fresco chiarificato in cui non sono ancora evidenti i segni del processo anaerobico [Manuale RE-PA, 2002].

Se la composizione degli scarichi lo richiede a monte della fitodepurazione possono essere adottati anche trattamenti diogliatura, dissabbiatura e disoleazione (Fig.1).

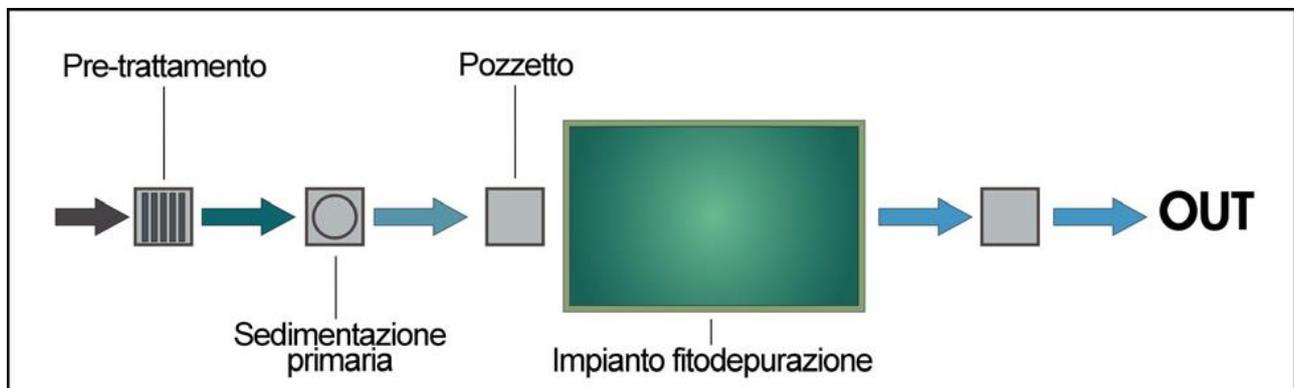


Fig. 1 - Schema di un impianto di fitodepurazione e dei trattamenti primari [ISPRA, 2012].

### Strutture di ingresso e uscita

Aspetti importanti per la riuscita di un impianto di fitodepurazione sono rappresentati dal sistema di distribuzione del liquame e dalla regolazione del suo livello all'interno del letto.

In un sistema a flusso sommerso orizzontale (Fig. 2) il liquame in entrata può essere distribuito in diversi modi, quali una canaletta superficiale, un tubo superficiale con elementi a T, un tubo sommerso forato oppure a ingresso libero. Tutti questi elementi hanno lo scopo di garantire un

flusso uniforme lungo la larghezza del letto. Generalmente sono preferiti i sistemi a distribuzione superficiale perché riducono il rischio di intasamento e sono più facili da pulire.

In ogni caso, sia in testa che in coda alla vasca, è bene che sia realizzata una striscia trasversale di materiale inerte di grossa pezzatura, larga almeno 1 m, in modo che non si creino linee di flusso preferenziali all'interno del letto [Pergetti, 1994].

Prima dell'uscita, sul fondo, viene posto un tubo di drenaggio microforato per raccogliere le acque trattate che vengono poi convogliate in un pozzetto regolatore di livello tramite una tubazione a gomito: questo dispositivo garantisce la regolazione del livello idrico all'interno del sistema, permettendo lo svuotamento totale della vasca o il suo allagamento, utile per eliminare le eventuali piante infestanti.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale (Fig. 3) la distribuzione uniforme del refluo sulla superficie del letto è ottenuta tramite tubi in PVC o PE, forati, posti sotto l'ultimo strato di inerti o alzati dieci cm sopra la superficie. Normalmente in questi sistemi l'alimentazione è discontinua e controllata da una pompa o da un sifone.

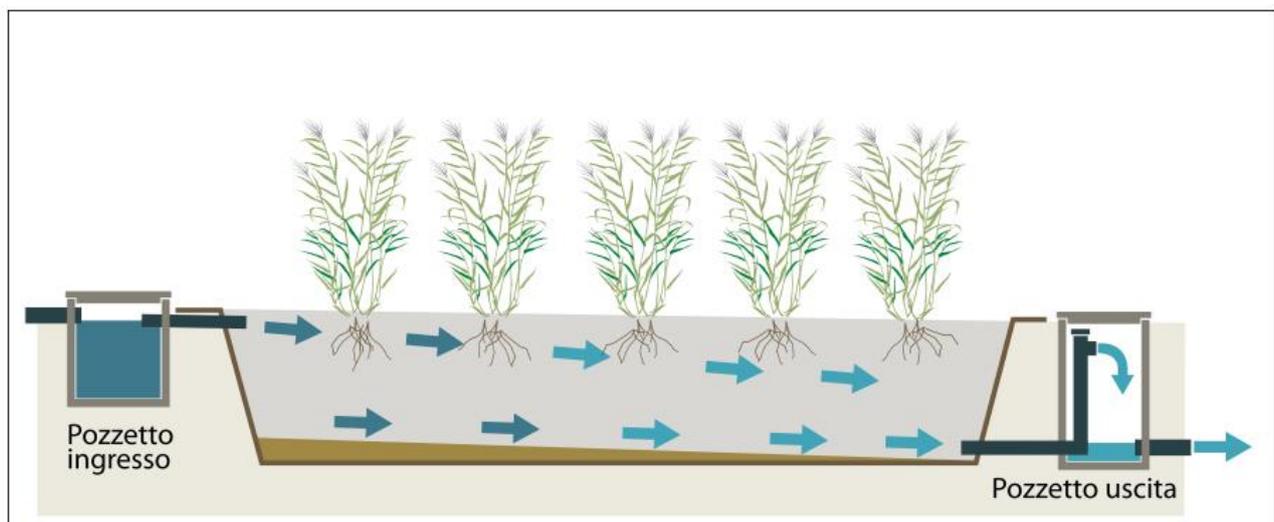


Fig. 2 – Schema dei sistemi di ingresso e uscita in un sistema sub-superficiale orizzontale [ISPRA, 2012].

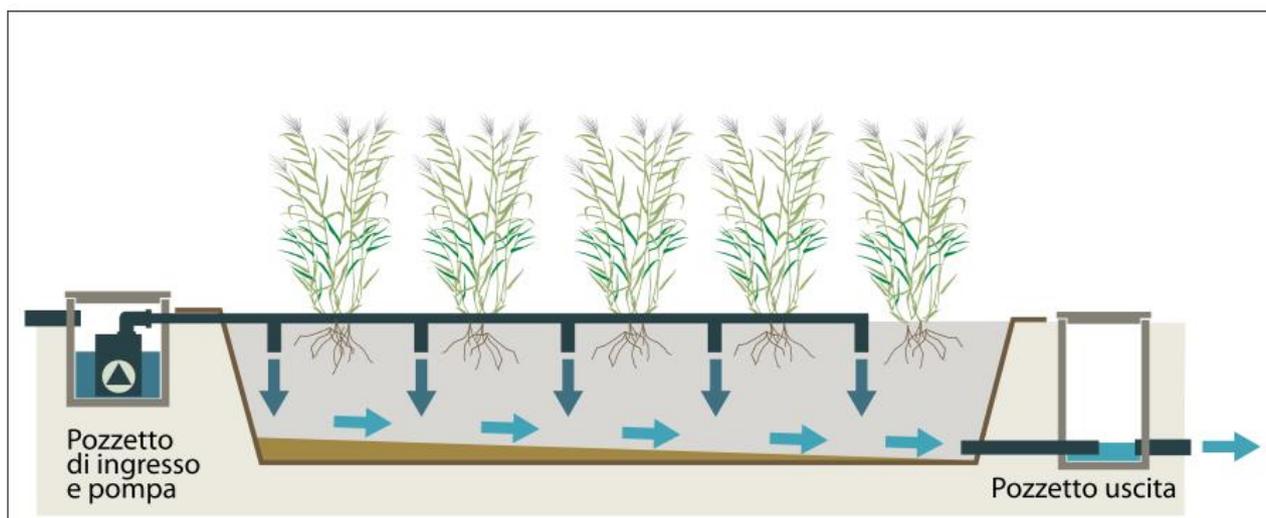


Fig. 3 – Schema dei sistemi di ingresso e uscita in un sistema sub-superficiale verticale [ISPRA, 2012].

### Configurazione dei letti

La configurazione di un impianto di fitodepurazione si riferisce alla dimensione e alla forma dei singoli elementi o celle che dovranno essere progettati in modo tale da essere facili da costruire, minimizzare i lavori di scavo e favorire un facile accesso per la manutenzione.

Le singole celle possono essere disposte in serie o in parallelo o con una combinazione di queste due configurazioni. La configurazione scelta deve essere basata su una chiara comprensione degli obiettivi prescelti, sulla qualità dell'acqua in ingresso, sulla qualità dell'acqua che si desidera in uscita, sul regime idraulico e su una valutazione preliminare del sito.

Il principale vantaggio di una disposizione delle celle in parallelo è la flessibilità del funzionamento poiché ogni singola cella può facilmente essere esclusa dal flusso in caso di guasto. In questi casi bisogna prestare attenzione durante la realizzazione che avvenga una adeguata suddivisione del flusso che in genere non deve essere complessa e sempre proporzionata alle dimensioni delle celle.

Il principale vantaggio di una disposizione delle celle in serie è la riduzione del corto circuito idraulico. Altri vantaggi includono il favorire il riciclo tra le singole celle e di separare fisicamente le zone di trattamento per ogni inquinante (es. rimozione della materia organica precede la rimozione dell'azoto e così via). Le celle in serie possono essere progettate in modo tale che la rimozione della materia organica avvenga nel primo letto; poi il refluo può essere "riaerato" tra i due letti in modo da favorire la nitrificazione nel secondo letto, la denitrificazione nel terzo letto e così via.

Una combinazione di percorsi di celle in serie e in parallelo è sicuramente la scelta ottimale; l'unico svantaggio è rappresentato dai costi aggiuntivi per gli scavi, per le strutture di ingresso e uscita e per la distribuzione [Manuale RE-PA, 2002].

## **Geometria**

Per quanto riguarda la geometria del sistema bisogna prendere in considerazione vari parametri ( $A_s$ ,  $A_t$ , L:W, h).

La forma di una vasca a flusso sommerso orizzontale è solitamente rettangolare.

La pendenza del fondo del letto può variare dall'1 al 5%.

L'area superficiale risulta determinata utilizzando modelli di reattore di tipo plug-flow a biomassa adesa in cui le sostanze inquinanti sono degradate secondo cinetiche del primo ordine (Par. 3.2).

L'area trasversale minima, necessaria a smaltire la portata di refluo di progetto, può essere calcolata con l'equazione di Darcy. L'US. EPA consiglia di garantire una sezione trasversale con area tale da non superare il valore di 0,2 Kg BOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> al giorno per il carico organico per unità di superficie trasversale, allo scopo di evitare pericoli di intasamento del medium nella parte iniziale del letto.

Una volta stabiliti i valori dell'area superficiale e dell'area trasversale, deve essere selezionata la geometria del bacino, ovvero: la profondità, la larghezza e la lunghezza.

La profondità del bacino dipende sostanzialmente dal tipo di specie vegetale selezionata, ovvero dallo sviluppo (profondità) del suo apparato radicale.

Sulla base del valore dell'area trasversale e della profondità di sviluppo dell'apparato radicale delle piante è possibile stabilire i valori di larghezza e profondità del bacino.

Per quanto riguarda le dimensioni in pianta, un adeguato valore del rapporto fra larghezza e lunghezza del bacino riduce il rischio che possa verificarsi un corto circuito idraulico, che comporterebbe la riduzione del tempo di residenza idraulica rispetto a quella di progetto e quindi dell'efficienza depurativa. Il rapporto L/W può variare notevolmente, nel rispetto delle indicazioni riportate, da un minimo di 0,5 ad un massimo di 3.

La larghezza del bacino deve comunque essere tale da assicurare una uniforme distribuzione del refluo su tutta la sezione di ingresso, compatibilmente con il sistema di alimentazione scelto. In caso si ottenga un valore di larghezza eccessivo è consigliabile suddividere lo stadio di trattamento in più letti in parallelo.

D'altra parte il rapporto tra la profondità del letto e la sua lunghezza permette di individuare il massimo gradiente idraulico disponibile, affinché ci sia un movimento netto del liquame dall'entrata verso l'uscita senza ritorni o ristagni di flusso.

La lunghezza del letto non dovrà essere eccessiva in modo tale da evitare che l'altezza del bacino alla sezione di ingresso risulti troppo limitata e che l'altezza del bacino alla sezione di uscita sia compatibile con la profondità massima raggiungibile dall'apparato radicale delle piante prescelte. Sono d'altra parte sconsigliati bacini con uno sviluppo in lunghezza troppo limitato (indicativamente inferiore a 4 m) [ISPRA, 2012].

La geometria influenza anche l'altezza idrica, un parametro dal quale dipende in modo significativo l'efficienza depurativa del sistema [Vymazal, 2005].

Nella seguente tabella (Tab. 1) sono riportate delle indicazioni su tipologie e superfici utili richieste per il trattamento secondario di liquami civili in funzione degli obiettivi depurativi più comuni previsti dal quadro normativo italiano. Come già accennato, comunque, la scelta dello schema impiantistico e il dimensionamento di un impianto di fitodepurazione dipendono da molteplici fattori (tipologia di reflu, l'oscillazione dell'utenza, il clima, etc.) che, insieme l'utilizzo di particolari costruttivi diversi tra loro (in particolar modo la scelta del medium di riempimento o delle essenze vegetali utilizzate) può, quindi, portare a dimensionamenti diversi tra loro.

		<b>HF</b>	<b>VF</b>	<b>Sistema ibrido</b>
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali	Tab.1-3 – All.5 D.L152/99	>10 m <sup>2</sup> /a.e.	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	2-5 m <sup>2</sup> / a.e.
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali, area sensibile	Tab.1-3 – All.5 D.L152/99 Trattamento appropriato per N e P	sconsigliato	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	3-6 m <sup>2</sup> / a.e.
a.e. > 2000 scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L152/99	sconsigliato	5-7 m <sup>2</sup> / a.e.	4-7 m <sup>2</sup> / a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali	Trattamento appropriato	2-4 m <sup>2</sup> / a.e.	2-5 m <sup>2</sup> / a.e.	2-4 m <sup>2</sup> / a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali, area sensibile	Trattamento appropriato	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	3-5 m <sup>2</sup> / a.e.
a.e. < 2000: scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L152/99 Trattamento appropriato alla risorsa idrica sotterranea	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	3-5 m <sup>2</sup> / a.e.
riutilizzo irriguo (*)	D.M.185/03	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	3-5 m <sup>2</sup> / a.e.
riutilizzo nei WC (*)	D.M.185/03	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	4-6 m <sup>2</sup> / a.e.	3-5 m <sup>2</sup> / a.e.

Tab. 1 - Superfici utili richieste per il trattamento secondario di reflui civili e domestici al variare della tipologia utilizzata e degli obiettivi depurativi fissati dalla Normativa Italiana sugli scarichi [APAT, 2005].

I criteri di dimensionamento geometrico dell'impianto sono approfonditi nel seguente paragrafo 3.2.

## **Impermeabilizzazione**

Per evitare fenomeni di inquinamento della falda, i bacini di depurazione devono essere impermeabilizzati, utilizzando a tale scopo manti bentonitici o sintetici ed escludendo, invece, i manufatti in cemento per una questione di costi e di sicurezza di tenuta.

La possibilità di utilizzare terreno argilloso, pur essendo la più economica, è limitata dalla permeabilità del terreno stesso che deve essere molto bassa, indicativamente pari a  $K_s < 10^{-8}$  m/s, e con la quota di falda a non meno di un metro sotto la base del letto [Cooper, 1993]. In genere sono preferiti i manti sintetici come LDPE, HDPE (polietilene a bassa ed alta densità) o PVC, con spessore variabile da 0,5 a 2 mm, spesso protetti superiormente e inferiormente da un foglio di tessuto non tessuto. Le strisce di HDPE andranno saldate tra loro, garantendo un isolamento totale del fondo e delle pareti dell'impianto di fitodepurazione rispetto al suolo circostante.

## **Medium di riempimento**

Il substrato ha un ruolo importante nell'efficienza depurativa dell'impianto perché, oltre a fare da supporto alla vegetazione, rappresenta un filtro meccanico e chimico per alcune sostanze contenute nel refluo. Per questo la scelta del tipo di medium va valutata anche secondo le caratteristiche dello scarico che si deve depurare. Viene comunemente utilizzato materiale inerte pulito e lavato (ghiaia e sabbia), così da eliminare i rischi d'intasamento del letto con conseguente deviazione del flusso sommerso verso la superficie. Per individuare le miscele più adatte vengono effettuate delle prove di porosità e di conducibilità idraulica, oltre al calcolo della curva granulometrica.

Lo spessore del letto sarà collegato anche alla profondità massima raggiungibile dalle radici delle essenze vegetali utilizzate.

Nei sistemi a flusso sommerso il medium di riempimento è il luogo principale in cui avvengono i processi di depurazione del refluo. Inizialmente il medium è costituito solamente da ghiaia, sabbia o altro materiale: ogni tipologia di materiale scelto avrà la sua propria conducibilità idraulica (vedi Tab. 2). Trascorso un certo periodo dall'avviamento dell'impianto, il medium si arricchisce dei microrganismi, solidi sospesi e del particolato organico cosicché si ha un aumento delle dimensioni dei grani con una conseguente diminuzione degli spazi interstiziali. Sarà quindi opportuno scegliere in maniera oculata la dimensione di sabbia e ghiaia onde non incorrere in fenomeni di intasamento.

tipologia	dimensione grani (mm)	porosità (%)	conducibilità idraulica ( $K_f = m \cdot d^{-1}$ )
Sabbia	1-2	30-32	420-480
Ghiaia	8-16	35-38	500-800
Pietrisco	32-128	40-45	1200-1500

Tab. 2 - Caratteristiche di alcuni tipici medium di riempimento usati per impianti a flusso sommerso ( da Nuttal et al., 1997, modificato).

I primi impianti a flusso sommerso orizzontale venivano progettati usando la terra (conducibilità idraulica  $0.86 m \cdot d^{-1}$ ) come medium di riempimento: si pensava che questa avrebbe, nel giro di 2 o 3 anni, aumentato la sua conducibilità idraulica col crescere delle piante e delle radici. Al contrario invece accadde che in questi impianti si creavano zone con un flusso superficiale e con ristagni d'acqua, proprio a causa della scarsa permeabilità, e zone prive di acqua in cui la vegetazione stentava a crescere (EC/EWPCA, 1990). Ora è internazionalmente accettato l'uso di ghiaia e sabbia come materiale di riempimento. In particolare negli impianti a flusso orizzontale è consigliabile usare del pietrisco di almeno 50 -100 mm per evitare fenomeni di intasamento in ingresso e in uscita.

Nei sistemi a flusso verticale di tipo anglosassone si utilizza ghiaia media (8–16 mm) mentre in quelli di tipo tedesco sabbia grossolana (0-3 mm) preferibilmente di fiume e lavata per evitare che le parti fini intasino gli interstizi. Nei sistemi anglosassoni viene spesso messo uno strato di sabbia (5-15 mm) proprio sulla superficie del letto per favorire la distribuzione dell'effluente: in Galles al CAT (Center for Alternative Technology) è stato sperimentato però che questa sabbia nel tempo è percolata nello strato sottostante di ghiaia andando a bloccare gli interstizi .

Come substrato possono essere utilizzati anche materiali artificiali come il LECA (*light expanded clay aggregate*), argilla espansa molto leggera con grani delle dimensioni 1- 32 mm creati ad alte temperature in forni specializzati, oppure i BIOBLOCK, matrici modulari di polietilene autopulenti e ad alta porosità in cui vengono piantumate le radici delle piante. Ancora poco sperimentato è invece l'uso di materiali di scarto come ceneri di combustione (PFA), segatura, scarti di miniera, scarti inerti dell'edilizia. E' importante che la terra non entri mai all'interno dei letti durante la fase di realizzazione perché comprometterebbe la conducibilità idraulica del medium [Manuale RE-PA, 2002].

Le migliori efficienze di depurazione si sono riscontrate con medium di diametro compreso fra i 3 e i 6 mm [Akratos et al., 2006].

## **Scelta della vegetazione, condizioni aerobiche/anaerobiche**

Per quanto riguarda la vegetazione e il suo ruolo se ne è già parlato nel Cap. 2 par. 2.3, di seguito si riporta ulteriormente l'attenzione sull'importanza della sua funzione di ossigenare il medium.

La differenza tra un suolo saturo e un suolo ben drenato è la disponibilità di ossigeno atmosferico. Nei suoli ben drenati gli interstizi tra le particelle di terreno sono riempite di aria con un determinato contenuto di ossigeno. Di conseguenza i microrganismi che vivono negli interstizi e attorno alle radici delle piante, in cui si creano microzone ossidate, otterranno direttamente l'ossigeno a loro necessario per vivere in questi spazi: questi microrganismi sono detti aerobici (es. batteri aerobici) [Manuale RE-PA, 2002].

Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale come in quelli a flusso superficiale, che sono ambienti saturi, gli interstizi del sedimento e del medium sono riempiti dall'acqua e quindi in essi si instaureranno condizioni prevalentemente anaerobiche (prive di ossigeno), tranne che nelle microzone ossidate adiacenti alle radici delle macrofite.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale gli interstizi del medium sono pieni d'aria a causa della distribuzione discontinua del refluo, di conseguenza in essi avremmo condizioni aerobiche.

I sistemi a flusso superficiale e a flusso sommerso orizzontale riescono a mantenere le condizioni aerobiche necessarie al trattamento del refluo grazie allo scambio di ossigeno che avviene sulla superficie nell'interfaccia aria acqua e dal limitato apporto di ossigeno disciolto proveniente dalle radici e dai rizomi delle macrofite.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale le condizioni aerobiche sono mantenute, oltre che dalle piante, dalla alimentazione discontinua del refluo: quando l'acqua drena e fuoriesce dal filtro per "l'effetto Venturi" si ha un richiamo di aria dall'esterno che ossigena completamente il filtro [Nuttal et al., 1997].

## **Tempo di ritenzione idraulica**

I tempi di residenza possono variare da qualche ora a più giorni. Nella progettazione degli impianti sarà importante massimizzare il contatto tra l'acqua da depurare e i vari componenti dell'ecosistema come biofilm, piante, inerti e così via. L'efficacia del contatto è in relazione al percorso dell'acqua nell'impianto che è strettamente legato al dimensionamento e al tempo di residenza (tempo di permanenza dell'acqua nel sistema). Il contatto del biofilm con il substrato (ghiaia e sabbia, steli di piante, radici e sedimento) è particolarmente importante perché la maggior parte della rimozione degli inquinanti è mediata dall'attività microbica. Quindi la progettazione dovrebbe mirare

all'ottimizzazione del tempo di residenza teorico e poi assicurarsi che questo si avvicini il più possibile nella pratica al tempo di residenza reale [DLWC, 1998].

Il tempo di residenza è controllato dalla pendenza del letto, dalla vegetazione, dall'area e dalla forma del letto. In estate, l'evapotraspirazione può aumentare in maniera significativa i tempi di ritenzione, mentre il gelo invernale può diminuirli. In una fitodepurazione a flusso sommerso l'acqua si muove attraverso un medium di riempimento e il tempo di residenza è in funzione della percentuale di afflusso e della conduttività idraulica del medium stesso [Nuttal et al., 1997].

Come già visto anche la temperatura influenza il tempo di ritenzione necessario per la depurazione. Per temperature superiori ai 15°C è sufficiente un tempo di residenza di circa 8 giorni per raggiungere buoni rendimenti, mentre per temperature inferiori sono necessari anche 14-20 giorni di residenza per raggiungere gli stessi livelli di efficienza [Akratos et al, 2006].

### **Avviamento, gestione e manutenzione**

Al fine di conseguire una corretta funzionalità dell'impianto occorre predisporre un programma di gestione e manutenzione adeguato. Nel primo periodo di avviamento i controlli possono essere effettuati con una frequenza quindicinale per poi passare a periodi di tempo più prolungati come riportato di seguito.

Tale programma dovrà analizzare gli aspetti inerenti:

- le attività di conduzione e controllo;
- le verifiche di funzionalità, mediante l'analisi di campioni dei liquami e dei reflui depurati;
- lo smaltimento dei fanghi derivanti dal trattamento primario;
- la manutenzione delle eventuali apparecchiature elettromeccaniche(es.pompe idrauliche);
- la gestione delle macrofite.

Alcuni casi di malfunzionamento dell'impianto possono essere dovuti a:

- intasamenti del medium o delle tubazioni di alimentazione o di drenaggio;
- non funzionamento di pompe o sifoni, se presenti;
- fuga di solidi dal comparto di pretrattamento;
- sovraccarico idraulico;
- sovraccarico di solidi;
- sovraccarico organico;
- gestione scorretta delle macrofite.

Se l'impianto è dotato di un pretrattamento mal gestito, il refluo in ingresso al letto conterà una forte concentrazione di solidi sospesi che potrà intasare il substrato nei sistemi a flusso sommerso (con problemi di odori e di ridotta efficienza depurativa) o determinare cattivi odori nei sistemi a

flusso superficiale. Trattamenti primari come una fossa settica tricamerale o tipo Imhoff devono essere svuotati una o due volte all'anno a seconda delle dimensioni, ed i fanghi smaltiti come prescritto dalle norme vigenti (Tab. 3).

Periodicità	Controllo	Prestazioni minime	Interventi di manutenzione
<i>Mensile Trimestrale</i>	Controllo del regolare funzionamento del sistema di entrata e uscita refluo.	Normale scorrimento del refluo all'interno della tubazione.	Lavaggio con acqua in pressione della tubazione ostruita.
	Controllo della presenza accumuli di schiume o incrostazioni sulla lama paraschiuma.	Accumuli di schiume e incrostazioni tali da essere contenute con buon margine dai paraschiuma.	Rimozione meccanica del materiale incrostante; disgregazione delle schiume con acqua in pressione e loro eventuale rimozione.
	Controllo della presenza di fango digerito nell'effluente.	Assenza totale di fango digerito.	Svuotamento del 75% dei fanghi di supero tramite autospurgo-autobotte e loro smaltimento appropriato.
	Controllo della funzionalità della vasca: fanghi.	Livello dei fanghi al di sotto almeno 30 cm della fessura di comunicazione.	Estrazione dei fanghi di supero tramite autospurgo-autobotte e loro appropriato smaltimento.
	Controllo della funzionalità della vasca.	Assenza di fiocchi di fango in superficie.	Aggiungere calce idrata o bicarbonato di sodio attraverso gli sfiati laterali.
<i>Triennale</i>	Controllo della perfetta tenuta stagna della vasca.	Pelo libero della vasca costante.	Svuotare la vasca e individuare la perdita.

Tab. 3 - Controlli ed interventi per la gestione del sistema primario [APAT, 2005].

In questi sistemi la vegetazione deve essere periodicamente sfalciata. Nei flussi sommersi e in particolar modo in quelli orizzontali è importante che il refluo non emerga mai sulla superficie creando ristagni: ciò indica infatti un corto circuito idraulico che può avvenire, soprattutto nella zona di ingresso, a causa di una non corretta progettazione. In questi casi è opportuno rivedere il dimensionamento dell'impianto. In Tab. 4 si riporta un possibile schema dei controlli ed interventi da eseguire per la manutenzione di un impianto.

Per ottenere un'adeguata depurazione delle acque reflue l'impianto deve essere alimentato con una quantità d'acqua non superiore al valore delle persone collegate per cui l'impianto è stato dimensionato. Un temporaneo sovraccarico comunque non ne disturba il funzionamento.

Periodicità	Controllo	Prestazioni minime	Interventi di manutenzione
<b>Trimestrale</b>	Crescita delle piante.	- Densità delle piante >10/mq, - Assenza di malattie delle piante o danni provocati da insetti o animali.	Eseguire nuovamente la piantumazione se la stagione lo consente.
	Presenza di piante infestanti.	Assenza di piante infestanti.	Durante i primi due anni è utile rimuovere le piante infestanti (manualmente o allagare saltuariamente la superficie del letto a scapito dei risultati del trattamento), perché non impediscano la crescita delle piante prescelte. L'operazione non sarà più necessaria quando le piante prescelte saranno predominanti.
	Sponde di contenimento.	La sponda non deve presentare cedimenti.	Risistemazione delle sponde.
	Sistema di alimentazione.	Assenza di fenomeni ostruttivi sul pozzetto in ingresso.	Lavaggio in pressione del tubo di alimentazione.
	Tubazioni di uscita della vasca. Pozzetto di regolazione.	- Assenza di fenomeni ostruttivi: flusso, anche se minimo, continuo, - Materiale sedimentato sul fondo < 20 cm.	- Lavaggio con getto d'acqua in pressione, - Rimozione e smaltimento appropriato del materiale sedimentato.
<b>Semestrale</b>	Tappeto erboso sulle sponde.	Copertura del tappeto erboso superiore al 50%	Eseguire nuovamente la semina se la stagione lo consente
	Medium di riempimento iniziale.	- Ruscellamento assente, tranne in coincidenza di punte di carico, - Assenza di sversamenti cospicui di fanghi sulla superficie.	- Lavaggio del pietrame dei vespai di alimentazione con acqua in pressione dalla T di ispezione, - Eseguire gli interventi relativi al trattamento primario. Allagare il letto per permettere ai fanghi di venire a galla e riportarlo ad una quota inferiore al regime e dopo che i fanghi saranno solidificati si dovranno raccogliere.
	Meccanismo di regolazione.	Ciascuna uscita consente i diversi livelli del pelo libero.	Verifica della perfetta tenuta stagna del pezzo regolatore chiudendo tutte le uscite.
<b>Annuale</b>	Taglio delle piante		L'assenza di deflusso in superficie permette di evitare il taglio: i vegetali morti non compromettono in alcun modo l'idraulica dei filtri e inoltre consentono di isolarli termicamente. È comunque buona norma, ogni due (tre) anni, tagliare la parte aerea delle piante durante il periodo invernale e rimuovere il materiale vegetale dal letto.
	Regolazione del livello della vasca.		La regolazione periodica del livello dell'acqua in uscita permette di effettuare dei piccoli interventi atti a ripristinare le condizioni di omogeneità del flusso idraulico all'interno del letto.

Tab. 4 - Controlli ed interventi per la gestione del sistema a flusso sommerso orizzontale [APAT, 2005].

### 3.2 Dimensionamento

Nonostante la semplicità tecnologica degli impianti di fitodepurazione, le variabili da considerare per la loro corretta esecuzione sono varie e non sempre direttamente valutabili.

Per la presenza di aspetti impiantistici, biologici e paesaggistici differenti è consigliabile che la progettazione venga condotta da professionisti provenienti da diversi settori (naturalistico, biologico, ingegneristico, chimico, geologico). E' sempre molto riduttivo affidarsi completamente ad un approccio basato esclusivamente sul dimensionamento superficiale ( $m^2$  per abitante equivalente). Tuttavia ciò può risultare utile per un primo dimensionamento di massima e come verifica finale. Inoltre non bisogna dimenticare che la prima domanda che dobbiamo porci quando iniziamo a progettare un impianto di fitodepurazione è: "Qual è l'obiettivo che voglio raggiungere?".

In tabella 5 vengono riportate alcune indicazioni di massima consigliate nelle principali fonti internazionali per un dimensionamento preliminare degli impianti di fitodepurazione. [Manuale RE-PA, 2002 e APAT, 2005].

Parametri	Germania [ATV,1998]	Austria [Önorm, 1998]	Rep. Ceca [Vymazal, 1998]	Gran Bretagna [WRC, 1996]
Area	5 m <sup>2</sup> /a.e. Valore minimo 20 m <sup>2</sup>	6 m <sup>2</sup> /a.e. per BOD	2°: 5 m <sup>2</sup> /a.e. 3°: 1 m <sup>2</sup> /a.e.	2°: 5 m <sup>2</sup> /ae 3°: 0.5-1m <sup>2</sup> /a.e.
Materiale di riempimento	$U=d_{60}/d_{10} < 5$	Ghiaia ingresso 16/32 (4/8)mm principale 4/8 (2/4)mm	Ghiaia lavata 3-16 mm	Ghiaia lavata: 3-6 mm o 5-10 mm o 6-12 mm
Permeabilità	$K_f 10^{-4}-10^{-3}$ m/s		$K_f 10^{-3} - 3 \times 10^{-3}$ m/s	$K_f 10^{-3}$ m/s
Carico idraulico superficiale	4 cm/d	5 cm/d		2°: < 5 cm/d 3°: < 20 cm/d
Carico organico		112 Kg/ha x d	< 80 Kg/ha x d	
Profondità	0.5 m		0.6 - 0.8 m	0.6 m

Parametri	Germania [IÖV,1994]	USA [Crites, 1998]	Danimarca [Brix, 2003]	Francia [CEMAGREF – EC, 2001]
Area	5 m <sup>2</sup> /a.e.		5 m <sup>2</sup> /a.e. min 25 m <sup>2</sup>	5 m <sup>2</sup> /a.e. (BOD <sub>in</sub> 150-300) 10 m <sup>2</sup> /a.e. (BOD <sub>in</sub> 300-600)
Materiale di		Ghiaia	$U=d_{60}/d_{10} < 4$	Ghiaia lavata:

riempimento		ingresso:50mm principale: 3-32mm	0,3<d <sub>10</sub> <2 mm 0,8<d <sub>60</sub> <8 mm	3-6 mm o 5-10 mm o 6-12 mm
Permeabilità			K <sub>f</sub> 1*10 <sup>-3</sup> m/s	K <sub>f</sub> 1x10 <sup>-3</sup> – 3x10 <sup>-3</sup> m/s
Carico idraulico superficiale				
Carico organico				
Profondità			0.6 m	0.6 m

Tab. 5 - Principali parametri europei per la progettazione preliminare di un sistema HF [Manuale RE-PA, 2002 e APAT, 2005].

Per il dimensionamento dall'**area trasversale** si può applicare l'**equazione di Darcy** (3.1):

$$A_t = \frac{Q_m}{k_f \cdot \frac{dH}{ds}} \quad (3.1)$$

Dove:

A<sub>t</sub> = area trasversale, m<sup>2</sup>

Q<sub>m</sub> = portata media del refluo, m<sup>3</sup>/s

k<sub>f</sub> = permeabilità, m/s

dH/ds = gradiente idraulico ipotizzabile uguale alla pendenza del fondo del letto, m/m (dH = altezza d'acqua; ds = lunghezza del letto)

Calcolata l'area trasversale, si può ottenere la **larghezza minima del letto** (3.2):

$$W = \frac{A_t}{0,95 \cdot d_{\min}} \quad (3.2)$$

Dove:

A<sub>t</sub> = area trasversale, m<sup>2</sup>

0,95 \*d<sub>min</sub> = 95 % della profondità minima bagnata del medium, m

Si può così definirne il rapporto tra lunghezza e larghezza. Un valore adeguato di questo parametro elimina i rischi di corto circuito idraulico con possibile scorrimento in superficie del refluo, che comporta la riduzione dell'efficienza depurativa. Il rapporto tra la profondità del letto e la sua lunghezza permette di individuare il massimo gradiente idraulico disponibile, necessario affinché ci sia un movimento netto del liquame dall'entrata verso l'uscita senza ritorni o ristagni di flusso.

Si può calcolare anche la velocità del flusso longitudinale (3.3):

$$v = \frac{Q}{A_t} \quad (3.3)$$

Sulla base delle dimensioni reali ottenute dal progetto deve essere fatta una verifica del profilo idraulico (inteso come livello dell'acqua all'interno del letto, livello che deve essere sempre su una superficie orizzontale). Quest'ultimo aspetto è necessario per gestire in modo flessibile l'altezza dell'acqua, così da garantire, da un lato, la completa e uniforme immersione dell'apparato radicale lungo il letto e, dall'altro, la riduzione della possibilità che si instaurino condizioni di flusso superficiale all'inizio delle vasche.

Le dimensioni del sistema influenzano l'efficienza di rimozione degli inquinanti.

I metodi di dimensionamento più utilizzati per l'**area superficiale** sono: il metodo di Kadlec & Knight (1996), il metodo di Reed, Crites & Middlebrooks (1995) e il metodo EPA – Environment Protection Agency (1993; 1999). In tutti e tre i casi il modello di funzionamento dei sistemi a flusso sommerso orizzontale HF è approssimato ad un reattore di tipo plug-flow a biomassa adesa in cui le sostanze inquinanti sono degradate secondo cinetiche del primo ordine.

Il **metodo di Kadlec & Knight** prevede un decadimento del primo ordine per tutti i tradizionali contaminati: BOD, Solidi Sospesi Totali (SST), Fosforo Totale (TP), Azoto ammoniacale ( $\text{NH}_4$ ), Azoto Nitrico ( $\text{NO}_3$ ), Coliformi Fecali (FC). Il modello risulta essere quasi del tutto indipendente dalla temperatura e tiene conto dell'eventuale flusso di materia dal substrato verso la colonna d'acqua. Tale metodo si presenta di facile applicabilità ma poco sensibile al variare delle condizioni climatiche dell'area di intervento, soprattutto in considerazione del fatto che i processi biologici presentano generalmente una forte dipendenza dalla temperatura.

Secondo il **metodo di Reed, Crites & Middlebrooks**, BOD, azoto ammoniacale e azoto nitrico sono rimossi secondo una cinetica del primo ordine, mentre per SST, fosforo e coliformi fecali sono proposte equazioni di rimozione basate su operazioni di regressioni sui dati reali contenuti nel database del nord america [Knight et al., 1993]. Per quanto riguarda l'abbattimento dei microrganismi patogeni, gli autori propongono la stessa equazione di dimensionamento valida per gli stagni di stabilizzazione, essendo i meccanismi di rimozione del tutto analoghi. Tale assunzione può essere discutibile, ma in ogni caso, sulla base dei dati sperimentali, i risultati che ne derivano risultano abbastanza conservativi, soprattutto in corrispondenza di bassi valori di temperatura. In

generale, i sistemi di fitodepurazione consentono un abbattimento dei parametri microbiologici molto elevato, spesso superiore al 95%.

Anche l'Agenzia di protezione ambientale americana **USEPA (United States Environmental Protection Agency)** nel 1993 e successivamente nel 1999 ha suggerito di descrivere il funzionamento dei sistemi HF utilizzando il modello di reattore plug-flow e cinetiche di rimozione del primo ordine [ISPRA, 2012].

**Modello k-C\*** [ANPA, 2002; APAT, 2005 et al.]

Il modello k-C\* è stato proposto da Kadlec & Knight (1996) e assume un decadimento del primo ordine e condizioni plug flow per tutti gli inquinanti: domanda biochimica di ossigeno (BOD<sub>5</sub>), solidi sospesi totali (TSS), fosforo totale (TP), azoto totale (TN), azoto organico (N<sub>org</sub>), ammoniaca (NH<sub>4</sub>), nitrati (NO<sub>3</sub>), Coliformi fecali (FC).

La forma generale del modello è la seguente (3.4):

$$\ln \frac{C_o - C^*}{C_i - C^*} = \frac{-k}{q} \quad (3.4)$$

C<sub>i</sub> = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);

C<sub>o</sub> = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);

C\* = concentrazione di background (mg/l);

k = costante areale di rimozione del primo ordine (m/y);

q = carico idraulico specifico (m/y);

Dalla definizione di q (3.5) si può risalire all'area superficiale (3.6):

$$q = \frac{365 \cdot Q}{A_s} \quad (3.5)$$

A<sub>s</sub> = superficie dell'area umida, m<sup>2</sup>;

Q = portata media che attraversa l'area umida (m<sup>3</sup>/d);

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{k} \cdot \ln \frac{C_i - C^*}{C_o - C^*} \quad (3.6)$$

e nel caso in cui  $k$  venga fatto dipendere dalla temperatura (questo avviene per  $N_{org}$ ,  $NH_4$ ,  $NO_3$ , TN) si porrà  $k = K_T$  e si avrà (3.7):

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_W - T_R)} \quad (3.7)$$

dove:

$K_T$  = funzione di rimozione, alla temperatura  $T_W$  ( $d^{-1}$ );

$K_R$  = costante di rimozione, alla temperatura di riferimento  $T_R$  ( $d^{-1}$ );

$T_W$  = temperatura dell'acqua nell'area umida ( $^{\circ}C$ );

$T_R$  = temperatura di riferimento ( $^{\circ}C$ );

$\theta_R$  = coefficiente di temperatura.

Kadlec & Knight (1996) analizzano dettagliatamente l'applicabilità del modello per vari sistemi e richiamano l'attenzione sulla necessità di un 'uso critico' dei parametri 'globali' determinati dai dati raccolti nel North American Data Base. Gli autori infatti suggeriscono di determinare localmente tali parametri.

Si riportano nella tabella 6 i parametri medi ricavati dal NADB per il modello k-C\*.

Parametro	BOD <sub>5</sub>	TSS	OrgN	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	TN	TP	FC
$T_R$ ( $^{\circ}C$ )	Indipendente	Indipendente	20	20	20	20	Indipendente	Indipendente
$K_R$ (m/y)	34	1000 <sup>s</sup>	17	18	60	22	12	72
$\theta_R$	1	1	1.05	1.05	1.05	1.08	1	1
$C^*$ (mg/l)	3.5+0.053C <sub>i</sub>	5.1+0.16C <sub>i</sub>	1.5	0	0	1.5	0.02	300 <sup>s</sup>

Parametro	BOD <sub>5</sub>	SST	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	TP	FC
$K_{20}$	180	1000	34	50	12	95
$\theta$	1.00	1.00	1.04	1.09	1.00	1
$C^*$	3.5+0.053C <sub>i</sub>	7.8+0.063C <sub>i</sub>	0.00	0.00	0.02	10

Tab. 6 - Parametri per il modello k-C\* Kadlec & Knight, 1996; Kadlec et al., 2000 [ANPA, 2002; APAT, 2005].

## Modello di Reed [ANPA, 2002; APAT, 2005 et al.]

Le equazioni di Reed et al. (1995) si basano sull'assunzione di un modello a plug-flow del primo ordine per quegli inquinanti che vengono rimossi principalmente da processi biologici: domanda biochimica di ossigeno (BOD<sub>5</sub>), ammoniaca (NH<sub>4</sub>) e nitrati (NO<sub>3</sub>). Reed suggerisce differenti equazioni per i solidi sospesi totali (TSS) e per il fosforo totale (TP), basate su analisi di regressione di una prima versione del NADB (North America Data Base for Constructed Wetlands) [Knight et al., 1993]. Per la rimozione dei patogeni suggerisce il medesimo approccio usato per gli stagni di stabilizzazione.

Per la rimozione di BOD, NH<sub>4</sub> e NO<sub>3</sub> si ha quindi (3.8):

$$\ln \frac{C_i}{C_o} = K_T \cdot t \quad (3.8)$$

Dove:

C<sub>i</sub> = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);

C<sub>o</sub> = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);

K<sub>T</sub> = funzione di rimozione (3.9) alla temperatura T<sub>w</sub> (d<sup>-1</sup>);

t = tempo di residenza (d);

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_w - T_R)} \quad (3.9)$$

K<sub>R</sub> = costante di rimozione, alla temperatura di riferimento T<sub>R</sub> (d<sup>-1</sup>);

T<sub>w</sub> = temperatura dell'acqua nell'area umida (°C);

T<sub>R</sub> = temperatura di riferimento (°C);

θ<sub>R</sub> = coefficiente dipendente dalla temperatura;

Dalla definizione di tempo di residenza (3.10):

$$t = \frac{V_v}{Q} \quad (3.10)$$

con:

V<sub>v</sub> = volume disponibile per il liquame m<sup>3</sup> (volume costituito dai vuoti del medium);

Q = portata media che attraversa l'area umida (m<sup>3</sup>/d);

Dove:

$$V_v = n \cdot V_{tot} = n \cdot y \cdot A_s$$

con:

$A_s$  = superficie dell'area umida, m<sup>2</sup>;

$y$  = profondità (m);

$n$  = porosità dell'area umida (percentuale, espressa come frazione decimale);

Combinando le precedenti equazioni si può quindi ricavare  $A_s$  (3.11):

$$A_s = L \cdot W = \frac{Q \cdot \ln(C_i - C_o)}{K_T \cdot y \cdot n} \quad (3.11)$$

con:

$L$  = lunghezza dell'area umida (m);

$W$  = larghezza dell'area umida (m);

L'equazione 12 può essere riscritta in funzione delle concentrazioni (3.12):

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q} \quad (3.12)$$

Per la rimozione di TSS vengono suggerite (3.13) e (3.14):

$$C_o = C_i (0.1139 + 0.00213 \cdot q) \quad (3.13)$$

$$C_o = C_i \cdot (0.1058 + 0.0011 \cdot HLR) \quad (3.14)$$

dove:

$C_i$  = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);

$C_o$  = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);

$q$  e  $HLR$  sono il carico idraulico specifico espresso in cm/d (3.15):

$$q = \frac{100 \cdot Q}{A_s} \quad (3.15)$$

$A_s$  = superficie dell'area umida, m<sup>2</sup>;

$Q$  = portata media che attraversa l'area umida (m<sup>3</sup>/d);

La concentrazione di background, per i TSS viene considerata essere mediamente pari a 6 mg/l. Questa formulazione, vista la scarsa sensibilità, dovrebbe essere usata unicamente come verifica di progetto e non come unico modello progettuale.

Per la rimozione dei microrganismi patogeni Reed considera i processi in un'area umida assimilabili a quelli degli stagni di stabilizzazione, e quindi usa lo stesso modello. La validità di questa assunzione è difficile da valutare, ma in pratica, nelle aree umide dove la rimozione dei patogeni è stata valutata, l'equazione si è dimostrata efficace (3.16):

$$\frac{N_o}{N_i} = \frac{1}{(1 + K_T \cdot t)} \quad (3.16)$$

$N_o$  = numero di Coliformi Fecali in 100 ml nell'effluente;

$N_i$  = numero di Coliformi Fecali in 100 ml nell'affluente;

$K_T$  = funzione di rimozione, alla temperatura  $T_w$  ( $d^{-1}$ );

$t$  = tempo di residenza nell'area umida (d).

Per la rimozione del TP viene suggerito il seguente modello (3.17):

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-K_P}{q} \quad (3.17)$$

Dove:

$C_i$  = concentrazione di fosforo nell'affluente (mg/l);

$C_o$  = concentrazione di fosforo nell'effluente (mg/l);

$K_P$  = costante di rimozione per il fosforo = 2.73 cm/d;

$q$  = carico idraulico specifico espresso in cm/d.

Si riportano nella seguente tabella 7 i parametri da utilizzare nel modello di Reed per il dimensionamento di un'area umida : in essa vengono indicati anche i valori delle concentrazioni di background  $C^*$ .

Parametro	Rimozione BOD <sub>5</sub>	Rimozione NH <sub>4</sub>	Rimozione NO <sub>3</sub>	Rimozione patogeni
T <sub>R</sub> (°C)	20	20	20	20
C* (mg/l)	2 - 10	0.2	0.2	-
K <sub>R</sub> (d <sup>-1</sup> )	0.678	0.2187	1.000	2.6
θ <sub>R</sub>	1.02 - 1.06	1.048	1.15	1.19

Se 1 < T <sub>w</sub> < 10				
Parametro	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	FC
T <sub>R</sub>	20	10	10	20
C residua	6	0.20	0.20	-
K <sub>R</sub>	1.104	K <sub>10</sub>	1.000	2.6
θ <sub>R</sub>	1.06	1.15	1.15	1.19
Se T <sub>w</sub> > 10				
Parametro	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	FC
T <sub>R</sub>	20	20	20	20
C residua	6	0.20	0.20	-
K <sub>R</sub>	1.104	K <sub>NH</sub>	1.000	2.6
θ <sub>R</sub>	1.06	1.048	1.15	1.19

Tab. 7 - Parametri per il modello riportato da Reed (Reed et al., 1995) [ANPA, 2002; APAT, 2005].

K<sub>NH</sub> (3.18) è la costante cinetica di nitrificazione e dipende dalla percentuale occupata dalle radici dell'altezza del letto rz.

$$K_{NH} = 0.01854 + 0.3922(rz)^{2.6077} \quad (3.18)$$

K<sub>10</sub> (3.19) si ottiene da:

$$K_{10} = K_{NH} \cdot (1.048)^{-10} \quad (3.19)$$

### Modello E.P.A. 1993 e 1999 [APAT, 2005]

Anche l'EPA suggeriva nel 1993 di descrivere i SFS-h con cinetiche plug-flow del primo ordine (3.20):

$$\frac{C_e}{C_i} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (3.20)$$

$C_i$  = concentrazione di BOD5 in ingresso (mg/l);

$C_e$  = concentrazione di BOD5 in uscita (mg/l);

$K_T$  = costante dipendente dalla temperatura e dalla densità delle piante ( $\text{giorni}^{-1}$ );

$t$  = tempo di ritenzione (giorni).

Il tempo di ritenzione idraulica  $t$  è pari a (3.21):

$$t = \frac{n \cdot L \cdot W \cdot d \cdot 0,95}{Q} \quad (3.21)$$

$n$  = porosità del letto;

$W$  = larghezza del letto (m);

$0,95 d$  = 95 % della profondità del letto (m);

$L$  = lunghezza del letto (m);

$Q$  = portata media che attraversa il sistema ( $\text{m}^3/\text{d}$ ).

Combinando le due precedenti equazioni si ottiene (3.22):

$$A = L \cdot W = \frac{Q \cdot (\ln C_i - \ln C_e)}{n \cdot K_T \cdot 0.95 \cdot d} \quad (3.22)$$

La costante cinetica  $K_T$  (3.23) si ricava dalla seguente espressione:

$$K_T = K_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (3.23)$$

in cui  $K_{20}$  e  $\theta$  possono assumere i valori riportati in tabella 8 seguente, a seconda degli autori.

AUTORE	$K_{20}$	$\theta$
WPCF (1990)	0,806	1,06
EPA (1993)	1,104	1,06

Tab. 8 – Valori di  $K_{20}$  e  $\theta$  [APAT, 2005].

Nel 1999 la stessa EPA suggerisce l'approccio conservativo per il dimensionamento dei sistemi HF, suggerendo un coefficiente di carico organico per unità di superficie (ALR: *areal loading rate*) pari a 6 grBOD/m<sup>2</sup>giorno, che porta all'ottenimento costante di concentrazioni di BOD<sub>5</sub> in uscita inferiori a 30 mg/l, indipendentemente dalle concentrazioni in ingresso e dalle condizioni di esercizio.

### Concentrazioni di background

L'ecosistema area umida include tipicamente varie componenti autotrofe (produttori primari, es. piante) ed eterotrofe (consumatori, es. microbi, animali). In generale le aree umide risultano essere sistemi più autotrofi che eterotrofi, con il risultato di un surplus di materiale carbonioso che si deposita o viene esportato a valle nell'ecosistema adiacente [Mitch and Gosselink, 1993]. Questa produzione netta risulta in un rilascio di biomassa particolata o disciolta nella colonna d'acqua dell'area umida, e può essere misurata in livelli non nulli di BOD<sub>5</sub>, TSS, TN e TP. Queste concentrazioni di background sono generalmente indicate con C\*. Le aree umide del NADB hanno evidenziato concentrazioni di background all'interno degli intervalli riportati in tabella 9 [Kadlec et al., 2000]. Può quindi risultare possibile che i processi naturali che avvengono nelle aree umide ri/costruite provochino concentrazioni di background che, per alcuni costituenti, possono essere anche maggiori di quelle in ingresso, specie per bassi valori in entrata. La conoscenza di queste concentrazioni di background è quindi molto importante per evitare troppo ottimistiche previsioni sui rendimenti.

Inoltre, è necessario comprendere che, poiché i processi sono legati a fattori ambientali (come le variazioni stagionali di temperatura e i cambiamenti nella comunità vegetale), un certo grado di variabilità statistica nelle concentrazioni in uscita può essere considerato connaturato al sistema, al di là delle possibilità di controllo del progettista e del gestore. Questa variazione naturale nella qualità dell'effluente è legata alle caratteristiche uniche e specifiche dell'area umida in oggetto (configurazione di inlet e di outlet, idroperiodo, fattori stagionali che controllano la decomposizione

del sedimento detritico, attività animale, carichi in ingresso, situazione vegetativa, etc.) [ANPA, 2002].

Costituente	Unità di misura	Intervallo di concentrazioni
BOD <sub>5</sub>	mg/l	1-10
TSS	mg/l	1-6
N organico + TN	mg/l	1-3
Coliformi fecali	MPN/100 ml	50-500
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	<0.5
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0.1
TP	mg/l	<0.1

Tab. 9 - Intervalli delle concentrazioni di background C\* [ANPA, 2002].

### Critiche ai modelli esistenti

L'assunzione che la progettazione di un'area umida possa essere effettuata con modelli di cinetiche del primo ordine viene in genere accettata per finalità pratiche, mentre concettualmente viene sempre più messa in discussione anche da coloro che l'hanno proposta [Kadlec, 1999]. Si è visto infatti come le costanti di questi modelli non siano vere costanti, ma in realtà dipendano dal carico idraulico e dalle concentrazioni in ingresso. Inoltre viene criticata l'assunzione che il modello 'plug flow' sia in grado di approssimare il comportamento idraulico in un'area umida.

Alcuni autori ritengono che se la finalità specifica dell'area umida ri/costruita è il rispetto di definite concentrazioni all'uscita, nessuno dei modelli precedentemente riportati è in grado da solo di prevedere la performance di tale area umida (se costituita da zone differenziate: es. vegetazione e specchi d'acqua libera) [ANPA, 2002]. Vengono pertanto proposti dei vincoli riguardo i carichi inquinanti a seconda delle concentrazioni che si vogliono ottenere all'uscita dell'area umida. In tabella 10 vengono riportati i valori ricavati da un database fornito dallo studio di 22 aree umide del Nord America, sottoinsieme del già citato NADB [EPA, 2000].

Carico specifico massimo	Concentrazione in uscita
45 kg BOD/ha/d	< 20 mg/l
60 kg BOD/ha/d	30 mg/l
30 kg TSS/ha/d	< 20 mg/l
50 kg TSS/ha/d	30 mg/l

Tab. 10 - Carichi specifici di BOD e solidi sospesi totali in relazione alle concentrazioni in uscita dall'area umida [ANPA, 2002].

### 3.3. Modalità di sviluppo recenti e software

L'applicazione crescente di fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue, insieme a standard di qualità sempre più rigorosi, ha incentivato e incentiva tuttora lo sviluppo di migliori strumenti di progettazione.

A fianco delle più semplici regole pratiche, delle equazioni di regressione e del modello del primo ordine, si sono sviluppati modelli più complessi e si sono diffusi software che cercano di ricreare il funzionamento di tali aree naturali. I modelli numerici che descrivono i processi di trasformazione e di degradazione di questi sistemi sono strumenti promettenti oltre che per la progettazione e il dimensionamento anche per previsioni dei livelli di depurazione conseguibili.

Il modello Monod (3.24) va in questa direzione, può essere utilizzato per descrivere la domanda chimica e biochimica di ossigeno (COD e BOD<sub>5</sub>) e i nitrati (NO<sub>3</sub>), modifica il precedente modello del primo ordine e ne corregge alcuni punti; in particolare corregge il fatto che il livello di rimozione degli inquinanti cresca continuamente al crescere del carico inquinante in entrata, rappresentazione non realistica [Rousseau et al, 2003]. Inoltre questo modello confrontato con il precedente, anche dal punto di vista statistico, rappresenta meglio la realtà dei processi che avvengono in queste aree naturali [Saeed-Sun, 2011].

$$C_i - C_o + C_{half} \ln \frac{C_i}{C_o} = - \frac{k}{q} \quad (3.24)$$

dove:

$C_i$  = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);

$C_o$  = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);

$C_{half}$  = costante di semisaturazione (mg/l);

$k$  = costante areale di rimozione del primo ordine (m/y);

$q$  = carico idraulico specifico (m/y);

Parametri già descritti per i precedenti modelli tranne  $C_{half}$  la costante di semisaturazione, cioè la concentrazione che si misura quando il substrato è semisaturo, e per la quale vengono proposti i seguenti valori: 0.14 mg/l per  $NO_3$ , 60 mg/l per  $BOD_5$  e 20 mg/l per COD [Saeed-Sun, 2011].

Software come Mofat, Hydrus e Comsol simulano il funzionamento dei sistemi di fitodepurazione implementando contemporaneamente più sottomodelli che principalmente devono rappresentare le condizioni idrauliche, i processi di trasporto, reazione e decadimento, il biofilm cioè la crescita e lo sviluppo delle specie batteriche presenti e l'influenza delle piante come i processi di ossigenazione e metagenesi che avvengono nel terreno tramite le radici. Questi software si basano poi su metodi numerici, come gli elementi finiti, per risolvere le equazioni e produrre i dati di output (Fig. 4) [Rousseau et al, 2003; Langergraber, 2007; Samso-Garcia, 2013].

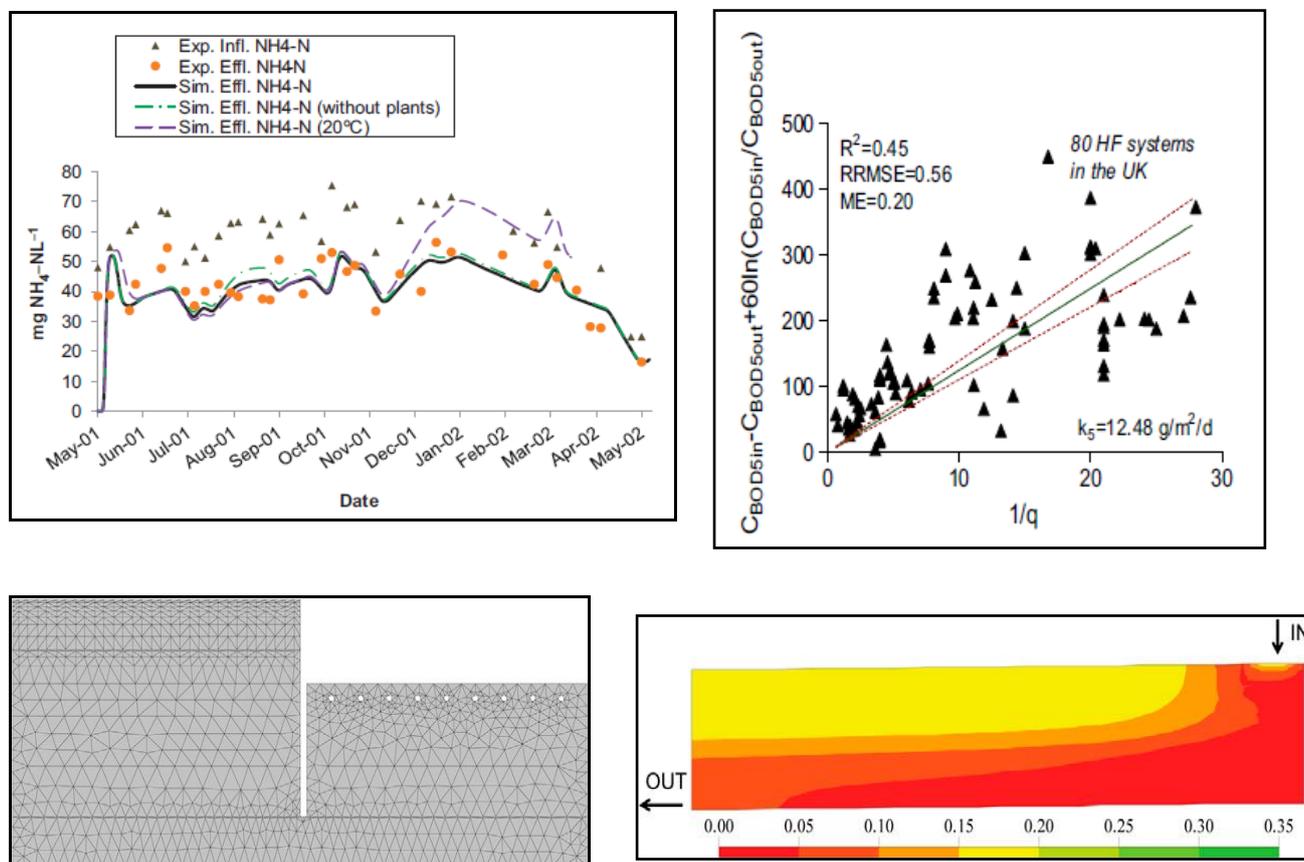


Fig. 4 – Esempi di realizzazioni tramite software.

## 4. Descrizione del sito sperimentale e progettazione dell'impianto

### 4.1. Descrizione e scelte progettuali

Presso la Scuola di Ingegneria e Architettura dell'Università di Bologna è in atto un progetto per la costruzione e il monitoraggio di un impianto di fitodepurazione ad uso civile allo scopo di testare l'efficienza nel tempo di questi sistemi cercando di coniugare al meglio gli aspetti idraulici e depurativi.

Il sito sperimentale è situato presso la sede di Ingegneria in Via Terracini, 28 (Fig. 1).



Fig. 1 - Ubicazione del sito sperimentale.

Lo schema di impianto che si ha intenzione di studiare è un sistema ibrido in cui il refluo subisce varie fasi di depurazione (Fig. 2).

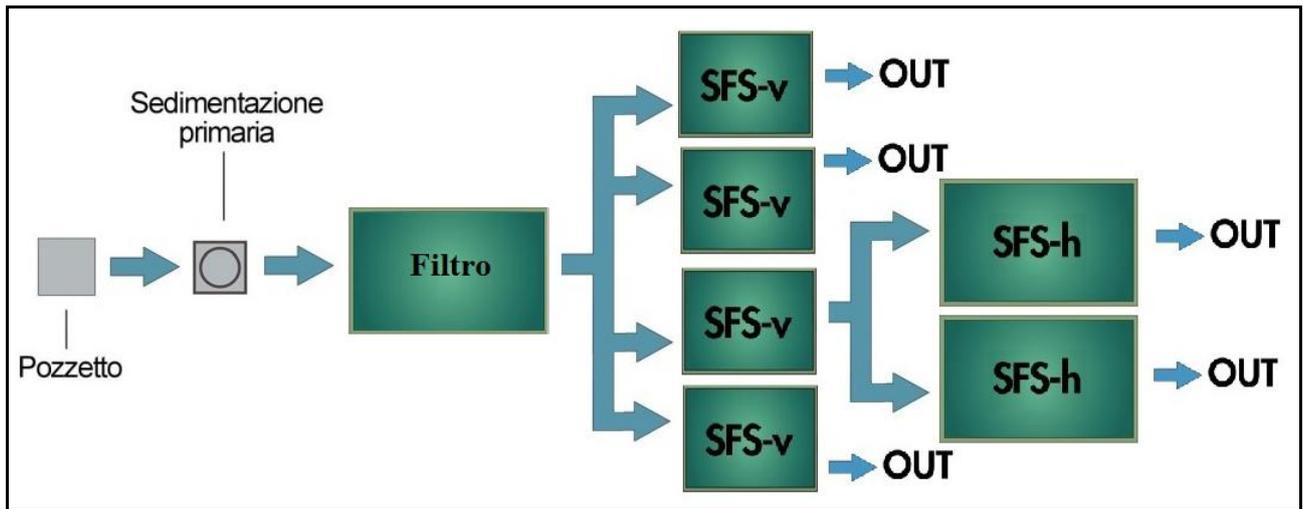


Fig. 2 – Schema del sistema.

Il refluo viene estratto dalla rete fognaria tramite una pompa e viene raccolto in un primo serbatoio (Fig. 3) di capacità 220 litri; successivamente viene analizzato al fine di conoscere i valori di partenza degli inquinanti, in particolare di COD, BOD, TSS, TN (TKN,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ), TP ( $\text{PO}_4$ ). Inoltre vengono misurate anche la temperatura T esterna ambientale e del refluo, il pH e l'elettroconduttività EC.



Fig. 3 – Serbatoio di accumulo.

Dopo aver lasciato il refluo all'interno del serbatoio il tempo necessario affinché la componente solida sedimenti sul fondo, il liquido, tramite una valvola che ne regola la fuoriuscita, viene fatto passare attraverso una vasca di dimensioni 70x45x40 cm con una pendenza di 0.1 % e riempita con ghiaia uniforme di diametro 30 mm. Questa vasca ha il compito di effettuare un primo filtraggio del refluo (Fig. 4).



Fig. 4 – Vasca e sezione.

A questo punto il refluo viene nuovamente analizzato per valutare l'eventuale variazione di alcuni dei valori di riferimento misurati a monte del filtro. Successivamente il refluo viene convogliato in un ripartitore e diviso in 4 flussi verso 4 vasche a flusso verticale (Fig. 5) sub superficiali, di diametro 54 cm e altezza 66 cm, riempite nella parte inferiore per 7 cm con ghiaia uniforme, avente diametro 30 mm, e con sabbia uniforme, di diametro 3 mm, per un'altezza pari a 48 cm nella parte superiore.



Fig. 5 – Vasca verticale.

Queste 4 vasche si differenziano in quanto una è riempita solo con il materiale poroso; un'altra è riempita con materiale e piante (in tutto il sistema si sono sempre utilizzate *phragmites australis*); la terza con materiale e vermi (per tutto il sistema si sono sempre utilizzati *eisenia fetida*); l'ultima con materiale, piante e vermi (Fig. 6).

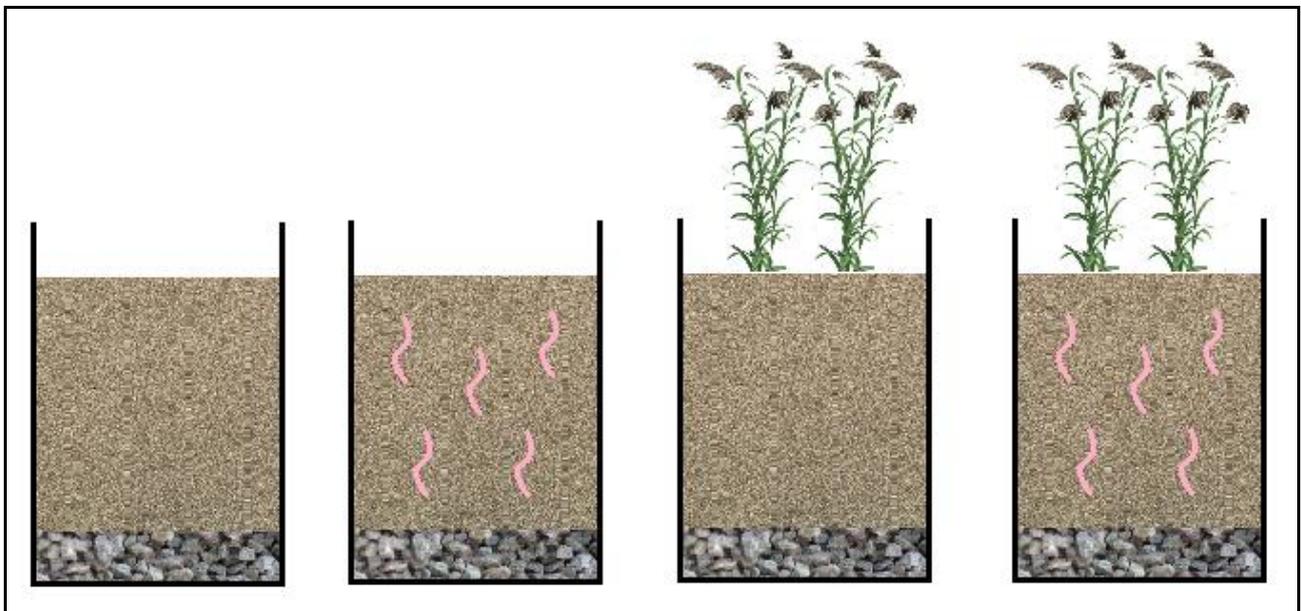


Fig. 6 – Sezioni vasche verticali.

A questo punto viene analizzato il refluo all'uscita di ogni vasca per confrontare i vari livelli di depurazione raggiunti. A valle della vasca verticale contenente il solo mezzo poroso, il refluo viene

ulteriormente ripartito in 2 flussi e convogliato in 2 vasche orizzontali (Fig. 4) sub superficiali di dimensioni 70x45x40 cm, con pendenza 0.1 %, una vegetata e una vegetata con vermi (Fig. 7); tali vasche sono riempite con ghiaia uniforme di diametro 30 mm in prossimità dell'entrata e dell'uscita del refluo per evitare il fenomeno del clogging e con sabbia uniforme avente diametro 3 mm nella parte centrale. A valle delle 2 vasche viene poi analizzato nuovamente il livello di depurazione raggiunto.

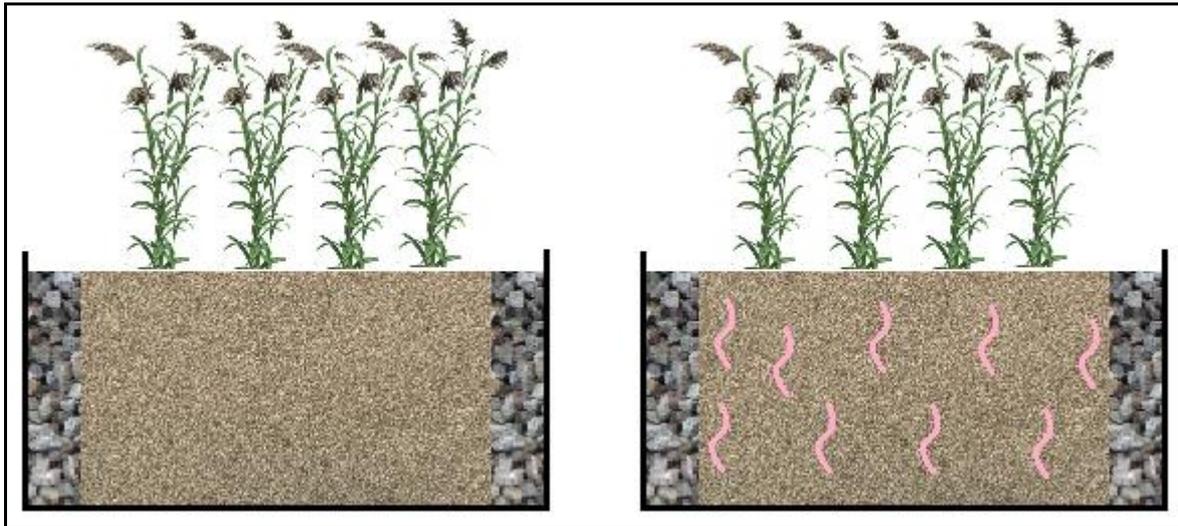


Fig. 7 – Sezioni vasche orizzontali.

#### 4.2. Analisi idraulica

Ai fini del nostro studio, riguardo la fitodepurazione a flusso orizzontale sub superficiale, e per svolgere una preliminare analisi dei flussi all'interno del sistema, si è deciso di partire da valle: è stata presa in considerazione la vasca orizzontale vegetata (Fig. 8).

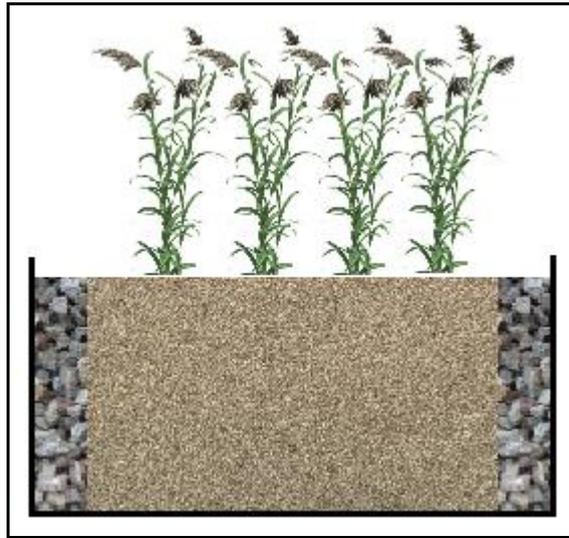


Fig. 8 – Vasca orizzontale sub superficiale vegetata.

Sono stati calcolati:

- il volume della vasca  $V_v = 70 \times 45 \times 40 = 126000 \text{ cm}^3 = 0.126 \text{ m}^3$ ;
- l'area trasversale  $A_T = 45 \times 40 = 1800 \text{ cm}^2 = 0.180 \text{ m}^2$ ;
- l'area superficiale  $A_S = 70 \times 45 = 3150 \text{ cm}^2 = 0.315 \text{ m}^2$ ;

A questo punto, in linea anche con quanto esposto nel paragrafo 3.2, sotto le ipotesi di mezzo poroso omogeneo e gradiente idraulico uguale alla pendenza del fondo, è possibile calcolare la portata tramite la legge di Darcy (4.1):

$$Q_v = K \cdot A_T \cdot i \quad (4.1)$$

Facendo riferimento a valori di letteratura consigliati e riportati anche nel paragrafo 3.2 come permeabilità  $K$  si è preso il valore di  $2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$  pari a  $172.8 \text{ m/d}$  [Mancini – Bragadin, 2007], valore che tiene conto dell'impaccamento del mezzo poroso nel tempo dovuto ai residui di sporco del refluo e alle radici delle piante, e come pendenza del fondo un valore dello 0.1%.

La portata calcolata in questo modo vale:

$$Q_v = 172.8 \times 0.18 \times 0.001 = 0.031 \text{ m}^3/\text{d} = 3.6 \cdot 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}.$$

Da questo valore di portata ne consegue un tempo di residenza all'interno della vasca di:

$$t_R = \frac{V_v}{Q_v} = \frac{0.126}{3.6 \cdot 10^{-7}} = 350000 \text{ s} = 4.05 \text{ d}$$

Tempo di residenza in linea con le indicazioni fornite dalla letteratura che lo consigliano non inferiore a 2 giorni.

La velocità all'interno del mezzo di conseguenza risulta:

$$v = \frac{Q_v}{A_T} = \frac{3.6 \cdot 10^{-7}}{0.18} = 2 \cdot 10^{-6} \text{ m/s} = 0.173 \text{ m/d}$$

Valore accettabile, se confrontato con i valori di letteratura che consigliano una velocità nel mezzo minore di 8 m/d.

Dalla portata di questa vasca  $Q_v$  si può risalire alla portata iniziale  $Q_s$  che dovrà essere fatta fuoriuscire in continuo dal serbatoio affinché nel sistema si instaurino le condizioni di stazionarietà.

$Q_s$  è pari a 8 volte  $Q_v$  come si evince anche dallo schema di Fig. 2. Quindi:

$$Q_s = 8 \times 3.6 \cdot 10^{-7} = 2.88 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}.$$

A questo punto è possibile calcolare il tempo che impiega il serbatoio a svuotarsi:

$$t = \frac{V_s}{Q_s} = \frac{0.14}{2.88 \cdot 10^{-6}} = 48611 \text{ s} = 0.56 \text{ d} = 13.5 \text{ h}$$

a titolo cautelativo è stata considerata solo una parte del volume totale di 220 litri del serbatoio perché l'altra parte del volume si ritiene occupata dal sedimento della parte solida del refluo.

A questo punto a titolo di esempio si può fare una previsione di abbattimento di alcuni inquinanti tramite il modello di Reed esposto nel paragrafo 3.2 (4.2 e 4.3).

Da una prima analisi del refluo estratto dal pozzetto si sono riscontrati valori indicativi di concentrazioni affluenti  $C_i$  di circa 200 mg/l per il BOD<sub>5</sub>, 40 mg/l per il NH<sub>4</sub> e 8 mg/l per il NO<sub>3</sub>.

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q} \quad (4.2)$$

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_w - T_R)} \quad (4.3)$$

Dove:

$C_i$  = concentrazione d'inquinante nell'affluente (mg/l);

$C_o$  = concentrazione d'inquinante nell'effluente (mg/l);

$A_s$  area superficiale della vasca =  $0.7 \times 0.45 = 0.315 \text{ m}^2$ ;

$y$  = profondità utile =  $0.95 \times 0.40 \text{ m}$ ;

$n$  = porosità dell'area umida = 0.30;

$Q$  = portata media che attraversa l'area umida  $0.031 \text{ m}^3/\text{d}$ ;

$K_T$  = funzione (4.3) di rimozione alla temperatura  $T_w$  ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_R$  = costante di rimozione, alla temperatura di riferimento ( $d^{-1}$ ), variabile a seconda dell'inquinante considerato;

$T_W$  = temperatura dell'acqua nell'area umida = 12 °C;

$T_R$  = temperatura di riferimento = 20 °C;

$\theta_R$  = coefficiente dipendente dalla temperatura, variabile a seconda dell'inquinante considerato;

Per quanto riguarda il BOD<sub>5</sub> i valori considerati sono stati di  $K_R = 0.678 d^{-1}$  [ANPA, 2002] e di  $\theta_R = 1.04$  [ANPA, 2002]; per il NH<sub>4</sub> di  $K_R = 0.2187 d^{-1}$  [ANPA, 2002] e di  $\theta_R = 1.048$  [ANPA, 2002] e per il NO<sub>3</sub> di  $K_R = 1 d^{-1}$  [ANPA, 2002] e di  $\theta_R = 1.15$  [ANPA, 2002] riportati in Tab.7 paragrafo 3.2.

In questo modo per il BOD<sub>5</sub> si ottiene:

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_W - T_R)} = 0.678 \cdot 1.04^{(12-20)} = 0.495 d^{-1}$$

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q} = 200 \cdot \exp \frac{-0.315 \cdot 0.495 \cdot 0.95 \cdot 0.40 \cdot 0.30}{0.031} = 112.7 mg/l$$

Per quanto riguarda il NH<sub>4</sub> si ottiene:

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_W - T_R)} = 0.2187 \cdot 1.048^{(12-20)} = 0.150 d^{-1}$$

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q} = 40 \cdot \exp \frac{-0.315 \cdot 0.150 \cdot 0.95 \cdot 0.40 \cdot 0.30}{0.031} = 33.6 mg/l$$

E per quanto riguarda il NO<sub>3</sub> si ottiene:

$$K_T = K_R \cdot \Theta_R^{(T_W - T_R)} = 1 \cdot 1.15^{(12-20)} = 0.327 d^{-1}$$

$$C_o = C_i \cdot \exp \frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q} = 8 \cdot \exp \frac{-0.315 \cdot 0.327 \cdot 0.95 \cdot 0.40 \cdot 0.30}{0.031} = 5.5 mg/l$$

Come concentrazioni effluenti  $C_o$  si ottengono quindi i valori di 112.7 mg/l di BOD<sub>5</sub>, di 33.6 mg/l di NH<sub>4</sub> e di 5.5 mg/l di NO<sub>3</sub>.

## Conclusioni

La fitodepurazione (constructed wetlands) si può considerare una tecnica attuale e valida sia per il grado di efficienza raggiunto nell'abbattimento delle concentrazioni degli inquinanti, sia per competitività economica. È ormai un concetto largamente condiviso che le zone umide siano elementi ecologici e funzionali con un ruolo potenzialmente importante per il conseguimento di una gestione sostenibile delle risorse di bacino. Esse rientrano nell'ambito di un uso corretto delle risorse idriche che è ormai da molti anni un obiettivo fondamentale cui tendono numerose prescrizioni della legislazione comunitaria, nazionale e internazionale. Diminuire l'impatto sui corpi idrici e raggiungere lo stato di buona qualità delle risorse idriche rappresenta una delle priorità in campo ambientale.

Integrando, affiancando o sostituendo le tecnologie di depurazione tradizionali, i campi di applicazione sono molteplici: abbattere l'inquinamento, mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità, contribuire alla gestione dell'ambiente costiero, favorire la ricarica delle falde. La ricerca scientifica e la sperimentazione tecnica ne hanno confermato l'applicabilità anche per il trattamento di reflui civili, industriali ed in settori particolari come quelli agricolo e turistico (campeggi, hotel, agriturismi, etc.), anche in presenza di forti variazioni nella quantità e qualità di acque reflue trattate giornalmente.

Il funzionamento di questi sistemi è complesso; la fitodepurazione si avvale perciò di un approccio multidisciplinare; gli ambiti che possono essere considerati sono molteplici: fisica, chimica, biologia, ecologia, idraulica, geologia, botanica.

Sono stati esposti i vari criteri costruttivi da considerare dal pretrattamento al flusso e al percorso del refluo, dall'impermeabilizzazione del letto ai tipi di vegetazione idonea, in ordine agli obiettivi e al piano di gestione, in rapporto al sito e alla natura dei reflui. Sono stati riportati i valori dei parametri di progettazione che risultano nella letteratura relativa, dalla geometria dell'impianto alle caratteristiche del mezzo poroso, dai tempi di residenza al carico idraulico.

Quindi sono stati presentati i metodi di dimensionamento, passando da regole pratiche conservative e equazioni di regressione ricavate da database a più complessi modelli matematici e software, in particolare il modello di abbattimento di reattore plug-flow in alcune sue versioni.

Presso la Scuola di Ingegneria e Architettura dell'Università di Bologna è in atto il progetto di un sito sperimentale riguardo la fitodepurazione; sono state valutate le caratteristiche specifiche del sito attraverso un'analisi idraulica e si è svolta una previsione dell'abbattimento relativa ad alcuni inquinanti. Con l'avviamento e con il monitoraggio del sito sperimentale dunque ci si propone di

studiare gli aspetti idraulici e depurativi di questi sistemi e le loro interazioni, confrontando i dati che si otterranno con le ipotesi teoriche.

## Bibliografia

- ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente) (2002) - Linee guida per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali - Manuali e linee guida 9/2002. In collaborazione con Università degli Studi di Padova.
- APAT (Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici) (2005) - Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili.
- ATV (Abwassertechnische Vereinigung Associazione tedesca per l'acqua e l'ambiente) (1998) - Behandlung von hauslichem abwasser in Pflanzenbeeten (Trattamento di reflui domestici in fitodepurazione). German ATV - Standards Wastewater/Waste, Guideline.
- ATV-A-262E (1998) – “Principles for the dimensioning, construction and operation of plant beds for communal wastewater with capacities up to 1000 total number of inhabitants and population equivalents”, (DE).
- Brix H. (1991) – The use of macrophytes in waste water treatment: biological features - Atti del Convegno internazionale “Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspective”, Dip. Studi Territoriali e Ambientali Amm. Pro.le Perugia, C.I.S.B.A. E I.A.W.P.R.C., Perugia.
- Brix H. (1993) – Waste treatment in constructed wetland: System design, removal processes, and treatment performances - in: Moshiri G.A. “Constructed wetland for water quality improvement”, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis Publishers.
- Brix H. (1993) – Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates - In Moshiri G.A. “Constructed wetlands for water quality improvement”. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis publishers.
- Brix H. (1994) – Functions of macrophytes in constructed wetland - Wat.Sci. Tec.
- Brix H. (1994) – Use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment - in: “Natural and constructed wetlands for wastewater treatment and reuse experiences, goals and limits”. Proceedings from conference in Pila, october 26-28, 1995, Perugia.
- Brix J., (1996) - Design criteria for a two-stage constructed wetland - presented at the V<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for water pollution control (DK).
- Camuccio P. & Barattin B. (2001) – La fitodepurazione: manuale tecnico divulgativo – Provincia di Treviso.
- Christos S. Akratos, Vassilios A. Tsihrintzis. (2006) – Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands – Ecological Engineering, Elsevier.

- Comune di Reggio Emilia Assessorato Ambiente e Città Sostenibile (2002) – Manuale fitodepurazione.
- Cooper P.F. (1993) - The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The european design and operations guidelines for reed bed treatment systems - In Moshiri G.A. “Constructed wetlands for water quality improvement”. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis Publishers.
- Cooper P.F., Job G.D., Green M.B., Shutes R.B.E. (1996) – Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment - WRc plc, Swindon, UK.
- Cossu R. (1984) – Indagine sperimentale sul trattamento del percolato mediante lagunaggio aerobico. Ingegneria Ambientale.
- Crites R.W. (1994) - Design Criteria and practice for constructed wetlands - Wat.Sci. Tech.
- Crites Tchobanoglous (1998) - Small and decentralized wastewater management systems - McGraw-Hill (USA).
- Department of Land and Water Conservation (DLWC, NSW) (1998) - The Constructed Wetlands Manual - Department of Land and Water Conservation, New South Wales, Australia.
- EC/EWPCA (1990) – European design and operation guidelines for reed bed treatment system (Ed. P.F. Cooper) – EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment System Expert Contact Group, Report U1.17 Water Research Center, Swindon, UK.
- Gersberg R.M., Lyon S.R., Elkins B.V., Goldman C.R. (1985) - The removal of heavy metals by artificial wetlands - In “Proceedings of the water reuse symposium III. Future of water reuse”. AWWA research Foundation.
- Gersberg R.M., Elkins B.V., Lyon S.R., Goldman C.R. (1986) - Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands - Wat. Res.
- Gersberg R.M., Lyon S.R., Brenner R., Elkins B.V. (1987) - Fate of viruses in artificial wetlands - Applied Environmental Microbiology.
- Giger W., Roberts P.V. (1978) - Characterization of persistent organic carbon - In “Water Pollution Microbiology”. New York, John Wiley and Sons.
- Green M.B., Griffin P., Seabridge J.K., Dhobie D. (1997) - Removal of bacteria in subsurface flow wetlands - Wat. Sci. Tech.
- IÖV (Ingenieur ökologische Vereinigung Deutschland) (1994)–Behandlung von häuslichem Abwasser in pflanzenklaeanlagen, IÖV –A – beitsblatt W1/94. 16 S., Augsburg (Germania).
- ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) (2012) – Guida tecnica per la progettazione e gestione dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue - Manuali e Linee Guida 81/2012.

- Joan García, Paula Aguirre, Jesús Barragán, Rafael Mujeriego, Victor Matamoros, Josep M. Bayona. (2005) – Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands - Ecological Engineering, Elsevier.
- Kadlec R.H. & Knight R.L. (1996) - Treatment Wetlands - Lewis Publisher CRC press, Florida.
- Langergraber Günter (2007) - Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review - University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Vienna.
- Mancini M. L. e Bragadin G. L. – Depurazione e smaltimento degli scarichi urbani. Pag. 216 – 221.
- Masi F., (2000) - Il quadro italiano della fitodepurazione - in "Lezioni di Architettura Bioclimatica", Collana Manuali n. 53, Alinea Ed., Firenze, 201-207, 2000.
- Masi F., Bendoricchio G., Conte G., Garuti G., Innocenti A., Franco D., Pietrelli L., Pineschi G., Pucci B., Romagnoli F., (2000) - Constructed wetlands for wastewater treatment in Italy: State of the-art and obtained results - Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Orlando, vol.2.
- Masi F. (2003) - Indagine preliminare sui rendimenti degli impianti italiani di fitodepurazione per fonti di inquinamento puntuale.
- McIntyre B.D., Riha S.j. (1991) – Hydraulic conductivity and nitrogen removal in a artificial wetland system - J. Environ. Qual.
- Nuttal. P.M., Boon A.G., Rowell M.R. (1997) – Review of the design and management of constructed wetland - CIRIA ed., London.
- Önorm B2505 (1998) - Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzen Klaranlagen)- norme austriache per impianti di fitodepurazione.
- Pergetti M. (1994) – Criteri progettuali e costruttivi di u sistema a flusso sub-superficiale per piccole comunità – XLI Corso di aggiornamento ISA: piccoli impianti di depurazione. Politecnico di Milano e ANDIS, 30 maggio – 2 giugno, Milano.
- Reed S.C., Middlebrooks E.J., Crites R.W. (1987) - Natural systems for waste management and treatment - New York, McGraw-Hill book Co.
- Reed S.C., Brown D.S. (1992) - Constructed wetland design-The first generation. Wat. Env. Res.
- Rousseau Diederik P.L., Peter A. Vanrolleghem, Niels De Pauw (2003) - Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review - Elsevier.
- Saeed Tanveer, Guangzhi Sun (2011) - Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands - Elsevier.
- Samsó Roger, Joan Garcia (2013) - BIO PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands - Elsevier.

- U.S. EPA Environmental Protection Agency (1988) – Design Manual. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. - Office for Research and Development, Cincinnati Ohio.
- U.S. EPA Environmental Protection Agency (1993) – Subsurface flow constructed wetland for municipal wastewater treatment - Office for Water , Cincinnati Ohio.
- U.S. EPA Environmental Protection Agency (2000) - Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters - Office for Research and Development, Cincinnati Ohio.
- Volterra L., Mancini L. (1994) - Fitodepurazione e riuso successivo delle macrofite – Ambiente, Risorse, Salute.
- Vretare V. & Weisner S.E.B. (2000) - Influence of pressurized ventilation on performance of an emergent macrophyte (*Phragmites australis*) - Journal of Ecology.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., Eds. (1998) - Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Vymazal, J. (2005) – Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment – Ecological Engineering, Elsevier.

## **Ringraziamenti**

Ringrazio la Dott. Ing. Valentina Ciriello per avermi offerto la possibilità di eseguire questo lavoro di tesi e anche il Prof. Maurizio Mancini, il Prof. Vittorio Di Federico e il dottorando Stevo Lavrnjic per la disponibilità, la competenza e la professionalità con cui sono stato seguito nel mio studio.

Un ringraziamento infine a tutti coloro che mi hanno sostenuto e accompagnato in questo mio percorso.