



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO

DOTTORATO DI RICERCA IN BIOLOGIA AMBIENTALE E BIODIVERSITÀ

Indirizzo

BIODIVERSITÀ VEGETALE ED ECOLOGIA DEL PAESAGGIO

DIPARTIMENTO DI SCIENZE E TECNOLOGIE BIOLOGICHE CHIMICHE E FARMACEUTICHE

Settore Scientifico Disciplinare BIO/03 Botanica ambientale ed applicata

SELEZIONE E SPERIMENTAZIONE DI SPECIE AUTOCTONE DI POTENZIALE IMPIEGO NELLA FITODEPURAZIONE IN SICILIA

IL DOTTORE
DOTT. FILIPPO AMATO

IL COORDINATORE
PROF. MARCO ARCULEO

CICLO XXV

ANNO CONSEGUIMENTO TITOLO 2016

Sommario

1. INTRODUZIONE	3
2. LA FITODEPURAZIONE	4
2.1 Macrofite e principali tipologie di impianti	6
2.2 Il ruolo delle piante nella fitodepurazione.....	13
2.3 Aspetti legislativi.....	14
3. LE SPECIE UTILI ALL'IMPIEGO IN IMPIANTI DI FITODEPURAZIONE IN SICILIA	16
3.1 Scelta della specie	16
3.2 Metodologia.....	16
3.3 Risultati	18
3.4 Discussione e Conclusioni.....	25
4. LA FITODEPURAZIONE APPLICATA AI REFLUI INDUSTRIALI	27
4.1.1 Indagine bibliografica sull'impiego della fitodepurazione in campo industriale	29
4.1.2 Trasporto di idrocarburi e reflui portuali	36
4.1.3 Fattori determinanti per la scelta della tipologia di depurazione naturale.....	38
4.2 MATERIALI E METODI	45
4.2.1 Allestimento delle coltivazioni	46
4.2.2 Descrizione dei trattamenti	49
4.2.3 Monitoraggio delle coltivazioni.....	60
4.3 CAMPIONAMENTO DELLE PIANTE.....	62
4.3.1 Lavaggio e determinazione del peso.....	63
4.3.2 Analisi per la determinazione del sodio e dei metalli pesanti.....	64
4.4 RISULTATI.....	67
4.4.1 Variabili ambientali	67
4.4.2 Tolleranza ai trattamenti	69
4.4.3 Accumulo di sodio	76
4.4.4 Fitoestrazione di Cromo e Cadmio	80
5. CONCLUSIONI.....	83
6. BIBLIOGRAFIA	86



1. INTRODUZIONE

Il percorso di ricerca “*Selezione e sperimentazione di specie di potenziale impiego nella fitodepurazione in Sicilia*” condotto durante il Dottorato in *Biodiversità vegetale ed Ecologia del Paesaggio* ha trattato il tema della depurazione dei reflui attraverso l’impiego di sistemi che utilizzano le piante come elemento strutturale nonché funzionale alla base del processo depurativo. In particolare dopo un approfondimento sulla fitodepurazione e sulle tipologie di impianto ad oggi sviluppate ed impiegate si è effettuato uno studio sulle specie presenti in Sicilia potenzialmente impiegabili allo scopo. La parte sperimentale del lavoro di ricerca è invece incentrata sull’applicazione della fitodepurazione in ambito industriale; in particolare ai reflui industriali derivanti dalla filiera per la movimentazione di idrocarburi in mare. In tale ottica sono state allestite prove sperimentali a partire da campionamenti all’uopo predisposti per la verifica di resistenza e tolleranza di alcuni parametri vitali per le piante, nonché sulle capacità fitoestrattive nei confronti di taluni metalli pesanti.

2. LA FITODEPURAZIONE

La fitodepurazione è un sistema di depurazione delle acque reflue che riproduce i meccanismi biologici di auto - depurazione propri degli ambienti acquatici e delle zone umide. L'etimologia del termine (dal greco *phytón*: pianta e latino *depurare*: render puro) spesso trae in inganno nel far ritenere che gli attori principali nei meccanismi di rimozione degli inquinanti siano le piante. In realtà i vegetali svolgono prettamente il ruolo di favorire la creazione di condizioni idonee allo sviluppo della flora microbica, vera protagonista della depurazione biologica.

Il trattamento naturale dei reflui domestici ha origini antiche. Già nel periodo imperiale, a Roma, la cloaca massima – una delle più antiche condotte fognarie – veniva riversata nelle paludi Pontine allo scopo di sfruttarne il potere auto-depurante. In Cina è ancor oggi praticata l'usanza millenaria di creare stagni di lagunaggio per l'itticoltura dove vengono immessi i liquami domestici, contenenti un'alta concentrazione di nutrienti (fosforo e azoto), al fine di incrementare la popolazione ittica. L'utilizzo di zone umide naturali per il trattamento di acque reflue di varia natura ha origini lontane nel tempo, basti pensare all'esempio dell'Agro Pontino ai tempi dell'impero romano, che rappresenta una soluzione “tradizionale” in molte parti del mondo.

Volendo considerare le zone umide naturali come sistemi depurativi, si deve considerare l'estrema variabilità delle loro componenti funzionali, che rende virtualmente impossibile la previsione delle conseguenze dell'apporto di acque inquinate e la traslazione dei risultati da una zona geografica all'altra. Su queste basi si sono dunque sviluppate, a partire dalla metà degli anni '70, svariate esperienze di utilizzo pianificato e ben controllato del potere autodepurativo di alcune zone umide naturali per il raggiungimento di precisi obiettivi di qualità delle acque e, soprattutto, di “ricostruzione” o “creazione” di sistemi umidi studiati proprio per il trattamento di acque reflue.

I sistemi di trattamento di acque inquinate mediante aree umide artificiali, nel nostro paese, sono comunemente definiti “impianti di fitodepurazione”: si tratta di sistemi ingegnerizzati, progettati e costruiti per riprodurre i naturali processi autodepurativi in un ambiente maggiormente controllabile. Gli impianti di fitodepurazione (*Constructed wetlands*) sono sistemi umidi artificiali finalizzati ad ottimizzare gli effetti della depurazione sulle acque reflue (Ferrari & al., 2002). L'applicazione di tali sistemi per il trattamento delle acque reflue rappresenta ormai una scelta ampiamente diffusa nella maggior parte d'Europa e del mondo.

La prima esperienza di questo tipo risale al 1952, anno in cui 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 (Kickuth, 1977).

Nella terminologia “Sistemi di depurazione naturale” si includono svariate tecniche tradizionalmente utilizzate per il trattamento di acque reflue; tra queste, le più utilizzate, a livello internazionale, sono quelle brevemente descritte di seguito:

Lagunaggio: sono bacini di accumulo in cui, in base al tempo di permanenza delle acque all'interno delle vasche, si ottiene una riduzione delle sostanze inquinanti per processi biologici, sedimentazione, esposizione alla radiazione solare, evaporazione, etc.; regolando la profondità delle vasca e, all'occorrenza, ricorrendo a dispositivi meccanici di aerazione, si possono ottenere ambienti aerobici e/o anaerobici; essi richiedono normalmente aree piuttosto estese e presentano problematiche relative all'impatto visivo, olfattivo ed igienico-sanitario (Masotti, 1993; Mara, 1996);

Impianti a Lemna: la lemna, che genericamente rappresenta più specie (come *Lemna* sp., *Spirodela* sp. e *Wolffia* sp.), è la più piccola e semplice pianta galleggiante utilizzata per il trattamento di depurazione di reflui. I sistemi a lemna sono bacini di accumulo, la cui superficie è totalmente coperta da un manto di lemna, che induce svariati fenomeni tra cui la riduzione e prevenzione della crescita algale, la stabilizzazione del pH, il miglioramento del processo di sedimentazione ed il consumo di sostanze nutrienti; questa tipologia di trattamento è già da considerarsi come una tecnica di fitodepurazione con macrofite galleggianti. Il grado di conoscenza dell'operatività di tali impianti e, conseguentemente, l'affidabilità delle metodiche di dimensionamento, sono sufficientemente elevati; la scelta di questa tipologia dovrebbe essere sempre accompagnata da un'attenta valutazione delle problematiche di gestione della biomassa vegetale di supero, dato che la lemna ha un rapidissimo sviluppo e deve, quindi, essere periodicamente rimossa. Sono, inoltre, auspicabili le combinazioni tra impianti di trattamento delle acque ed impianti per la produzione di energia da biomasse (per combustione e cogenerazione oppure per formazione di biogas in reattori anaerobici).

Fitodepurazione (zone umide artificiali): si identifica, come già descritto precedentemente, con il termine fitodepurazione un trattamento naturale, le cui componenti sono costituite da suolo, batteri e piante del gruppo ecologico delle macrofite. I sistemi di fitodepurazione, sperimentati e lungamente studiati a livello internazionale, sono classificati in base al tipo di macrofite utilizzate (galleggianti, radicate sommerse, radicate emergenti) ed alle caratteristiche del cammino idraulico delle acque reflue in (Pucci, 2002 e Pucci et al., 2005):

- **SFS-h** o **HF**: i *sistemi a flusso sommerso orizzontale* sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso orizzontale in condizioni di saturazione continua (reattori “plug-flow”) e le piante utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti;
- **SFS-v** o **VF**: i *sistemi a flusso sommerso verticale* sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso verticale in condizioni di saturazione alternata (reattori “batch”) e le piante utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti;
- **FWS**: i *sistemi a flusso libero* riproducono, quanto più fedelmente, una zona palustre naturale, dove l’acqua è a diretto contatto con l’atmosfera e generalmente poco profonda, e le piante vegetali che vi vengono inserite appartengono ai gruppi delle elofite e delle rizofite.
- **Sistemi ibridi**: i *sistemi ibridi* sono combinazioni delle differenti tipologie impiantistiche, la loro peculiarità è di riuscire a sfruttare le potenzialità di ciascuna tipologia di sistema di fitodepurazione riducendo drasticamente gli aspetti negativi dei singoli componenti.

Nel paragrafo successivo vengono prese in considerazione le diverse combinazioni impiantistiche mettendone in evidenza per ciascuna pregi e difetti tecnici e di efficienza.

2.1 Macrofite e principali tipologie di impianti

Sistemi a flusso sommerso orizzontale (HF)

I sistemi a flusso sommerso orizzontale HF sono costituiti da vasche opportunamente impermeabilizzate, che vengono riempite di materiale inerte con granulometria prescelta (es. ghiaie), in cui si fanno sviluppare le radici delle macrofite emergenti (comunemente utilizzata la *Phragmites australis*).

Il flusso di acqua è mantenuto costantemente al di sotto della superficie da uno speciale dispositivo, venendo così a creare un ambiente prevalentemente anossico, ricco tuttavia di microscopi aerobici sulle radici delle piante. È proprio questa varietà delle condizioni redox del sistema a renderlo estremamente elastico, versatile ed efficiente a fronte di diverse tipologie di reflui da trattare e di variazioni del contenuto inquinante.

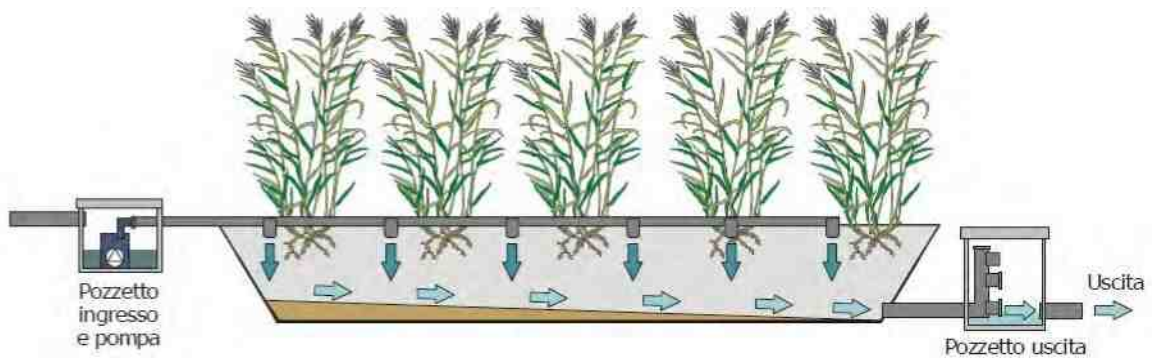


Figura 1: Rappresentazione schematica di un sistema a flusso sommerso.

Durante il passaggio dei reflui, attraverso il materiale di riempimento e la rizosfera delle macrofite (che costituiscono un sistema a biomassa adesiva), la materia organica viene decomposta dall'azione microbica e l'azoto viene denitrificato, ciò accade se siamo in presenza di sufficiente contenuto organico: il fosforo ed i metalli pesanti vengono fissati per adsorbimento sul materiale di riempimento.



Figura 2: Sistema a flusso sommerso orizzontale (San Carlo, Solvay Chimica Italia spa).

I contributi della vegetazione al processo depurativo possono essere ricondotti sia allo sviluppo di una efficiente popolazione microbica aerobica nella rizosfera sia all'azione di pompaggio di ossigeno atmosferico dalla parte emersa all'apparato radicale e quindi alla porzione di suolo circostante, con conseguente migliore ossidazione del refluo e creazione di una alternanza di zone aerobiche, anossiche ed anaerobiche, con conseguente sviluppo di diverse famiglie di microrganismi specializzati e scomparsa pressoché totale dei patogeni, particolarmente sensibili ai rapidi cambiamenti nel tenore di ossigeno disciolto.

I sistemi a flusso sommerso orizzontale assicurano una maggiore protezione termica dei liquami nella stagione invernale, specie nel caso che si possano prevedere frequenti periodi di copertura nevosa.

Sistemi a flusso sommerso verticale (VF)

La configurazione di questi sistemi è del tutto simile a quelli appena descritti. La differenza consiste nel fatto che il refluo da trattare scorre verticalmente nel *medium* di riempimento (percolazione) e viene immesso nelle vasche con carico alternato discontinuo, mentre nei sistemi HF si ha un flusso a pistone, con alimentazione continua (approssimabile a un reattore “plug-flow”). Questa metodologia con flusso intermittente (reattori “batch”) viene spesso configurata su più vasche in parallelo, che funzionano a flusso alternato, in modo da poter regolare i tempi di riossigenazione del letto variando frequenza e quantità del carico idraulico in ingresso, mediante l’adozione di pompe o di dispositivi a sifone autoadescante, opportunamente dimensionati.

Le piante impiegate sono le stesse dei sistemi a flusso orizzontale (macrofite radicate emergenti). Il *medium* di riempimento si differenzia, invece, dai sistemi a flusso orizzontale in quanto si devono utilizzare granulometrie più fini, che permettono una lenta percolazione delle acque e quindi una distribuzione quanto più omogeneamente possibile su tutta la superficie del letto. Le sabbie grossolane hanno una adeguata conducibilità idraulica per una lenta filtrazione verticale e offrono, inoltre, un più vantaggioso rapporto tra volume occupato e superficie totale disponibile per la biomassa adesa in confronto ai sistemi HF.

Questi sistemi hanno la prerogativa di consentire una notevole diffusione dell’ossigeno anche negli strati più profondi delle vasche, giacché la diffusione di questo elemento è circa 10.000 volte più veloce nell’aria che nell’acqua, e di alternare periodi di condizioni fortemente ossidanti a periodi di condizioni riducenti.

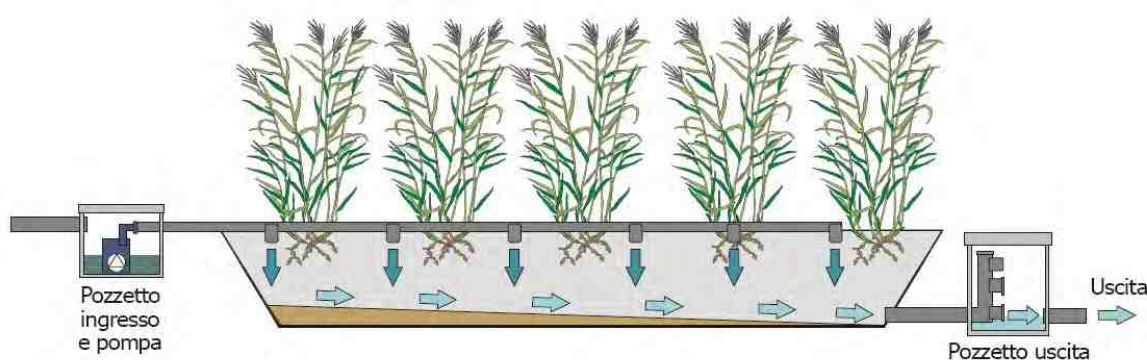


Figura 3: Rappresentazione schematica di un sistema a flusso sommerso verticale.

I tempi di ritenzione idraulici nei sistemi a flusso verticale sono abbastanza brevi: la sabbia diminuisce la velocità del flusso, ciò favorisce sia una parziale denitrificazione che l’adsorbimento del fosforo da parte della massa filtrante.



Figura 4: Sistema a flusso sommerso verticale (cantina vitivinicola Tenuta dell'Ornellaia).

I fenomeni di intasamento superficiale, dovuti al continuo apporto di solidi sospesi e di materia organica, sono auspicati per un primo periodo, in quanto favoriscono la diffusione omogenea dei reflui su tutta la superficie del letto, mentre devono essere tenuti sotto controllo nel lungo periodo onde evitare formazioni stagnanti nel sistema ed una drastica diminuzione delle capacità ossidative (e quindi, ad esempio, delle rese di nitrificazione). Le esperienze estere (De Maeseneer, 1997), su tali sistemi, mostrano comunque che non si rilevano fenomeni di intasamento quando si utilizza un'alimentazione discontinua inferiore al carico idraulico massimo del sistema con frequenza costante e quando si ha un adeguato sviluppo della vegetazione (l'azione del vento provoca, infatti, sommovimenti della sabbia nella zona delle radici ed intorno al fusto, contrastando i fenomeni occlusivi).

Sistemi a flusso libero

I sistemi FWS 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 emergenti; anche in questi sistemi il flusso è orizzontale e l'altezza delle vasche generalmente è limitata a poche decine di centimetri. In questi sistemi i meccanismi di abbattimento riproducono esattamente tutti i fattori in gioco nel potere autodepurativo delle zone umide.

I dati disponibili sull'applicazione di questi impianti, in Europa, sono abbastanza scarsi e riguardano prevalentemente gli impianti più grandi; mentre ben poco risulta in letteratura sulle applicazioni in piccola scala (come il trattamento dei reflui domestici per case isolate o piccole comunità), che sono invece abbastanza diffuse in alcuni paesi

(Francia, Paesi Bassi, etc.).



Figura 5: Sistema a flusso libero (impianto di Dicomano).

Sistemi ibridi

Le varie tipologie di impianto sopra descritte rappresentano spesso singole unità di sistemi più complessi che, al fine di raggiungere livelli depurativi elevati su diverse tipologie di contaminanti, vengono realizzati in modo combinato con sistemi in parallelo ed in serie. Nella progettazione di un sistema di fitodepurazione la scelta della configurazione impiantistica dipende da numerosi fattori, tra i quali i principali sono gli obiettivi depurativi, la morfologia dell'area di intervento e la natura del refluo da trattare.

Come è possibile dedurre dalle descrizioni riportate precedentemente, ciascuna tipologia di zona umida artificiale (sistemi HF, VF e FWS) presenta caratteristiche particolari dal punto di vista del funzionamento e delle rese depurative. È chiaro, quindi, come in fase di progetto, in base ai vincoli imposti dalla particolare situazione (superfici disponibili, morfologia dell'area, caratteristiche del refluo, obiettivi di qualità dell'effluente richiesti), spesso risulta consigliata, se non obbligata, la scelta di combinare differenti tipologie impiantistiche. Un sistema ibrido può, infatti, riuscire a sfruttare le potenzialità di ciascuna tipologia di sistema di fitodepurazione riducendo drasticamente gli aspetti negativi dei singoli componenti.

Le possibili soluzioni sono molteplici; di seguito se ne descrivono alcune:

- **VF + HF** : sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche

alimentate in modo alternato discontinuo, seguito da un sistema a flusso sommerso orizzontale; l'introduzione del sistema a flusso orizzontale ha lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente in uscita dal sistema verticale.

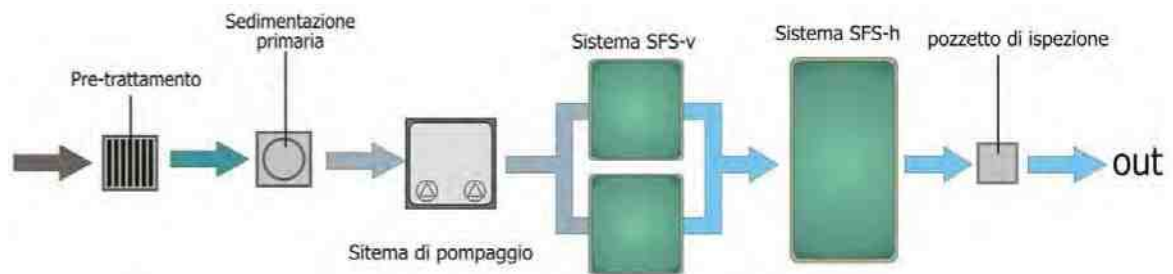


Figura 6: Schema di sistema ibrido VF+HF (Pucci et al., 2005).

- **HF + VF** : sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche alimentate in modo alternato discontinuo; lo stadio a flusso sommerso orizzontale ha il compito di rimuovere gran parte del carico organico e dei solidi sospesi rimasti dopo la fase di sedimentazione; lo stadio a flusso sommerso verticale consente, invece, di ottenere una forte ossidazione ed una efficace nitrificazione senza incorrere in fenomeni di intasamento del filtro a sabbia. Tale schema può prevedere l'introduzione di un sistema di ricircolo dell'effluente in testa all'impianto, con lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente.

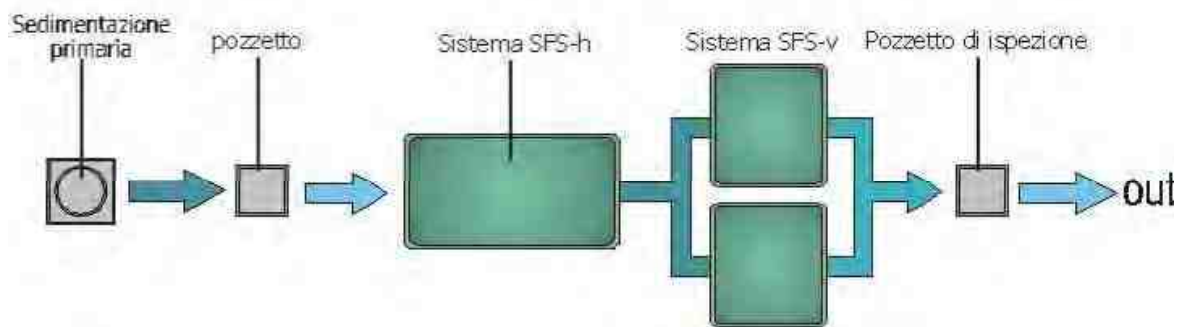


Figura 7: Schema di sistema ibrido HF+VF (Pucci et al., 2005).

- **HF + VF + HF + FWS** : sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale, da un altro sistema a flusso sommerso orizzontale e da un sistema a flusso libero; l'ulteriore stadio a flusso sommerso orizzontale svolge la denitrificazione del refluo, mentre lo stadio a flusso libero finale, oltre a completare la rimozione delle sostanze azotate, affina ulteriormente

l'abbattimento della carica microbiologica

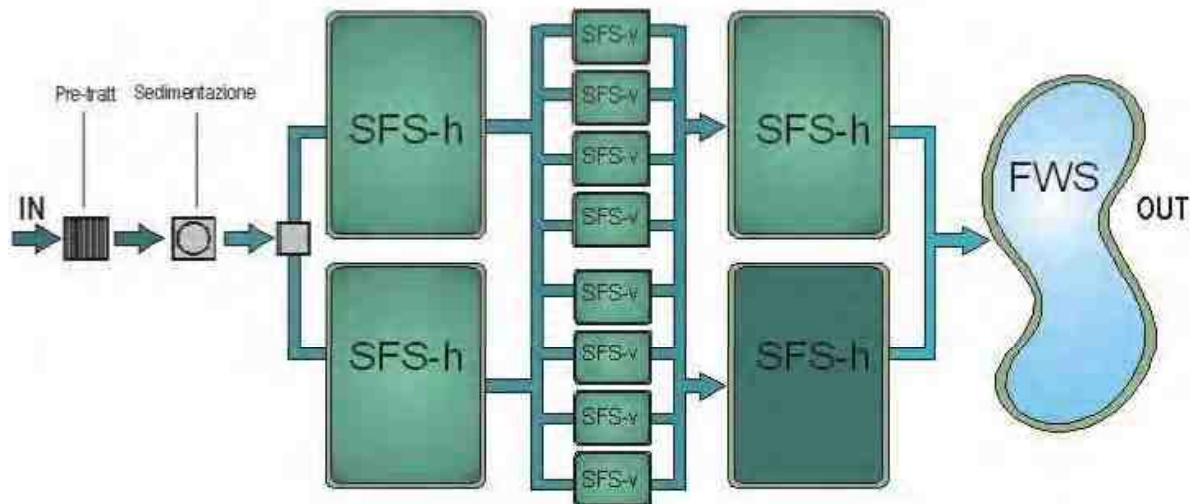


Figura 8: Schema di sistema ibrido HF+VF+HF+FWS (Pucci et al., 2005).

Tra i vari sistemi cambiano le tecniche realizzative, i materiali e spesso anche le specie da impiegare. Comunque il gruppo di specie idonee per adattabilità alle condizioni ecologiche di un impianto di fitodepurazione è sempre riferibile alle macrofite.

Le macrofite acquatiche sono un gruppo definito su base ecologico-funzionale e comprendono i vegetali macroscopicamente visibili presenti negli ambienti acquatici, palustri e di greto; costituiscono una componente del comparto vegetale degli ecosistemi fluviali. Questo raggruppamento è composto da angiosperme erbacee, pteridofite, briofite e da alghe filamentose. Più specificamente, si fa riferimento ad alghe formanti aggregati macroscopicamente visibili. Alcune metodologie prendono in considerazione anche un piccolo numero di licheni acquatici; secondo alcuni autori sono da ascrivere alle macrofite anche alcuni funghi.

Sulla base dell'ecologia delle specie; riferendosi, in particolare, all'igrofilia degli organismi, è possibile distinguere le macrofite in diversi gruppi a diversa ecologia, di seguito descritte;

Idrofite

Sono le macrofite realmente acquatiche, si tratta di organismi che vivono completamente sommersi o sulla superficie dell'acqua: comprendono le alghe, le briofite e le pteridofite acquatiche, le angiosperme erbacee perenni ed acquatiche aventi gemme subacquee (idrofito secondo il sistema delle forme biologiche di Raunkiaer).

E' possibile distinguere tra idrofite sommerse (*Characeae*, *Fontinalis* spp., *Ceratophyllum* sp.); idrofite radicate e flottanti (*Nuphar luteum*, *Potamogeton* spp., *Ranunculus* spp.), idrofite non radicate e flottanti (*Lemna* spp., *Trapa* spp.).

Anfifite

Sono, in realtà, da intendere come una tipologia di idrofite; si tratta di idrofite che possono colonizzare anche substrati non costantemente sommersi; presentano spesso importante dimorfismo in funzione della profondità dell'acqua presente nel sito colonizzato (*Sagittaria* spp., *Alisma* spp., *Sparganium* spp.)

Elofite

Si tratta di piante radicate in un substrato sommerso, aventi solo la parte basale in acqua ma emergenti per la maggior parte del corpo (*Phragmites australis*, *Carex* spp., *Cyperus* spp., *Scirpus* spp., *Juncus* spp., *Iris* spp., *Typha* spp.).

Vi sono comprese specie che secondo il sistema di forme biologiche di Raunkiaer modificato da Pignatti in Flora d'Italia sono classificate come elofite perchè con gemme all'interno del fango e geofite ovvero erbe perenni con bulbi, tuberi e rizomi gemme sotterranee, portate da organi speciali.

Pioniere di greto o sopra-acquatiche

Sono poi da intendere ancora appartenenti al gruppo delle macrofite anche un significativo contingente delle specie che costituiscono le cenosi erbacee pioniere di greto. Alcuni autori le definiscono anche come specie sopra-acquatiche: si tratta di quelle piante che colonizzano ambiti alveali frequentemente rimaneggiati dalle morbide del corso d'acqua, che tollerano temporanei periodi di sommersione ma che spesso non sono neanche particolarmente igrofile (*Chenopodium* spp., *Polygonum* spp., *Bidens* spp.). Sono in gran parte riferibili, secondo il sistema delle forme biologiche di Raunkiaer, a geofite ed a terofite (erbe annuali che superano la stagione avversa sottoforma di seme).

2.2 Il ruolo delle piante nella fitodepurazione

Negli impianti di fitodepurazione, le piante, oltre a svolgere un ruolo attivo nei processi di depurazione, possiedono anche una valenza estetica. Il trattamento dei reflui si basa sulla crescita cooperativa di macrofite e di microrganismi ad esse associati, che svolgono una buona parte del processo di degradazione della sostanza organica.

Lo sviluppo eccessivo di formazioni vegetali, nell'ambiente acquatico naturale, 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 rifornendola contemporaneamente di ossigeno.

Alcune specie tipiche delle paludi 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 efficace è il ruolo di *Phragmites australis* che non solo agisce come pompa di ossigeno, ma è anche in grado di costruire intorno alla base del culmo un microecosistema molto efficiente in grado di eliminare i microrganismi patogeni (Brix, 1994; Vretare & Weisner, 2000). Le piante acquatiche possiedono un tessuto spugnoso – il parenchima aerifero – molto 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 rallenta o impedisce il processo di respirazione indispensabile per procurarsi l'energia necessaria all'assorbimento degli ioni. La pianta, quindi, per sopravvivere trasporta l'ossigeno dagli organi aerei (fusto e foglie) alle radici, attraverso la rete di canali del parenchima aerifero, assicurando il normale svolgimento dei processi metabolici.

2.3 Aspetti legislativi

In termini di produttività e biodiversità, il valore delle aree umide è stato riconosciuto ormai da decenni, così come sancito dalla Convenzione di Ramsar (1971) e dalla successiva ratifica dello Stato italiano con il D.P.R. n. 448/1976.

La riduzione dell'estensione delle zone umide, avvenuta principalmente nella prima metà del secolo scorso, soprattutto a favore dell'attività agricola, ha portato ad un progressivo impoverimento della componente floro-faunistica con la conseguente semplificazione degli ecosistemi. L'importanza delle aree umide non è solo di tipo naturalistico. Esse giocano un ruolo fondamentale nella regimazione naturale dei corsi d'acqua superficiali, nella ricarica delle falde e nella termoregolazione dei microclimi e come corridoi ecologici. La realizzazione di aree umide, finalizzate al miglioramento qualitativo delle acque superficiali, rappresenta quindi un'opportunità di ripristino di aree a grande valenza ambientale sotto molti punti di vista. Questo è possibile soprattutto se vengono rispettati criteri di massima naturalità dei sistemi, ad esempio: privilegiando, ad esempio, l'impiego di specie indigene e impianti plurispecifici (Mazzoni, 2005).

In Italia la gestione e la tutela dall'inquinamento della risorsa idrica sono contemplate dalla legge n. 36 del 5.1.1994 e dal D.Lgs. n. 152 del 11.05.99 e successive modifiche (D.Lgs. n.258, 18 agosto 2000) che detta disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepisce la Direttiva n.91/271 /CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e la Direttiva n. 91 /676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Inoltre, il Decreto Legislativo 152/2006 impone l'aggiornamento del patrimonio conoscitivo relativo allo stato delle risorse idriche, finalizzato, attraverso il monitoraggio della qualità delle risorse e della loro quantità, alla caratterizzazione delle risorse stesse, nonché alla individuazione di corpi idrici eutrofizzati che necessitano di interventi volti al loro recupero qualitativo.

In ambito nazionale, solo da pochi anni sono stati realizzati sistemi di fitodepurazione delle acque reflue, applicando per la maggior parte modelli americani ed europei (Brix, 1996; Cooper, 1993; Kadlec & Knight, 1996; Reed, 1995), che portano in genere ad una sovrastima delle dimensioni d'impianto necessarie alle nostre latitudini o per l'ottenimento di diversi obiettivi depurativi.

In ambito regionale, anche a seguito dell'approvazione del Piano di Tutela delle Acque ai sensi dell'Ordinanza Presidenziale n. 333 del 24/12/2008, gli impianti di fitodepurazione sono alquanto limitati.

Nel sistema delle aree protette siciliane esistono tutt'ora ambienti peculiari in discreto stato di conservazione dai cui attingere modelli di riferimento (Raimondo & al., 2011) da impiegare sia in ambito fitodepurativo classico sia nell'ambito dei progetti di recupero ambientale ed ingegneria naturalistica ed interventi volti al miglioramento della funzionalità e qualità fluviale.

3. LE SPECIE UTILI ALL'IMPIEGO IN IMPIANTI DI FITODEPURAZIONE IN SICILIA

Secondo quanto precedentemente riportato soltanto alcuni gruppi ecologici particolari hanno la possibilità di sopravvivere ed esplicare la funzione depurativa all'interno di un impianto di trattamento. Per tale ragione pare opportuno individuare quella componente della flora locale che possedendo tali caratteristiche possa essere impiegate negli interventi realizzativi futuri sia in ambito locale che nazionale.

3.1 Scelta della specie

Le specie vegetali utilizzabili in fitodepurazione comprendono entità acquatiche superiori (macrofite) e/o alghe (microfite), che vivono normalmente nelle zone umide naturali (laghi, stagni, paludi, ecc.).

La scelta delle specie da utilizzare deve tenere conto dell'efficacia depurativa nel contesto dell'habitat, dell'ecologia, della compatibilità con l'ambiente e della loro presenza e disponibilità nel territorio. Il tipo e l'estensione dello sviluppo radicale sono parametri importanti da tenere in considerazione in fase progettuale perché influenzano da un lato il trasferimento d'ossigeno e dall'altro la superficie di contatto tra il refluo e la rizosfera. Nei sistemi a flusso superficiale la scelta delle specie si basa sull'altezza dell'acqua mentre in quelli a flusso sub-superficiale sulla penetrazione radicale. Le specie più impiegate per la fitodepurazione dei reflui sono per lo più quelle largamente diffuse all'interno dei sistemi umidi adiacenti ai luoghi di realizzazione degli impianti. Esse si adattano a crescere in un suolo saturo di acqua, o direttamente a contatto con l'acqua stessa e tendono a popolare abbondantemente tali sistemi (Masi, 2000).

Il presente apporto si prefigge, pertanto, di contribuire all'impiego di entità vascolari native della Sicilia con l'obiettivo di impiegare caso per caso le migliori soluzioni biologiche tenendo conto del contesto territoriale di riferimento.

3.2 Metodologia

L'elaborazione di un prospetto delle piante native di potenziale impiego negli impianti di fitodepurazione in Sicilia è stato possibile sulla scorta del Catalogo delle piante vascolari della Sicilia (Giardina & al., 2007) e della checklist di Raimondo & al. (2010), escludendo quindi la componente esotica; inoltre, non vengono prese in considerazione le fanerofite che vivono in ambienti acquatici. Riguardo ai *taxa* spontaneizzati (Raimondo & al., 2005), vengono considerati solo i generi *Arundo*, *Canna* e *Cyperus* in quanto i loro *taxa* si ritengono non invasivi e di eccezionale valenza fitodepurativa. Riguardo a *Eichhornia crassipes* (Mart.)

Solmns.- Laub., non avendo a disposizione dati sufficienti sulla sua ecologia e sul suo potenziale di invasività – nonostante sia largamente impiegata in fitodepurazione – viene esclusa dal prospetto proposto.

Sulla base delle nicchie ecologiche occupate nell'ambito dei sistemi fluviali, lacustri e palustri, anche in funzione della profondità, i *taxa* esaminati vengono classificati in base alla loro posizione ecologica (tipi ecologici), e nel seguente modo:

- A: macrofite radicate emergenti – Piante radicate al fondo con fusto e foglie totalmente emergenti (Es. *Juncus*, *Carex*, *Sparganium*);
- B: macrofite radicate flottanti – Piante radicate al fondo con foglie parzialmente emergenti (Es. *Callitriche*, *Hydrocotyle*);
- C: macrofite radicate sommerse – Piante radicate al fondo ma con apparato vegetativo completamente sommerso che raramente emerge (Es. *Potamogeton*, *Ruppia*, *Zannichellia*);
- D: macrofite non radicate flottanti – Piante natanti sul pelo dell'acqua (Es. *Azolla*, *Lemna*, *Utricularia*).

Nell'ambito del prospetto elaborato, viene proposto l'indice di valenza estetica (*Ive*). Questo è indipendente dall'efficacia che ha una singola specie ai fini fitodepurativi, e viene calcolato in modo sintetico sulla base del tipo di fioritura, della tonalità di colori, della forma, del portamento. Tale indice consente di valutare l'entità vegetale nell'ambito di interventi di fitodepurazione inseriti in contesti architettonici di pregio e/o laddove è necessario armonizzare il progetto con il contesto urbanistico e territoriale circostante. I *taxa* esaminati vengono distinti in quattro classi:

- 0 - Valore estetico nullo: comprende macrofite radicate sommerse che non evidenziano sopra il pelo dell'acqua alcuna porzione vegetativa e/o organi fiorali (Es. *Ruppia*, *Zannichellia*).
- 1 – Basso valore estetico: comprende tutte quei *taxa* che non evidenziano strutture fiorali appariscenti e nemmeno alcun portamento di pregio (Es. *Callitriche*, *Carex*, *Lemna*, *Potamogeton*).
- 2 – Medio valore estetico: comprende entità a portamento elegante con parti fiorali non particolarmente evidenti e di medio valore cromatico (Es. *Juncus*, *Eleocharis*, *Nasturtium*, *Ranunculus*).
- 3 – Elevato valore estetico: comprende forme e portamento singolari con apparati fogliari e riproduttivi di particolare pregio morfologico o cromatico (Es. *Iris*, *Lythrum*, *Typha*, *Utricularia*).

I *taxa* oggetto del presente contributo sono stati classificati per categorie di rarità (Giardina & al., 2007) secondo lo schema seguente:

- RR (molto raro);
- R (raro);
- NC (non comune);
- C (comune);
- CC (molto comune).

La suddetta classificazione si riferisce al contesto regionale.

Il prospetto riporta anche riferimenti all'habitat o agli habitat preferiti da ogni singolo *taxon* secondo Giardina & al. (2007).

3.3 Risultati

Nel complesso, sono stati considerati 192 *taxa* di 33 famiglie (Tab. 1); le più numerose sono le *Cyperaceae* con 46 *taxa* seguite dalle *Juncaceae* (23), *Potamogetonaceae* (18), *Poaceae* (16), *Callitrichaceae* (9), *Ramunculaceae* (9), *Apiaceae* (7), *Lytraceae* (7), *Alismataceae* (6), *Lemnaceae*(5), *Polygonaceae* (5), *Zannichelliaceae* (5).

Tabella 1: Prospetto delle piante vascolari di potenziale impiego negli interventi di fitodepurazione in Sicilia.

Pteridophyta						
Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol. /ve
<i>Azollaceae</i>	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	I nat	America Trop.	Acque debolmente correnti	RR	D 1
<i>Azollaceae</i>	<i>Azolla mexicana</i> C. Presl	I nat	Neotropic.	Acque debolmente correnti	RR	D 1
<i>Isoetesaceae</i>	<i>Isoetes velata</i> A. Braun subsp. <i>velata</i>	I rad	W-Medit.	Pozze d'acqua oligotrofiche	RR	A 1
<i>Marsileaceae</i>	<i>Pitularia minuta</i> Durieu	I rad	Stenomedit.	Acque stagnanti, pozze stagionali	RR	A 1
Magnoliopsida						
Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol. /ve
<i>Apiaceae</i>	<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	H scap	Eurimedit.	Fossi, stagni	C	A 1
<i>Apiaceae</i>	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	G rhiz	Circumbor.	Fossati, acque stagnanti o leggermente correnti	R	A 2
<i>Apiaceae</i>	<i>Conium maculatum</i> L.	H scap	Paleotemp.	Rovine, siepi, alvei, giardini	C	A 1
<i>Apiaceae</i>	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	G rhiz	Subcosmop.	Fossi e paludi	RR	B 1
<i>Apiaceae</i>	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	G rhiz	Eurp.-Caucas.	Paludi, torbriere, stagni e fanghi.	RR	B 1
<i>Apiaceae</i>	<i>Oenanthe fistulosa</i> L.	H scap	Eurasiat.	Paludi e prati su calcare	NC	A 2
<i>Apiaceae</i>	<i>Oenanthe pimpinelloides</i> L.	H scap	Eurimedit.-Subatl.	Fossi, paludi, sorgenti	C	A 2
<i>Asteraceae</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	H scap	Paleotemp.	Fanghi, zone umide, sponde, detriti	CC	A 3
<i>Asteraceae</i>	<i>Senecio doria</i> L.	He	SE-Europ.	Paludi e prati torbosi	RR	A 3
<i>Brassicaceae</i>	<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	H scap	Cosmopol.	Acque calme o correnti, rive	CC	A 2
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche brutia</i> Pétagna	I rad	Eurasiat.	Stagni, acque leggermente correnti	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn.	I rad	Subatlant.	Stagni e acque calcaree leggermente correnti	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche hamulata</i> W. D. J. Koch	I rad	Eurimedit. Atl.	Acque fluenti ben ossigenate e bassa presenza di calcare	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche lensulca</i> Clavaud	I rad	Eurimedit. Atl.	Stagni, acque leggermente correnti	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	I rad	Circumbor.	Acque correnti soleggiate nelle salate	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche palustris</i> L.	I rad	Eurasiat.	Stagni oligotrofici generalmente ombrosi	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	I rad	Subatlant.	Acque stagnanti	C	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche truncata</i> Guss. subsp. <i>truncata</i>	I rad	Subatlant.	Acque stagnanti	R	B 1
<i>Callitricaceae</i>	<i>Callitriche truncata</i> subsp. <i>occidentalis</i> (Rouy) Br.-Bl.	I rad	Paleotemp.	Acque stagnanti	R	B 1
<i>Ceratophyllaceae</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque stagnanti o correnti	NC	C 0
<i>Ceratophyllaceae</i>	<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	I rad	Tropic.	Acque stagnanti o debolmente correnti	R	C 0
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea sagittata</i> Poit.	G rhiz	Subtrop.	Paludi costiere, fanghi salini, argini	RR	A 2
<i>Elatinaceae</i>	<i>Elatine alsinastrum</i> L.	I rad	Eurasiat.	Acque stagnanti, pozze stagionali	R	C 1
<i>Elatinaceae</i>	<i>Elatine hydro Piper</i> var. <i>gussonei</i> Sommier	I rad	Endem. Sic.	Pozze stagionali su calcare	R	C 1
<i>Elatinaceae</i>	<i>Elatine macropoda</i> Guss.	I rad	W-Stenomedit.	Stagni occasionali su terreno siliceo	R	C 1
<i>Fabaceae</i>	<i>Dorycnium rectum</i> (L.) Ser.	H scap	Stenomedit.	Lungo i ruscelli	C	A 2
<i>Haloragaceae</i>	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	I rad	Euramer.(Anfratl.)	Acque stagnanti oligotrofiche	RR	C 1
<i>Haloragaceae</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque eutrofiche stagnanti o debolmente correnti	R	C 1
<i>Haloragaceae</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	I rad	Circumbor.	Acque stagnanti eutrofiche	R	C 1
<i>Lamiaceae</i>	<i>Mentha aquatica</i> L.	H scap	Paleotemp.	Argini, rive, paludi	C	A 3
<i>Lamiaceae</i>	<i>Mentha spicata</i> L. subsp. <i>spicata</i>	H scap	Eurasiat.	Argini, rive, paludi	C	A 2
<i>Lamiaceae</i>	<i>Tractium scordium</i> subsp. <i>scordoides</i> (Schreb.) Arcang.	H scap	Eurp.-Caucas.	Prati, paludi	C	A 2

Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol.	Ive
Lentibulariaceae	<i>Utricularia australis</i> R. Br.	I nat	Europ.	Acque stagnanti eutrofiche	R	D	3
Lentibulariaceae	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	I nat	Circumbor.	Acque mesotrofe stagnanti, stagni, paludi	RR	D	3
Lythraceae	<i>Lythrum acutangulum</i> Lag.	T scap	Eurimedit.	Stagni, ruscelli, fanghi	R	A	2
Lythraceae	<i>Lythrum horysthenticum</i> (Schränk.) Litv.	T scap	Subcosmop.	Stagni, paludi, fossi, pozze stagionali	R	A	2
Lythraceae	<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	T scap	Subcosmop.	Fanghi, fossati, paludi, stagni	C	A	2
Lythraceae	<i>Lythrum junaceum</i> Banks & Solander	H scap	Stenomedit.	Stagni, ruscelli, fanghi	C	A	3
Lythraceae	<i>Lythrum portula</i> (L.) D. A. Webb	T rept	S-Europ.-Sudsib.	Paludi, torbiere, fanghi	R	A	1
Lythraceae	<i>Lythrum salicaria</i> L.	H scap	Subcosmop.	Margini di fossati fiumi e paludi	C	A	3
Lythraceae	<i>Lythrum triacreatum</i> Spreng.	T scap	Eurimedit.	Fanghi, fossati, pozze stagionali	R	A	2
Onagraceae	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	H scap	Palaotemp.	Fossi, paludi, corsi d'acqua	C	A	3
Polygonaceae	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	G rhiz	Subcosmop.	Acque stagnanti o debolmente correnti	RR	A	3
Polygonaceae	<i>Persicaria decipiens</i> (R. Br.) K. L. Wilson	H scap	Subcosmop.	Terreno fangoso, paludi, anche parzialmente sommerse	NC	A	2
Polygonaceae	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	T scap	Circumbor.	Luoghi bagnati e fangosi, ruscelli	R	A	2
Polygonaceae	<i>Persicaria mitis</i> (Schränk.) Assenov	T scap	Europ.-Caucas.	Luoghi umidi	RR	A	2
Polygonaceae	<i>Rumex palustris</i> Sm.	T scap	Eurasiat.	Paludi	RR	A	1
Ranunculaceae	<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque limpide, stagnanti o leggermente correnti	R	B	3
Ranunculaceae	<i>Ranunculus flammula</i> L.	H scap	Eurasiat.	Fanghi, terreni umidi, paludi	R	A	2
Ranunculaceae	<i>Ranunculus lateriflorus</i> DC.	T scap	Palaotrop.	Paludi	NC	A	2
Ranunculaceae	<i>Ranunculus lingua</i> L.	He	Eurasiat.	Paludi, margini di stagni e fossati in acque leggermente correnti	RR	A	2
Ranunculaceae	<i>Ranunculus omiophyllus</i> Ten.	I rad	Stenomedit.-Atl.	Stagni, paludi e sorgenti	NC	B	2
Ranunculaceae	<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	T scap	Eurimedit.	Paludi	C	A	2
Ranunculaceae	<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank subsp. <i>peltatus</i>	I rad	Europ.	Fossi e paludi	R	B	3
Ranunculaceae	<i>Ranunculus peltatus</i> subsp. <i>fucoides</i> (Frey) Muñoz Garm.	I rad	S-Europ.	Acque salmastre sulla costa	R	B	3
Ranunculaceae	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	I rad	Europ.	Acque stagnanti	C	B	2
Scrophulariaceae	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. var. <i>anagallis-aquatica</i>	H scap	Cosmopol.	Fossi e rive	CC	A	2

Liliopsida							
Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol.	Ive
Alismataceae	<i>Alisma lanceolatum</i> With.	I rad	Subcosmop.	Fossi e paludi	NC	A	3
Alismataceae	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	I rad	Subcosmop.	Fossi e paludi	C	A	3
Alismataceae	<i>Baldellia ranunculoides</i> (L.) Parl.	I rad	Stenomedit.-Atl.	Fossi e paludi	RR	A	3
Alismataceae	<i>Damasonium alisma</i> Mill. subsp. <i>alisma</i>	I rad	Eurimedit.	Fossi e paludi	R	A	2
Alismataceae	<i>Damasonium alisma</i> subsp. <i>bourgaei</i> (Coss.) Maire	I rad	Euromedit.-Asiat.	Stagni e paludi	R	A	2
Alismataceae	<i>Damasonium polyspermum</i> Coss.	I rad	W-Stenomedit.	Stagni	RR	A	3
Cannaceae	<i>Canna indica</i> L.	G rhiz	W-Medit.-Macaones.	Ornamentale, coltivata nei giardini	NC	A	3
Cyperaceae	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla subsp. <i>maritimus</i>	G rhiz	Cosmopol.	Paludi, bordi stagno	CC	A	2
Cyperaceae	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	G rhiz	Eurasiat.	Rive di fiumi	R	A	2
Cyperaceae	<i>Carex cuprina</i> (Heuffel) A. Kern.	H caesp	Eurimedit. Atl.	Prati salati, paludi e boschi umidi	C	A	1
Cyperaceae	<i>Carex divisa</i> Huels.	G rhiz	Eurimedit. Atl.	Prati salati	C	A	1
Cyperaceae	<i>Carex elata</i> All.	H caesp	Europ.-Caucas.	Bordi di canali e stagni	R	A	2

Famiglia	Taxa specifici ed infra-specifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol.	Ive
Cyperaceae	<i>Carex extensa</i> Good	H caesp	Eurimedit.-Subatl.	Terreni costieri salati ed argillosi	NC	A	2
Cyperaceae	<i>Carex hispidula</i> Willd.	G rhiz	Stenomedit.	Paludi, fossati e stagni	R	A	2
Cyperaceae	<i>Carex intricata</i> Tineo	G rhiz	W-Medit.-Mont.	Piccoli stagni	R	A	2
Cyperaceae	<i>Carex laevigata</i> Sm.	H caesp	W-Europ. (Atl.)	Paludi, boscaglie umide	RR	A	1
Cyperaceae	<i>Carex ovalis</i> Good	H caesp	Eurosib.	Terreno bagnato acido e disturbato: sentieri, stagni, nardeti, radure	NC	A	1
Cyperaceae	<i>Carex paniculata</i> L.	H caesp	Europ.-Caucas.	Paludi, sorgenti e boscaglie umide	RR	A	3
Cyperaceae	<i>Carex panormitana</i> Guss.	G rhiz	Endem.	Sponde dei ruscelli	RR	A	2
Cyperaceae	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	H caesp	Subcosmop.	Paludi, argini, fossati	RR	A	2
Cyperaceae	<i>Carex punctata</i> Gaudin	H caesp	Eurimedit.-Subatl.	Sorgenti salate e paludi	R	A	1
Cyperaceae	<i>Carex riparia</i> Curtis subsp. <i>riparia</i>	G rhiz	Eurasiat.	Argini di canali, fiumi e stagni	R	A	2
Cyperaceae	<i>Carex riparia</i> subsp. <i>retusa</i> (Loisel.) Arcang.	G rhiz	Eurasiat.	Argini di canali, fiumi e stagni	R	A	2
Cyperaceae	<i>Carex viridula</i> Michx. subsp. <i>viridula</i>	H caesp	Eurasiat.	Paludi, prati	NC	A	1
Cyperaceae	<i>Carex viridula</i> subsp. <i>oedocarpa</i> (Andersson) B. Schmid	H caesp	Euroamer. (Anfiatl.)	Paludi, prati	RR	A	1
Cyperaceae	<i>Cyperus capitatus</i> Vandel.	G rhiz	Stenomedit.	Dune costiere	CC	A	3
Cyperaceae	<i>Cyperus difformis</i> L.	T caesp	Subcosmop.	Infestante in risaie e pioniera delle sabbie umide periodicamente inondate	R	A	2
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	He	Subcosmop.	Coltivata in paludi costiere	C	A	1
Cyperaceae	<i>Cyperus fuscus</i> L.	T caesp	Paleotemp.	Terreno fangoso, sabbie umide, alvei	C	A	2
Cyperaceae	<i>Cyperus involucreatus</i> Rothb.	He	Madagascar	Fossati, acque leggermente correnti	R	A	3
Cyperaceae	<i>Cyperus longus</i> L. subsp. <i>longus</i>	He	Paleotemp.	Fossi e acque stagnanti	C	A	2
Cyperaceae	<i>Cyperus longus</i> subsp. <i>baduus</i> (Desf.) Bonnier & Layens	He	Paleotemp.	Fossati, acque stagnanti	NC	A	2
Cyperaceae	<i>Cyperus michelianus</i> (L.) Link	T caesp	Paleosubtrop.	Sabbie umide	R	A	1
Cyperaceae	<i>Cyperus papyrus</i> subsp. <i>seculus</i> (Part.) Kükenthal	He	Endem. Sic.	Fossi, acque leggermente correnti	R	A	3
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	G rhiz	Subcosmop.	Vigneti, coltivazioni, sabbie umide fuggiti dalla coltivazione, banchine stradali e canali	C	A	2
Cyperaceae	<i>Eleocharis atropurpurea</i> (Retz.) C. Presl	T scap	Subtrop.	Sabbie stagionalmente inondate	R	A	2
Cyperaceae	<i>Eleocharis nebrodensis</i> Parl.	G rhiz	Endem.	Paludi	R	A	2
Cyperaceae	<i>Eleocharis ovata</i> (Roth) Roem. & Schult.	G rhiz	Circumbor.	Terreni stagionalmente inondate, risaie	RR	A	2
Cyperaceae	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	G rhiz	Subcosmop.	Paludi	C	A	2
Cyperaceae	<i>Juncellus laevigatus</i> (L.) C. B. Clarke subsp. <i>laevigatus</i>	G rhiz	Subcosmop.	Terreni bagnati e paludi salate	R	A	2
Cyperaceae	<i>Juncellus laevigatus</i> subsp. <i>distachyos</i> (All.) P. H. Davis	G rhiz	Subcosmop.	Terreni bagnati e paludi salate	NC	A	2
Cyperaceae	<i>Juncellus serotinus</i> (Rothb.) C. B. Clarke	G rhiz	Paleosubtrop.	Fossati, alvei, terreni fangosi	RR	A	1
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla subsp. <i>lacustris</i>	He	Subcosmop.	Fossi, paludi, acque correnti	C	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glauca</i> (Sm.) Luceno & Marin	He	Eurosib.	Argini di fiumi	R	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus litoralis</i> (Schrad.) Palla subsp. <i>litoralis</i>	He	Paleosubtrop.	Acque stagnanti salate, paludi sulla costa	C	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus mucronatus</i> (L.) Palla	He	Pantrop.	Fossi e acque stagnanti, risaie	NC	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus philippii</i> (Tineo) Pignatti	He	Endem. Sic.	Fossi e acque stagnanti, risaie	NC	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (C. C. Gmel.) Palla	He	Eurosib.	Fossi e paludi, soprattutto in acque salate e nelle aree interne	C	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus triquetra</i> (L.) Palla	He	Circumbor.	Fossi e paludi salate	R	A	2
Cyperaceae	<i>Schoenus nigricans</i> L.	H caesp	Subcosmop.	Prati salati, paludi costiere	R	A	1
Cyperaceae	<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják subsp. <i>holoschoenus</i>	G rhiz	Eurimedit.-Subatl.	Paludi, bordi stagno, anche in acque salate	C	A	1
Cyperaceae	<i>Scirpoides holoschoenus</i> subsp. <i>australis</i> (Murray) Soják	G rhiz	Eurimedit.	Fossi, paludi, rive anche in acque salate	C	A	1

Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarietà	Tipi ecol.	Ive
Cyperaceae	<i>Scirpoides romanus</i> (L.) Soják	G rhiz	Stenomedit.	Terreni bagnati tra dune e paludi: salate	NC	A	1
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i> L.	G rhiz	Eurasiat.	Stagni, rive e paludi	R	A	3
Juncaceae	<i>Juncus acutiflorus</i> Hoffm.	G rhiz	Europ.	Paludi acide	R	A	2
Juncaceae	<i>Juncus acutus</i> L.	H caesp	Eurimedit.	Terreni sabbiosi salati bagnati, argini, terreni argillosi	CC	A	2
Juncaceae	<i>Juncus ambiguus</i> Guss.	T caesp	Subcosmop.	Terreni salati bagnati	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus articulatus</i> L. subsp. <i>articulatus</i>	G rhiz	Circumbor.	Paludi, fossati e prati umidi in acque eutrofichee calcaree	C	A	2
Juncaceae	<i>Juncus bufonius</i> L.	T caesp	Cosmopol.	Terreno bagnato e salato	C	A	1
Juncaceae	<i>Juncus capitatus</i> Weigel	T scap	Eurimedit.-Subbat.	Terreno sabbioso umido, rive, argini.	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	G rhiz	Eurasiat.	Paludi e terreni umidi	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	H caesp	Eurosib.	Paludi e prati	R	A	2
Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	H caesp	Cosmopol.	Paludi, argini, e prati	C	A	2
Juncaceae	<i>Juncus fontanesii</i> J. Gay	G rhiz	Paleosubtrop.	Sabbie umide	C	A	1
Juncaceae	<i>Juncus gerardi</i> Loisel.	G rhiz	Circumbor.	Paludi salmastre sulla costa, raramente nell'interno	C	A	1
Juncaceae	<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	I rad	W-Medit.-Atl.	Paludi e terreni allagati	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus hybridus</i> Brot.	T caesp	Eurimedit.-Subbat.	Sabbie umide e terreni salati della costa	C	A	1
Juncaceae	<i>Juncus inflexus</i> L.	H caesp	Paleotemp.	Paludi, fossati e prati	C	A	2
Juncaceae	<i>Juncus littoralis</i> C. A. Mey.	H caesp	Eurimedit.-Turán.	Cavità bagnate salate nel retroduna	NC	A	2
Juncaceae	<i>Juncus maritimus</i> Lam.	G rhiz	Subcosmop.	Sabbie umide e terreni salati della costa	C	A	1
Juncaceae	<i>Juncus multibracteatus</i> Tineo	H caesp	W-Stenomedit.	Paludi salmastre	R	A	2
Juncaceae	<i>Juncus pygmaeus</i> Thuill.	T caesp	Eurimedit.-Subbat.	Sabbie umide	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus rigidus</i> Desf.	G rhiz	Subcosmop.	Sabbie umide e terreni salati della costa	RR	A	1
Juncaceae	<i>Juncus striatus</i> E. Mey.	G rhiz	W-Stenomedit.	Paludi, stagni e terreni fangosi	R	A	1
Juncaceae	<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank	G rhiz	Europ.-Caucas.	Paludi	NC	A	1
Juncaceae	<i>Juncus subulatus</i> Forssk.	G rhiz	S-Stenomedit.	Paludi salmastre sulla costa, raramente nell'interno	NC	A	1
Juncaceae	<i>Juncus tenaglia</i> L. f.	T caesp	Paleotemp.	Sabbie umide su suoli silicei	R	A	1
Juncaginaceae	<i>Triglochin bulbosa</i> subsp. <i>barrelieri</i> (Loisel.) Rouy	G bulb	Stenomedit.	Prati freschi e salati	C	A	2
Juncaginaceae	<i>Triglochin laxiflora</i> Guss.	G bulb	W-Stenomedit.	Paludi fresche e salate, e prati	NC	A	2
Lemnaceae	<i>Lemna gibba</i> L.	I nat	Subcosmop.	Acque stagnanti eutrofiche	C	D	1
Lemnaceae	<i>Lemna minor</i> L.	I nat	Subcosmop.	Acque stagnanti eutrofiche, risaie	R	D	1
Lemnaceae	<i>Lemna trisulca</i> L.	I nat	Cosmopol.	Corsi d'acqua e fossati	R	D	1
Lemnaceae	<i>Spirodota polyrrhiza</i> (L.) Schleiden	I nat	Subcosmop.	Acque stagnanti	R	D	1
Lemnaceae	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Wimm.	I nat	Paleosubtrop.	Acque oligotrofiche	R	D	1
Najadaceae	<i>Najas marina</i> L.	I rad	Cosmopol.	Fiumi, acque stagnanti o debolmente correnti	RR	C	0
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i> L. subsp. <i>stolonifera</i> var. <i>stolonifera</i>	H rept	Subendem.	Bordi di stagni, paludi, alvei, i terreni incolti	CC	A	1
Poaceae	<i>Arundo collina</i> Ten.	G rhiz	Stenomedit.	Pendi argillosi, alvei, argini	CC	A	1
Poaceae	<i>Arundo donax</i> L.	G rhiz	Subcosmop.	Coltivata per siepi o per usi agricoli, divenuta spontanea	CC	A	2
Poaceae	<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) P. Beauv. var. <i>aquatica</i>	G rhiz	Circumbor.	Fossi, sorgenti, paludi	NC	A	1
Poaceae	<i>Catabrosa aquatica</i> var. <i>ochroleuca</i> (Dumort.) Fiori	G rhiz	Circumbor.	Fossi, sorgenti, paludi	NC	A	1
Poaceae	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	I rad	Subcosmop.	Fossi e paludi	NC	A	2
Poaceae	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	I rad	Circumbor.	Fossati, paludi e argini	R	A	2

Famiglia	Taxa specifici ed infraspecifici	Forma biol.	Corotipo	Ecologia	Rarità	Tipi ecol.	Ive
Poaceae	<i>Glyceria notata</i> Chevall.	G rhiz	Subcosmop.	Fossi e paludi	C	A	1
Poaceae	<i>Glyceria spicata</i> (Biv.) Guss.	I rad	Subcosmop.	Fossi e paludi	C	A	1
Poaceae	<i>Phalaris truncata</i> Bertol.	H caesp	S-Eurimedit.	Incolti argillosi bagnati	CC	A	2
Poaceae	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud subsp. <i>australis</i>	G rhiz	Subcosmop.	Paludi, argini, e terreni umidi e salati	CC	A	2
Poaceae	<i>Phragmites australis</i> subsp. <i>chrysanthus</i> (Mabille) Soják	G rhiz	Subcosmop.	Paludi, argini, e terreni umidi e salati	R	A	2
Poaceae	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort. subsp. <i>arundinaceus</i>	H caesp	Paleotemp.	Prati, argini erbosi, boschi, costieri.	C	A	1
Poaceae	<i>Schedonorus arundinaceus</i> subsp. <i>fenas</i> (Lag.) H. Scholz	H caesp	Eurimedit.	Paludi salmastre sulla costa, terreni argillosi in aree interne	C	A	1
Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	G rhiz	Termocosmop.	Campi arati, incolti umidi	CC	A	1
Poaceae	<i>Spartina versicolor</i> Fabre	G rhiz	Euroamer.(Anfiatl.)	Terreni sabbiosi umidi, dune, lagune salate	R	A	2
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms-Laub.	I nat	Neotropic.	Sub-spontaneo in stagni	R	D	3
Potamogetonaceae	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr	I rad	Eurosib.	Acque stagnanti o debolmente correnti	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton xizaii</i> Roth	I rad	Euroamer.(Anfiatl.)	Acque stagnanti oligotrofiche o mesotrofiche	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton coloratus</i> Hornem.	I rad	Subtrop.	Acque oligotrofiche stagnanti o debolmente correnti	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton crispus</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque meso-eutrofiche correnti o stagnanti	NC	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	I rad	Subcosmop.	Stagni	RR	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton gramineus</i> L.	I rad	Euroamer.(Anfiatl.)	Acque stagnanti oligotrofiche o mesotrofiche	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton lucens</i> L.	I rad	Circumbor.	Acque mesotrofe debolmente correnti	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton natans</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque mesotrofe stagnanti	C	C	2
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	I rad	Subcosmop.	Acque mesotrofe debolmente correnti	R	C	2
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	I rad	Subcosmop.	Stagni, fossati, canali, in acque limpide o salata	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	I rad	Subcosmop.	Acque stagnanti mesotrofe o eutrofiche	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr.	I rad	Paleotemp.	Stagni oligotrofici	R	C	2
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton pusillus</i> L.	I rad	Subcosmop.	Fossati, canali, stagni, in acque limpide mesotrofe	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton subflavus</i> Loret & Barrandon	I rad	W-Stenomedit.	Acque stagnanti	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton trichoides</i> Cham. & Schltel.	I rad	Eurimedit.-Subatl.	Stagni mesotrofi, fossi puliti	R	C	1
Potamogetonaceae	<i>Ruppia cirrhosa</i> (Petagna) Grande	I rad	Cosmopol.	Paludi salmastre, lagune	C	C	0
Potamogetonaceae	<i>Ruppia drepanensis</i> Guss.	I rad	Europ.	Paludi salmastre, lagune	R	C	0
Potamogetonaceae	<i>Ruppia maritima</i> L.	I rad	Cosmopol.	Paludi salmastre, lagune 1-5 dm di profondità	R	C	0
Sparganiaceae	<i>Sparganium emersum</i> Rchmann	I rad	Eurasiat.	Sponde di acque stagnanti	RR	A	2
Sparganiaceae	<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>erectum</i>	I rad	Eurasiat.	Fossati e stagni	R	A	2
Sparganiaceae	<i>Sparganium erectum</i> subsp. <i>neglectum</i> (Beeby) K. Richt.	I rad	Eurasiat.	Fossati e stagni	R	A	2
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L.	G rhiz	Circumbor.	Paludi, stagni e fossati	CC	A	3
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	G rhiz	Circumbor.	Paludi, stagni e fossati	NC	A	3
Typhaceae	<i>Typha latifolia</i> L.	G rhiz	Cosmopol.	Paludi, stagni e fossati	C	A	2
Zannichelliaceae	<i>Athenia filiformis</i> Peit	I rad	W-Stenomedit.	Stagni salati	RR	C	0
Zannichelliaceae	<i>Zannichellia obtusifolia</i> Talavera, García Mur. & H. Smit	I rad	W-Medit.	Acque stagnanti o debolmente correnti	R	C	0
Zannichelliaceae	<i>Zannichellia palustris</i> L. subsp. <i>palustris</i>	I rad	Cosmopol.	Acque stagnanti o debolmente correnti	C	C	0
Zannichelliaceae	<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>polycarpa</i> (Nolte) K. Richt.	I rad	Cosmopol.	Acque stagnanti o debolmente correnti	R	C	0
Zannichelliaceae	<i>Zannichellia pedunculata</i> Rehb.	I rad	Cosmopol.	Acque stagnanti o debolmente correnti	R	C	0

Le forme biologiche e sottoforme prevalenti (Tab. 2) sono le idrofite radicanti (61), le geofite rizomatose (48), le emicriptofite cespitose (20) seguite dalle emicriptofite scapose (16). Le elofite sono presenti con 14 *taxa*.

Forma biologica	N° taxa	Incidenz. (%)
I rad	61	31,8%
G rhiz	48	25,0%
H caesp	20	10,4%
H scap	16	8,3%
He	14	7,3%
T scap	11	5,7%
I nat	10	5,2%
T caesp	8	4,2%
G bulb	2	1,0%
H rept	1	0,5%
T rept	1	0,5%
Totale	192	100,0%

Tabella 2: Incidenza delle forme e sottoforme biologiche.

Dal punto di vista corologico prevale il contingente cosmopolita e ad ampia distribuzione geografica (Tab. 3) che incide per il 30% sul totale dei *taxa* esaminati. Discreto è l'apporto del contingente mediterraneo (23%) mentre i contingenti Eurasiatico, Circumboreale e Tropicale si attestano rispettivamente all'8%. Basso è il peso del corotipo Paleotemperato (6%). Molto esiguo è l'apporto del contingente Endemico e Sub-Endemico pari al 3 %.

Corotipo	N° taxa	Incidenz. (%)
Cosmopol.	58	30%
Eurimedit.	27	14%
Europ.	22	12%
Stenomedit.	18	9%
Eurasiat.	16	8%
Circumbor.	15	8%
Tropic. Subtrop. Ecc.	15	8%
Paleotemp.	12	6%
Endem. Subendem.	6	3%
Atl. e Subatlant.	3	2%
Totale	192	100%

Tabella 3: Incidenza dei corotipi.

Circa la metà dei *taxa* riportati in tabella 1 appartiene alla classe R (42,71%), ovvero alle entità rare in ambito regionale e circoscritte in peculiari habitat (Tab. 4). I *taxa* frequenti nel contesto siciliano ed appartenenti alle classi C, CC ed NC, incidono per il 42,71%, esattamente quanto la pari alla classe R. Significativo è l'apporto delle entità molto rare (RR) pari a 28 unità e incidenti per il 14,58%.

Rarità	N° taxa	Incidenza (%)
C	45	23,44%
CC	13	6,77%
NC	24	12,50%
R	82	42,71%
RR	28	14,58%
Totale	192	100,00%

Tabella 4: Incidenza delle classi di rarità.

Dal punto di vista ecologico prevalgono le macrofite radicate emergenti (Tab. 5), pari a 134 unità e con un peso del 69,8%. Discreto è il ruolo delle macrofite radicate sommerse pari a 32 taxa, incidenti per il 16,7%. Seguono le macrofite radicate flottanti (8,3%) e le non radicate flottanti (5,2%).

Tipi ecologici	N° taxa	Incidenza (%)
A: macrofite radicate emergenti	134	69,8%
B: macrofite radicate flottanti	16	8,3%
C: macrofite radicate sommerse	32	16,7%
D: macrofite non radicate flottanti	10	5,2%
Totale	192	100,00%

Tabella 5: Incidenza dei tipi ecologici.

L'elaborazione dell'Indice di valenza estetica (*Ive*) mette in evidenza un elevato numero di taxa con basso valore estetico, pari al 41,7% (Tab. 6). Soltanto 25 taxa, pari al 13% del totale, possiedono un elevato valore estetico.

Indice di valenza estetica	N° taxa	Incidenza (%)
0 - valore estetico nullo	11	5,7%
1 - Basso valore estetico	80	41,7%
2 - Medio valore estetico	76	39,6%
3 - Elevato valore estetico	25	13,0%
Totale	192	100,00%

Tabella 6: Incidenza dell'Indice di valenza estetica.

3.4 Discussione

L'elaborazione del prospetto riportato in tabella 1 ha permesso di evidenziare il contingente della flora vascolare nativa della Sicilia, di potenziale impiego negli interventi di fitodepurazione; esso comprende 192 taxa. L'elaborato si presta per essere utilizzato come

base di lavoro nell'ambito dei progetti di trattamento delle acque reflue attraverso tecniche di *phytoremediation* e degli interventi volti al miglioramento delle condizioni dei sistemi fluviali, lacustri e palustri, specialmente nell'ambito delle aree protette siciliane e laddove si ravvede la necessità di un'azione di miglioramento dei sistemi acquatici connessi ai corpi idrici. L'elaborazione dei dati inerenti alle forme e sottoforme biologiche ed ai corotipi evidenzia un elevato peso delle specie cosmopolite ed un modesto contributo del contingente endemico. Quest'ultimo, molto più basso di quello riferito all'intera flora siciliana, prossimo al 15% (Raimondo & al., 2010) e all'intera Regione mediterranea (10-20%) (Quézel, 1985), è rappresentativo soprattutto di sistemi acquatici montani dei Monti Sicani, Madonie e Nebrodi. Tali sistemi, negli ultimi decenni, hanno subito una forte contrazione a causa della captazione incontrollata delle sorgenti, che spesso non ha tenuto in debito conto del deflusso minimo vitale utile al mantenimento degli habitat acquatici. La presenza di un forte contingente di *taxa* ad ampia distribuzione geografica viene giustificata dal fatto che negli ambienti umidi siciliani, per la disponibilità di acqua per lunghi periodi dell'anno o per l'intero anno, trovano favorevoli condizioni di vita anche specie a più ampia valenza ecologica.

La rarità dei *taxa* esaminati, non direttamente connessa ai contingenti corologici, evidenzia in controtendenza a quest'ultimo aspetto, una forte presenza di entità rare per il territorio siciliano pari a circa il 50 %.

In riferimento ai tipi ecologici, nelle macrofite siciliane prevalgono le radicate emergenti, con il 70%, in considerazione della netta prevalenza di *taxa* tipici della zona sopra- litorale, comprendente anche entità con esigenze ecologiche non prettamente acquatiche, interessate da sommersione stagionale e/o temporanea. Limitato è l'apporto delle macrofite radicate flottanti e non radicate flottanti a causa dell'assenza nella flora nativa siciliana di *taxa* dei generi *Nymphaea*, *Nhupar*, *Eichhornia*, *Hydrocaris*.

L'elaborazione dell'Indice di valenza estetica (*Ive*) ha permesso di caratterizzare le macrofite acquatiche tenendo conto dell'impiego degli impianti di fitodepurazione in contesti architettonici e paesaggistici di pregio. Tale indice, avendo valore sintetico e adimensionale, si presta ad essere utilizzato per ulteriori elaborazioni che possono prendere in considerazione il valore fitodepurativo complessivo.

Il prospetto presentato in tabella 1, pone in evidenza *taxa* finora poco utilizzati in fitodepurazione, stimolando ulteriori attività di sperimentazione volte all'impiego di entità in equilibrio con i sistemi naturali di riferimento, dove essi sono talvolta poco rappresentati. In tal modo gli impianti di fitodepurazione, oltre alla funzione principale, possono contribuire notevolmente anche alla conservazione *ex situ* della biodiversità degli ambienti umidi.

4. LA FITODEPURAZIONE APPLICATA AI REFLUI INDUSTRIALI

Il presente paragrafo illustra dapprima i risultati dell'indagine bibliografica sulla diffusione delle tecniche di fitodepurazione in settori civili ed industriali; successivamente viene presentato il lavoro sperimentale effettuato dallo scrivente nell'ambito di un progetto di ricerca inerente il trattamento di reflui ad elevata salinità condotto dall'Università Kore di Enna in partenariato con altri enti di ricerca e società sia private che pubbliche. La parte sperimentale ha preso in considerazione un problema ambientale di notevole interesse, inerente l'applicazione della fitodepurazione in ambito industriale; in particolare ai reflui industriali derivanti dalla filiera per la movimentazione di idrocarburi in mare.

L'applicazione di sistemi naturali costruiti (*Constructed Wetlands*) per il trattamento delle acque reflue rappresenta ormai una scelta ampiamente diffusa nella maggior parte del mondo. In Italia tale tipologia impiantistica costituisce una soluzione ideale per soddisfare l'esigenza, da un lato, di garantire una maggiore copertura del servizio depurativo, dall'altro di adeguare gli impianti esistenti per il raggiungimento dei nuovi obiettivi attraverso sistemi che non comportino oneri di investimento e di gestione elevati. In questa prospettiva, i sistemi di depurazione naturale, sia per il trattamento secondario che terziario (finissaggio) dei reflui, rappresentano delle valide soluzioni impiantistiche capaci di ottime rese depurative (soprattutto per parametri quali COD, BOD₅, solidi sospesi e Azoto), con impatto ambientale e consumo energetico nettamente ridotti rispetto ad altri sistemi depurativi.

I sistemi di depurazione naturali delle acque reflue possono essere applicati a tipologie di reflui molto differenziati tra loro, come indicato nella tabella seguente, sia come trattamenti secondari che terziari (post-trattamenti).

Scarichi puntuali	<ul style="list-style-type: none"> • Scarichi domestici e urbani • Scarichi attività turistiche • Scarichi industriali • Scarichi aziende zootecniche • Scarichi vitivinicoli • Percolati di discarica
Inquinamento diffuso	<ul style="list-style-type: none"> • Acqua di prima pioggia • Scolmatori di reti miste • Acque di dilavamento di suolo agricolo • Acqua di dilavamento di strade e autostrade
Altro	<ul style="list-style-type: none"> • Disidratazione fanghi • Aumento della capacità autodepurativa dei corsi d'acqua • Bioremediation di terreni contaminati

Tabella 7: Campi di applicazione dei sistemi di fitodepurazione.

I trattamenti terziari sono generalmente applicati a reflui, precedentemente depurati con impianti di tipo chimico-fisico e/o impianti ad ossidazione (impianti a fanghi attivi, impianti a biodischi, etc.), le cui caratteristiche non soddisfano i limiti imposti dalla normativa italiana ed europea. Infatti, i loro principali obiettivi sono:

- abbattimento dell'Azoto;
- abbattimento di sostanze organiche che hanno tempi di biodegradabilità lenti e necessitano quindi di tempi di ritenzione più lunghi;
- abbattimento del Fosforo;
- abbattimento di metalli pesanti;
- abbattimento sostanze pericolose;
- assicurare un'azione di tampone a eventuali malfunzionamenti degli impianti tecnologici;
- affinare la qualità microbiologica e chimica dei reflui.



Figura 9: sistema di post-trattamento del depuratore di Jesi (60.000 Abitanti Equivalenti).

4.1.1 Indagine bibliografica sull'impiego della fitodepurazione in campo industriale

Il ricorso ai sistemi di fitodepurazione per il trattamento dei reflui di origine industriale o agricola è ben documentato a livello internazionale. Numerose sono le applicazioni della depurazione naturale presenti all'estero (in Europa, ma soprattutto negli Stati Uniti e in Australia) e validissimi sono i risultati sotto il profilo sia dell'efficienza di depurazione, sia della funzionalità e economicità di realizzazione e gestione, sia, infine, dell'inserimento ambientale.

Le esperienze applicative Italiane sulle acque industriali, sono prevalentemente focalizzate nel settore delle trasformazioni agroalimentari (aziende vitivinicole, caseifici, stalle di mungitura, aziende zootecniche, etc.) o nel trattamento terziario finalizzato alla rimozione di alcuni inquinanti di lenta degradazione, come tensioattivi (lavaggi auto, industria tessile), coloranti (industria tessile) e organici persistenti (l'impianto di Fusina, collocato nel polo chimico di Porto Marghera).

I reflui provenienti da attività agroalimentari sono caratterizzati da un alto carico organico e da notevoli oscillazioni dei carichi idraulici prodotti e, quindi, difficilmente trattabili in sistemi di tipo biologico tradizionale, che richiedono invece condizioni di funzionamento abbastanza regolari nel tempo; inoltre, in ragione degli alti carichi, si ha un notevole dispendio energetico ed una consistente produzione di fanghi, che vanno ad incrementare, in modo considerevole, il costo di gestione dell'impianto. A ciò si deve

aggiungere il fatto che impianti di tipo tecnologico, in genere, richiedono operazioni gestionali che devono essere necessariamente a carico di tecnici specializzati. La fitodepurazione può essere, quindi, una valida alternativa in quanto caratterizzata da bassi costi di manutenzione ed energetici, a fronte di un'ottima efficienza depurativa.

In Italia Mantovani (2001), del "Centro Ricerche Produzioni Animali" di Reggio Emilia, ha pubblicato i risultati ottenuti su un sistema HF, che tratta le acque di lavaggio di una stalla di mungitura miste a scarichi civili e che ha ottenuto, nel primo anno di monitoraggio, rimozioni del carico organico superiori al 92% per il COD e del 93% del BOD₅ e superiori al 91% per i solidi sospesi.

Per quanto riguarda le aziende vitivinicole, sono stati pubblicati i risultati di alcune ricerche effettuate su impianti di fitodepurazione situati in Toscana, in cui si ottiene una rimozione percentuale del carico organico molto elevata con tempi di ritenzione di 3-4 giorni: COD 87-98%, BOD₅ 92-98%. Negli stessi impianti si sono ottenute le seguenti rimozioni medie totali (in quanto due impianti sono configurati come sistemi ibridi): Solidi Sospesi 70-90%, Azoto totale 50-90%, Fosforo Totale 20- 60% (Masi et al., 2002). Analoghi risultati si sono ottenuti nel trattamento degli scarichi prodotti da industrie casearie (Pucci et al., 2000; Tanner, 1992).

Per quanto riguarda il percolato prodotto dalle discariche di rifiuti solidi, gli approcci tradizionali, come ad esempio l'adozione di impianti di trattamento ad alta tecnologia posti direttamente sul luogo di raccolta del percolato o, molto più comunemente, il trasporto dello stesso a depuratori centralizzati, si sono dimostrati di difficile gestione, a causa degli elevati costi sia per il trattamento che per la manutenzione, e fonti di numerosi problemi (l'immissione di questi in testa agli impianti di trattamento di acque reflue crea normalmente gravi disturbi ai delicati processi biologici che costituiscono il "motore" della depurazione stessa).

La fitodepurazione possiede caratteristiche estremamente positive anche per il trattamento dei percolati, come ad esempio:

1. la grande efficacia nell'abbattimento del carico organico (compresi gli organici recalcitranti alla degradazione), in virtù delle numerose specie microbiche normalmente presenti in questi sistemi;
2. la buona rimozione dei metalli pesanti (esistono numerose applicazioni della fitodepurazione sulle acque di lavorazione delle miniere);
3. le grandi capacità di nitrificazione-denitrificazione con conseguente abbattimento

delle elevate concentrazioni di ione ammonio.

Un ulteriore, ma non trascurabile, vantaggio consiste nella grande elasticità ad adattarsi a variazioni significative di carico idraulico e inquinante in ingresso. L'utilizzo di queste biotecnologie, a basso impatto ambientale, con bassi costi di realizzazione e gestionali e buone rese di trattamento, sta prendendo sempre più campo a livello internazionale (Mulamootil et al., 1999; Bulc et al., 2003; Staubitz et al., 1989; Surface et al., 1993; Trautmann, 1989 ed altri).

Il problema dell'inquinamento "diffuso urbano" è ormai ampiamente riconosciuto sia a livello nazionale che internazionale: le reti fognarie miste sono, infatti, progettate per collettare una determinata quantità di reflui in tempo secco, che viene però ecceduta in caso di pioggia quando ricevono anche le acque meteoriche. Una volta superata tale portata massima, entrano in azione numerosi scolmatori di piena, che scaricano tal quali i reflui in eccesso direttamente nei corpi idrici recettori; spesso poi gli scaricatori di piena, nei casi di forte criticità delle condotte fognarie miste, entrano in funzione non solo in occasione di eventi meteorici, ma anche in periodi di tempo secco in coincidenza con le punte idrauliche concentrate in particolari momenti della giornata; le acque scolmate hanno, quindi, caratteristiche del tutto simili ai reflui fognari e convogliano nel reticolo idrografico alte concentrazioni di inquinanti biologici e microbiologici.

Le applicazioni della fitodepurazione per il trattamento delle acque di prima pioggia, derivanti dal dilavamento di superfici impermeabilizzate caratterizzate da presenza di idrocarburi e metalli pesanti (aree urbane, piazzali di zone industriali, autostrade, aeroporti, etc.), sono ormai numerose su scala internazionale e spesso indicate come "Best Management Practices" nella riduzione dell'inquinamento diffuso (NSW, 1998; Shutes et al., 1997 e 1999; EPA, 1999).

Le esperienze con reflui industriali sono diversificate in tutto il mondo sia, come illustrato precedentemente, per la tipologia di refluo trattato che per la tipologia di impianto adottata. Ad esempio "l'ingegnerizzazione" dei sistemi FWS per il trattamento delle acque reflue ha visto le sue prime applicazioni in Nord America alla fine degli anni 60, primi anni 70; oggi i sistemi a flusso libero superficiale con vegetazione emergente sono usati in tutto il mondo. Il loro uso principale è il trattamento secondario e terziario di scarichi urbani e domestici, ma il trattamento di acque reflue di origine agricola e industriale sta divenendo sempre più importante. In Europa e in Nord America ad esempio l'uso di sistemi FWS per il trattamento del percolato di discarica e delle acque di dilavamento è una soluzione comune (Vymazal, 2008).

Tipo di acque reflue	Luogo	Riferimenti
Civili/domestici	In tutto il mondo	Kadleck and Knight (1996), Vymazal et al. (1998)
Agricolo	USA	McCuskey and hannah (1997)
Suini	USA	Reaves and DuBowoy (1997)
Caseifici	Canada	Hermans and Pries (1997)
Deflusso delle acque piovane		
Mucche al pascolo	New Zeland	Tanner et al (2005b)
Campi di canna da zucchero	Zambia	Musiwa et al. (2002)
Aree residenziali	Australia	Bavor et al (2001)
Dilavamento di strade	REGNO UNITO	Pontier et al. (2004)
Sbrinamento aeroporti	Sweden	Thorén et al. (2004)
Drenaggi di miniera		
Cumuli di materiali di risulta	REGNO UNITO	Batty et al. (2005)
Miniera di carbone	USA	Brodie et al. (1998)
	Spagna	De Matos and Gama (2004)
Miniera di uranio	Australia	Overall and Parry (2004)
Miniera di rame	Canada	Sobolewski (1996)
Miniera d'oro	Canada	Bishay and Kadleck (2005)
Industriali		
Raffinerie	Cina	Dango and Lin (1994)
	USA	Gillepsie et al (2000)
Cellulosa e Carta	USA	Hatano et al. (1993)
	Cina	Xianfa et Chuncai (1994)
Macello	Canada	Goulet et Sérodes (2000)
Apparecchiature	Argentina	Hadad et al. (2006)
Acquacultura di gamberi	USA	Tiley et al. (2002)
Zuccherificio	Kenya	Tonderski et al. (2005)
Trasformazione dei cibi	Grecia	Kapellakis et al. (2004)
Esplosivi	USA	Best et al. (2000)
Percolato di rifiuti vegetali	Canada	Masbaugh et al. (2005)
Percolati di discarica	Svezia	Benyamine et al. (2004)
	Norvegia	Mæhlum (1994)
	USA	Martin et al. (1993)

Tabella 8: Esempi di utilizzo di sistemi FWS con macrofite emergenti per vari tipi di acque reflue (Vymazal, 2008).

Per quanto riguarda invece i sistemi a flusso subsuperficiali orizzontali (SFS-h) le loro applicazioni sono iniziate in Germania basate sulle ricerche di Seidel nel 1960 (esempi: Seidel, 1961, 1965 a,b 1966) e di Kickuth negli anni 70 (esempi: Kickuth, 1977, 1978, 1981). Attualmente i sistemi HF rappresentano probabilmente la tipologia più diffusa di fitodepurazione al mondo (Vymazal and Kröpfelová, 2008). Sono comunemente e

frequentemente usati per trattare reflui domestici in loco, piccoli centri abitati ma anche acqua reflue agricole e industriali (Vymazal, 2008). La tabella seguente riassume le esperienze attuate emerse dalla ricerca bibliografica;

Tipo di acque reflue	Luogo	Riferimenti
Civili/domestici	Tutto il mondo	Kadleck and Knight (1996), Vymazal et al. (1998), Kadleck et al. (2000)
Scolmatori fognari	Regno Unito	Cooper et al. (2002)
Alchilbenzene solfonato	India	Billore et al. (2000)
	Italia	Del Bubba et al. (2000)
Farmaceutici	Spagna	Matamaros et al. (2005)
Industriali		
Petrochimici	USA	Wallace (2002a)
	Cina	Ji et al. (2002)
Chimici	Regno Unito	Sands et al. (2000)
	Portogallo	Dias et al. (2006)
Cellulosa e Carta	USA	Thut (1993)
	Kenya	Abira et al. (2005)
Concerie	Portogallo	Calheiros et al. (2003)
	Turchia	Kükük et al. (2003)
Tessile	Slovenia	Bule et al. (2006)
	Australia	Davies et Cottingham (1992)
Mattatoi	Messico	Poggi-Veraldo et al. (2002)
	Equador	Lavigne et Jankiewicz (2003)
Lavorazione dei cibi	Slovenia	Vrhovsek et al. (1996)
	USA	Wallace (2002b)
	Francia	Khalil et al. (2005)
	Italia	Mantovani et al. (2007)
	Lituania	Gasiunas et al. (2005)
Distillerie e cantine	India	Billore et al. (2001)
	Italia	Masi et al. (2002)
	Sud Africa	Sheridan et al. (2006)
Pirolisi di lignite	Germania	Wiesser et al. (1999)
Acque di miniera	Germania	Gerth et al. (2005)
	USA	Pantano et al. (2000)
Lavanderie	Australia	Davison et al. (2005, 2006)
Agricole		
Allevamenti di maiali	Australia	Finlayson et al. (1987, 1990)
	Cina	Wang et al. (1994)
	Regno Unito	Gray et al. (1990)
	Tailandia	Kantawanichkul and Somprasert (2005)
	Lituania	Strusevičius and Strusevičiène
	Taiwan	Lee et al. (2004)

Itticolture	USA	Zachritza and Jacquez (1993)
	Canada	Comeau et al. (2001)
	Germania	Schultz et al (2003)
	Italia	Mantovani et al. (2002, 2003)
Caseifici	Germania	Kern et Brettar (2002)
	USA	Hill et al. (2003)
	Nuova Zelanda	Tanner (1992)
	Danimarca	Schierup et al. (1990)
Acqua di dilavamento		
Autostrade	Regno Unito	Shutes et al (2001), Revitt et al. (2004)
	Italia	Bresciani et al. (2007)
Aeroporti	Regno Unito	Worral et al. (2002)
	USA	Karrh et al. (2002)
	Svizzera	Röthlisberger (1996)
	Canada	Higgins et Dachaine (2006)
Serre e vivai	Canada	Prystay et Lo (1996)
	Australia	Headley et al. (2001)
	Francia	Merlin et al. (2002)
Agricole	Cina	Zhou et al. (2004)
Urbane	Australia	Geary et al. (2006)
Percolati di discarica	Canada	Birkbeck et al. (1990)
	Norvegia	Mæhlum (1999)
	Slovenia	Bulc (2006)
	Regno Unito	Robinson et al. (1999)
	Polonia	Obarska-Pempkowiak et al. (2005)

Tabella 9: Esempi di utilizzo di sistemi HF per vari tipi di acque reflue (Vymazal, 2008).

I sistemi a flusso sommerso verticale (VF) sono stati invece originariamente progettati da Seidel (1965) come unità di pretrattamento a monte di sistemi a flusso orizzontale. Le loro caratteristiche, in particolar modo la buona capacità di trasferire ossigeno al liquame e la nitrificazione (Vymazal, 2008), fanno di questi sistemi la soluzione ideale per trattamenti di depurazione naturale combinati o ibridi. La loro applicazione è molto diffusa soprattutto per piccole fonti d'inquinamento in svariati Paesi (Austria, Danimarca, Francia, Germania e Regno Unito) ma in generali si trovano esempi della loro applicazione sparsi in tutto il mondo anche a reflui di origine industriale.

Tipo di acque reflue	Luogo	Riferimenti
Civili/domestici	In tutto il mondo	Cooper et al. (1996), Vymazal et al. (1998), Kadleck et al. (2000)
Organici speciali	Germania	Machete et al. (1997)
	Francia	Cottin et Merlin (2006)
	Portogallo	Novais and Martins-Dias (2003)
Percolati		
Discarica	Australia	Headly et al. (2004)
Compostaggio	Germania	Lindenblatt (2005)
Erbicidi	Regno Unito	McKinlay et Kasperek (1999)
Dilavamento di aeroporti	Canada	McGill et al. (2000)
Caseifici	Olanda	Veenstra (1998)
Mattatoi	Canada	AQUA TT
Raffinerie	Pakistan	Aslam et al. (2007)

Tabella 10: Esempi di utilizzo di sistemi VF per vari tipi di acque reflue (Vymazal, 2008).

Come già illustrato in precedenza molte tecniche di fitodepurazione sono fra loro abbinabili per realizzare sistemi combinati o ibridi e poter sfruttare al meglio le caratteristiche di ciascun sistema ottenendo così maggiori efficienze depurative. I sistemi ibridi vedono con maggior frequenza la combinazione in stadi dei sistemi a flusso sommerso VF e HF. Molte di questa applicazioni sono derivate dall'originale sistema ibrido pensato e sviluppato da Seidel al Max Planck Institute Process (MPIP) (Seidel, 1965b, 1976). Molte altre esperienze sono state sviluppate in diversi Paesi e oggi con gli stringenti parametri normativi sull'azoto tali sistemi, per le loro potenzialità, stanno concentrando su di loro molte attenzioni e aspettative.

Allo stadio attuale di sviluppo della tecnologia della depurazione naturale, è evidente che una vasta gamma di applicazioni industriali già esistono, e che queste applicazioni continueranno ad espandersi vista la crescita esponenziale della depurazione naturale in tutto il mondo (Kadlec and Wallace, 2009). Un cambiamento normativo e l'evidenze sperimentali dei dati a dimostrazione dell'efficacia dei sistema di trattamento naturali, sono ulteriori incentivi ad uno sviluppo delle applicazioni della fitodepurazione per il trattamento dei reflui industriali. Con l'aumento dell'esperienze e delle applicazioni su reflui industriali, crescerà l'esigenza di sviluppare metodi e soluzioni che possano affrontare miscele di inquinanti sempre più complesse a condizione di avere processi controllati e compatibilmente con la disponibilità degli spazi, l'evoluzione dei sistemi di fitodepurazione sarà ancora più rapida (S.D. Wallace, 2010).

4.1.2 Trasporto di idrocarburi e reflui portuali

Come delineato nel precedente paragrafo l'applicazione della fitodepurazione a reflui industriali é a livello mondiale un frontiera della ricerca e si contano numerose esperienze di successo in tutto il mondo che coinvolgono differenti tipologie di impianti, applicati a reflui con caratteristiche molto variabili a seconda dei processi produttivi coinvolti. Proprio in ambito industriale assume sempre maggior rilevanza ambientale la problematica inerente la movimentazione di prodotti petroliferi e la produzioni di reflui connesse.

É il caso soprattutto del sistema di trasporto marittimo di greggio attraverso l'ausilio di navi cisterna che ospitano nei propri serbatoi milioni di litri di sostanze altamente inquinanti. Tali navi una volta , movimentato i carichi di idrocarburi effettuano cicli di lavaggio e pulizia delle cisterne producendo acque reflui contenenti solventi, metalli, idrocarburi e spesso caratterizzata da elevata salinità. Tali reflui non possono essere riversati in mare.

Il trattamento depurativo delle acque di zavorra e di sentina è stato reso obbligatorio dalla “Convenzione Internazionale per la Prevenzione dell'inquinamento causato dalle navi” “MARPOL 73/78” è l'accordo internazionale principale in materia di prevenzione dell'inquinamento dell'ambiente marino causato dalle navi nelle operazioni di routine o per cause accidentali.

MARPOL acronimo di MARine POLLution racchiude due trattati internazionali del 1973 e del 1978. Il primo è stato adottato il 2 novembre 1973 in sede IMO (International Maritime Organization). Il protocollo del 1978 invece è stato adottato in risposta ad una ondata di incidenti di petroliere nel 1976-1977, a tale data il primo protocollo non era ancora entrato in vigore il che ha permesso di assorbire in un unico trattato sia la convenzione genitrice che la nuova del 1978. Lo strumento combinato è entrato in vigore il 2 ottobre 1983; al 31 dicembre 2001, 161 paesi, che rappresentano il 98% del tonnellaggio mondiale, avevano aderito. In Italia tale norma è stata ratificata dalle leggi 462/80 e 438/82.

Tutte le navi battenti bandiera dei paesi firmatari della convenzione MARPOL e costruite successivamente alla sua entrata in vigore, sono soggette alle relative prescrizioni, a prescindere dal luogo in cui navigano ed i singoli paesi membri sono responsabili per le navi iscritte nei propri porti. La convenzione prevede norme volte a prevenire e ridurre al minimo l'inquinamento prodotto dalle navi, sia dovuto a cause accidentali che alle operazioni di routine. Il suo obiettivo dichiarato è quello di preservare l'ambiente marino attraverso la completa eliminazione dell' inquinamento da idrocarburi e da altre sostanze nocive e la riduzione al minimo degli sversamenti accidentali di tali sostanze. Gli “strumenti” di cui la convenzione si è dotata sono 20 articoli e 6 allegati, ognuno dei quali specifico per la

prevenzione delle diverse forme di inquinamento marino provocato dalle navi:

- Allegato I - Norme per l'inquinamento da oli minerali;
- Allegato II - Norme per la prevenzione dell'inquinamento da sostanze liquide nocive trasportate alla rinfusa;
- Allegato III - Norme per la prevenzione dell'inquinamento da sostanze inquinanti trasportate per mare imballaggi;
- Allegato IV - Norme per la prevenzione dell'inquinamento da liquami scaricati dalle navi;
- Allegato V - Norme per la prevenzione dell'inquinamento da rifiuti solidi scaricati dalle navi;
- Allegato VI - Norme per la prevenzione dell'inquinamento atmosferico da SO_x e da NO_x da scarichi dei motori marini.
- Uno Stato che aderisce alla convenzione Marpol accetta le norme degli allegati I e II; le norme di cui agli allegati III, IV, V, VI sono invece facoltative.

In particolar modo risultano di particolare interesse nell'”Allegato I” la Regola 10 “Metodi per la prevenzione dall'inquinamento da olio minerale da parte di navi che operano in aree speciali” che, definite tali aree tra cui Mediterraneo, Baltico, Mar Nero, Mar Rosso, etc, stabilisce che in queste non è possibile scaricare in mare alcun residuo oleoso, con l'unica eccezione delle acque di sentina del locale macchine, a condizione che le stesse siano sottoposte ad opportuni trattamenti di controllo e finissaggio. La Regola 12 “Stazioni di ricezione” obbliga invece, presso i terminal di carico degli oli minerali e presso i cantieri di riparazione delle navi, la presenza di stazioni di ricezione dei residui e delle miscele oleose. La conseguenza della combinazione di queste due regole di fatto impone che presso i numerosi siti delle raffinerie ci sia la possibilità di scaricare le acque oleose come quelle di zavorra o di sentina che poi dovranno essere avviate sulla terra ferma a opportuni trattamenti di recupero e depurazione prima dello scarico. Pertanto molti porti in aree industriali nelle vicinanze di industrie petrolchimiche hanno implementato filiere depurative ingegnerizzate con sistemi di trattamento primarie secondari con l'ausilio di tecniche di deflusso e di rimozioni con solventi sempre più efficienti. Il trattamento fitodepurativo potrebbe rappresentare un ausilio alle tecniche convenzionale che se non sostituendole potrebbe svolgere un ruolo nel finissaggio dei reflui prodotti prima dello scarico.

La verifica di applicabilità della fitodepurazione in tali ambiti presuppone il superamento di alcune limitazioni che potrebbero inibire lo svolgimento dei processi di rimozione e

degradazione degli inquinanti: infatti le acque di sentina e di zavorra sono normalmente caratterizzate da concentrazioni significative di idrocarburi e oli minerali e, a seconda della loro origine, da una salinità che può essere prossima a quella marina

4.1.3 Fattori determinanti per la scelta della tipologia di depurazione naturale

L'applicazione della fitodepurazione in tale ambito è pensata come trattamento secondario e/o terziario per la depurazione delle acque di sentina, di zavorra e dei reflui derivanti dalle operazioni di *sediment washing*. Tali reflui hanno caratteristiche eterogenee fra loro, variabili nel tempo e a seconda dei processi utilizzati.

Nel seguente paragrafo si illustreranno i risultati della ricerca bibliografica su impianti e sperimentazioni già esistenti evidenziando per salinità, idrocarburi e metalli pesanti le scelte impiantistiche e le piante normalmente utilizzate con relative rese depurative.

SALINITÀ

Alcune esperienze hanno dimostrato l'applicabilità della depurazione naturale per il trattamento di acqua reflue saline (Chalerios et al. 2010, 2012; Klomjek and Nitorisavut 2005). In particolar modo dalla prima ricerca sono stati studiati due sistemi SFS-h (ciascuno con una superficie di 72 m² e una profondità media del letto di 0,35 m) come affinamento delle acque reflue, dopo un sistema convenzionale di trattamento secondario (fanghi attivi), di una conceria in Portogallo. La salinità media del refluo trattato è stata di 16,7 mS/cm. Il substrato nei letti consisteva in parti uguali di Filtralite[®] NR 3-8 (dimensione delle particelle 3-8 millimetri), e sabbia lavata (granulometria 4-8 mm). Questo supporto è stato studiato in precedenza mostrando scarsa capacità di assorbimento di materia organica (Calheiros et al., 2008). La ricerca ha indagato inoltre le dinamiche di diverse comunità batteriche coltivate all'interno dei sistemi concludendo che:

- L'alto contenuto di sale nelle acque reflue non ha compromesso l'efficienza di rimozione della sostanza organica.
- L'analisi dei cluster ha suggerito che diversi e distinti gruppi di comunità batterica ha popolato ogni vasca di fitodepurazione.
- Il tipo di piante scelte sembra avere un effetto importante sulla stabilità delle comunità batteriche.
- La fitodepurazione con piante diverse ha mostrato buone performance in termini di rimozione di materia organica, il che può essere dovuto all'elevata diversità batterica

trovata all'interno dei sistemi.

La seconda sperimentazione invece ha visto l'applicazione di alcune unità sperimentali di larghezza 1 m larghezza 4 m e profondità 1,5 m fatte funzionare con flusso libero superficiale. L'efficienza del trattamento è stata monitorata con una variazione graduale del tempo di ritenzione idraulica (HRT) tra 2 e 5 d. Il carico idraulico applicato è variato nell'intervallo 60-150 mm/d.

Specie Adottate

Dal momento che le esperienze in riguardanti la fitodepurazione per il trattamento di reflui ad elevata salinità sono risultate piuttosto scarse in letteratura, la ricerca bibliografica è stata rivolta anche a studi effettuati su piante in condizioni controllate di laboratorio o di serra e con acque contaminate artificialmente. Altri lavori, invece, analizzano la distribuzione delle specie vegetali in *wetland* naturali caratterizzate da diversi livelli di salinità (ad es. Glenn et al., 1995).

Le informazioni ricavate in letteratura sono sintetizzate in tabella 11 in cui sono riportate le specie vegetali e i livelli di salinità a cui queste sono risultate tolleranti secondo le relative fonti bibliografiche. I generi più rappresentati sono risultati *Typha*, *Juncus*, *Salicornia*, *Sarcocornia*.

Specie	Livelli di salinità	Bibliografia
Potamogetonaceae		
<i>Ruppia maritima</i>	>15 ppt	Glenn et al., 1995
Typhaceae		
<i>Typha angustifolia</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
"	4–32 mS cm ⁻¹	Nitorisavut and Klomjek, 2005*
"		Whigham et al., 1989
<i>Typha domingensis</i>	7 ppt	Glenn et al., 1995
"	0.2–5 ppt	Macek and Rejmánková, 2007
"		Mufarrege et al., 2011
Juncaceae		
<i>Juncus kraussii</i>	0.2, 10, 30, 50, 70% acqua marina	Naidoo and Kift, 2006
<i>Juncus roemerianus</i>	30 psu	Touchette et al, 2009
Cyperaceae		
<i>Cyperus corymbosus</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
Poaceae		
<i>Brachiaria mutica</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
<i>Digitaria bicornis</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
<i>Distichlis palmeri</i>	>15 ppt	Glenn et al., 1995
<i>Leptochloa fusca</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
<i>Phragmites australis</i>	100, 300, 500 mM NaCl	Gorai et al., 2011
"	0, 5, 12, 20 g L ⁻¹ NaCl; 0, 8.1, 19.4, 32.4 g L ⁻¹ Na ₂ SO ₄	Pagter et al., 2009
<i>Spartina alterniflora</i>	30 psu	Touchette et al, 2009
<i>Spartina patens</i>	14–16 mS cm ⁻¹	Klomjek and Nitorisavut, 2005*
Chenopodiaceae		
<i>Salicornia persica</i>	25, 50, 75% acqua marina	Ventura et al., 2011
<i>Salicornia subterminalis</i>	>15 ppt	Glenn et al., 1995
<i>Salicornia virginica</i>	>15 ppt	Glenn et al., 1995
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	25, 50, 75% acqua marina	Ventura et al., 2011
"	2.2–6.6 g Cl ⁻ L ⁻¹	Calheiros et al., 2012*
<i>Sarcocornia</i> sp.	ca 16 mS cm ⁻¹	Calheiros et al., 2010*
Asteraceae		
<i>Inula crithmoides</i>	0.5, 9 and 18 dS m ⁻¹	Zurayk et al., 2001

* Studi su impianti di fitodepurazione

Tabella 11: Elenco delle specie vegetali riscontrate in letteratura per tolleranza alla salinità con i relativi riferimenti bibliografici. I livelli di salinità sono riportati con le unità di misura utilizzate dalle rispettive fonti bibliografiche. Le specie appartenenti alla stessa famiglia sono elencate in ordine alfabetico, le famiglie sono riportate in ordine sistematico secondo APGIII (2009).

IDROCARBURI

Sulla rimozione degli idrocarburi in sistemi di depurazione naturale si registrano numerose esperienze tra le più significative vi è certamente lo studio sperimentale molto accurato svolto da Eke P.E. “Hydrocarbon removal with constructed wetlands” Ph.D. thesis 2008, realizzato attraverso l’installazione di 12 piccoli siti sperimentali operanti in modalità batch, ottenendo rimozioni fino al 95%. La ricerca bibliografica ha individuato altre esperienze sul trattamento di reflui caratterizzati da presenza di idrocarburi in sistemi di depurazione naturali artificiali, riassunte nella tabella seguente.

Articolo	Tipo di impianto	Note
Imfeld et al. (2009)	SFS-h SFS-v FWS	Processi attivi nella fitodepurazione
Machate et al. (1997)	SFS-h SFS-v	Phenanthrene, PAHs, BTX. 5 vasche pilota in serie
Salmon et al. (1997)	SFS-h	Efficienza di rimozione di idrocarburi dalle acque reflue
Seeger et al. (2011)	SFS-h	
Tromp et al. (2012)	SFS-v	Acque di run-off

Tabella 12: Studi sulla rimozione di idrocarburi con sistemi di fitodepurazione.

La fitodepurazione potrebbe essere usata come trattamento secondario e terziario per detossificare idrocarburi in modo economico e ambientalmente accettabile (Salmon et al., 1997)

Specie Adottate

In Tabella 13 sono riportate le specie vegetali riscontrate in letteratura per il loro utilizzo in impianti di fitodepurazione per il trattamento di acque contaminate da idrocarburi. Sono stati inclusi anche alcuni studi riguardanti esperimenti in vaso con sedimenti o acque contaminate da idrocarburi (ad es. Zhang et al., 2010; Couto et al., 2011, 2012; Liu et al., 2011).

Per ciascuna specie viene indicato il massimo tasso di rimozione degli idrocarburi, espresso come efficienza globale del sistema (input-output), riportato dalla rispettiva fonte bibliografica, calcolato in base alle concentrazioni di inquinante nei sedimenti o nei reflui. Non è stato possibile reperire in letteratura sufficienti informazioni sull’efficienza di assorbimento e di rimozione degli inquinanti da parte delle piante in quanto la maggior parte degli studi sono incentrati principalmente sulla valutazione dell’efficienza complessiva dell’impianto e sull’analisi della comunità microbica che colonizza la rizosfera. Per questa classe di inquinanti, infatti, le piante non giocano un ruolo attivo nella rimozione ma piuttosto influenzano le popolazioni di microrganismi responsabili della biodegradazione.

Diversi studi dimostrano che la presenza delle radici nel letto filtrante favorisce la comunità microbica presente e aumenta il tempo di ritenzione dei reflui permettendo una più efficace degradazione da parte dei microrganismi (ad es. Liu et al., 2011; Seeger et al., 2011).

I generi più rappresentati sono risultati *Typha*, *Phragmites* e *Scirpus*.

Specie	Tasso di rimozione	Bibliografia
Typhaceae		
<i>Typha latifolia</i>	90	Salmon et al., 1997*
<i>Typha</i> spp	99,9	Machate et al., 1997*
Juncaceae		
<i>Juncus roemerianus</i>	84–100	Lin and Mendelssohn, 2009
Cyperaceae		
<i>Baumea juncea</i>	99	Zhang et al., 2010a
<i>Schoenoplectus validus</i>	95	Zhang et al., 2010a
<i>Scirpus lacustris</i>	99,9	Machate et al., 1997*
<i>Scirpus maritimus</i>	100	Couto et al., 2011
"		Couto et al., 2012
<i>Scirpus triqueter</i>	72,62	Liu et al., 2011
Poaceae		
<i>Phragmites australis</i>	99	Seeger et al., 2011*
"	95	Tromp et al., 2012*
"	>90	Martins-Dias and Novais, 2010*
Chenopodiaceae		
<i>Halimione portulacoides</i>	100	Couto et al., 2011

* Studi su impianti di fitodepurazione

Tabella 13: Elenco delle specie vegetali più utilizzate per la fitodepurazione di reflui contaminati da idrocarburi con i relativi riferimenti bibliografici. Per ogni specie è riportata l'efficienza di rimozione complessiva dell'impianto (piante cresciute in monocultura). Le specie appartenenti alla stessa famiglia sono elencate in ordine alfabetico, le famiglie sono riportate in ordine sistematico secondo APGIII (2009).

METALLI PESANTI

Alcuni studi hanno visto l'applicazione di sistemi a flusso sub-superficiale per trattare acque con un elevato contenuto di metalli, in particolar modo acqua di dilavamento meteorico urbano e reflui di conceria. Questi studi confermano il doppio ruolo del sistema di fitodepurazione nella rimozione dei metalli da una parte l'uptake da parte delle piante dall'altra la ritenzione nel filtro costituito dalla ghiaia

Articolo	Tipo di impianto	Note
Lee and Scholz 2007	SFS-v	12 vasche per trattare acque di run-off urbano
Calheiros et al 2008	SFS-h	Acque reflue di conceria e sviluppo delle piante, accumulazione del Cromo nella P. Australis
Vymazal et al 2010	SFS-h	Studio dell'accumulo di metalli nelle constructed wetland in seguito a trattamento di reflui civili
Fibbi et al. 2011	SFS-h	Applicazione a reflui dell'industria tessile come affinamento per il riuso

Tabella 14: Studi sulla rimozione dei metalli pesanti con sistemi di fitodepurazione.

Specie Adottate

Gli studi sulla tolleranza delle piante ai metalli pesanti ed il loro impiego per la fitodepurazione di acque contaminate da tali elementi sono molto numerosi. Come nel caso della salinità e degli idrocarburi sono state prese in considerazione sia le esperienze riguardanti impianti di fitodepurazione già a regime (contrassegnati da un asterisco nelle tabelle), sia gli studi su scala ridotta, come piccole coltivazioni condotte in campo, in serra o in soluzione idroponica.

In tabella 15 sono elencate le specie per le quali sono stati riportati i risultati migliori in termini di tassi di rimozione di alcuni metalli pesanti. I tassi di rimozione sono calcolati in base alle concentrazioni degli elementi nei reflui o nelle soluzioni utilizzate per gli esperimenti di laboratorio, pertanto non sempre forniscono informazioni sulla reale efficacia della pianta nella rimozione degli inquinanti. Nel caso specifico dei metalli pesanti, infatti, essendo questi in forma elementare non possono essere ulteriormente degradati ed una buona parte del loro abbattimento può essere dato dal processo di filtrazione attraverso il materiale inerte dell'impianto di fitodepurazione. Maggiori informazioni sull'efficienza delle piante possono essere ricavate dalla loro capacità di accumulo. Le specie che in letteratura hanno mostrato le maggiori concentrazioni di metalli nei loro tessuti sono *Juncus subsecundus* per Cd, *Phragmites australis* per Cr, *Eleocharis acicularis* per Cu, Fe e Pb, e in *Potamogeton* per Mn e Zn.

Nel complesso, le specie più riscontrate sono state *Phragmites australis* e *Eichornia crassipes* e *Typha* spp, seguite da *Eleocharis acicularis* e *Pistia stratiotes*.

Specie	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr	Cd	Pb	Bibliografia
Acoraceae								
<i>Acorus calamus</i>	98,7	–	98,2	99,3	93,3	90,5	89,1	Zhang et al., 2007
<i>Acorus gramineus</i>	99,7	–	98,5	99,3	91,8	95,2	91	Zhang et al., 2007
<i>Acorus orientale</i>	98,7	–	98,4	99	78,1	92,9	91	Zhang et al., 2007
Araceae								
<i>Lemna gibba</i>	–	100	77	–	–	90	–	Megatelli et al., 2009
<i>Pistia stratiotes</i>	95	92	96	–	81	82	–	Mishra and Tripathi, 2008
<i>Spirodela polyrhiza</i>	65	–	90	62	80	80	50	Rai et al., 1995
"	83,5	90	91	–	83	71	–	Mishra and Tripathi, 2008
Hydrocharitaceae								
<i>Vallisneria spiralis</i>	38	–	55	20	40	60	45	Rai et al., 1995
Potamogetonaceae								
<i>Potamogeton malaiianus</i>	–	67	65	83	–	88	78	Peng et al., 2008
<i>Potamogeton pectinus</i>	–	66	74	89	–	96	79	Peng et al., 2008
Iridaceae								
<i>Iris pseudacorus</i>	99,6	–	99,1	99,6	95,8	96,1	93,4	Zhang et al., 2007
Pontederiaceae								
<i>Eichornia crassipes</i>	72	–	–	–	66	–	–	Maine et al., 2009*
"	–	94	–	–	84	–	–	Mishra and Tripathi, 2009
"	90,1	95	95	–	89	85	–	Mishra and Tripathi, 2008
"	79	–	–	–	62	–	–	Maine et al., 2007a*
"	–	70	–	–	81	–	–	Hadad et al., 2011
Typhaceae								
<i>Typha domingensis</i>	73	–	–	–	65	–	–	Maine et al., 2009*
"	80	–	–	–	58	–	–	Maine et al., 2007a*
<i>Typha latifolia</i>	–	99	–	–	–	99	99	Lim et al., 2003*
Cyperaceae								
<i>Eleocharis acicularis</i>	–	50	52	–	–	–	–	Ha et al., 2009
<i>Schoenoplectus acutus</i>	81	–	55	–	70,6	54,55	87,26	Crites et al., 1997*
<i>Schoenoplectus californicus</i>	–	47	80	–	–	–	70	Nelson et al., 2006*
Poaceae								
<i>Phragmites australis</i>	86	68	56	99	51,6	56	81	Samecka-Cymerman et al., 2004
"	–	85,7	79,4	–	–	23,7	69,6	Mantovi et al., 2003*
"	–	–	97	–	–	–	–	Lee and Scholz, 2007*
Lythraceae								
<i>Lythrum salicaria</i>	99,1	–	98,7	99,6	81,3	92,2	87	Zhang et al., 2007
Onagraceae								
<i>Ludwigia palustris</i>	63,6	32,6	44,9	–	–	–	–	Kamal et al., 2004
Amaranthaceae								
<i>Alternanthera sessilis</i>	40	–	37	82	25	60	20	Rai et al., 1995
Scrophulariaceae								
<i>Bacopa monnieri</i>	50	–	82	60	50	90	17	Rai et al., 1995
Lamiaceae								
<i>Mentha aquatica</i>	92,9	34,7	30,9	–	–	–	–	Kamal et al., 2004

* Studi su impianti di fitodepurazione

Tabella 15: Tassi di rimozione (%) di metalli pesanti ottenuti in impianti di fitodepurazione con le piante cresciute in monocultura o in esperimenti in condizioni controllate.

4.2 MATERIALI E METODI

La sperimentazione messa in atto è volta a valutare l'applicabilità della fitodepurazione nel trattamento delle acque di zavorra e di sentina attraverso l'impiego di specie autoctone viventi in contesti regionali caratterizzati da similitudini ecologiche e climatiche alle condizioni di impianto.

La sperimentazione è stata allestita utilizzando piante raccolte in campo in zone limitrofe all'area di Augusta (principale porto industriale siciliano), nell'ottica di impiegare specie autoctone o spontanee, già adattate alle condizioni climatiche del territorio. La scelta delle specie da sottoporre a screening è stata effettuata mediante una ricerca bibliografica preliminare e successive informazioni raccolte in campo nel corso di sopralluoghi in zone umide limitrofe al territorio interessato (Vendicari SR, Foce del Fiume Chinisia TP e Stagnone di Marsala TP). In particolare, nella riserva naturale di Vendicari nel comune di Noto sono state individuate e visitate zone umide costiere, cioè aree salse o sub salse, con lo scopo di reperire piante già potenzialmente adattate ad un certo livello di salinità, idrofite ed alofile. La sperimentazione, infatti, è stata indirizzata sulla possibilità di applicazione della fitodepurazione per il trattamento di acque di zavorra e di sentina delle petroliere che, a seconda della loro origine, possono essere caratterizzate da una salinità molto elevata.

L'incrocio delle informazioni bibliografiche e quelle derivanti dai sopralluoghi ha condotto alla scelta delle seguenti specie, raccolte presso Vendicari (Comune di Noto, Siracusa), conservate e trasportate vive a Palermo presso la serra di coltivazione dell'Orto Botanico dove si è svolta la sperimentazione:

- *Juncus acutus* L.
- *Juncus subulatus* Forssk
- *Phragmites australis* (Cav.) Trin
- *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla

I metodi utilizzati per il prelievo dei campioni e l'allestimento delle coltivazioni vengono di seguito riportati. Saranno successivamente illustrati le metodologie seguite per l'esecuzione dei trattamenti e la fase di monitoraggio delle coltivazioni.

4.2.1 Allestimento delle coltivazioni

Il prelievo delle specie sopra scelte è stato effettuato nel maggio 2014 con l'ausilio di vanga e forbice da potatura. Si è preferito asportare almeno un cespo per specie al fine di limitare lo stress da espianto. Per quanto concerne *Phragmites australis*, il prelievo è stato effettuato direttamente in acqua, preferendo quei rizomi che presentassero almeno un ributto.



Figura 10: Popolamento di *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. oggetto di campionamento



Figura 11: Formazione a *Juncus subulatus* Forssk.

Al fine di ricreare un substrato di crescita simile a quello di un tipico impianto di fitodepurazione, le piante raccolte sono state poste in vasi in plastica (dimensioni Ø 20 cm x h 18 cm e capacità 3 L) contenenti ghiaia con dimensioni analoghe a quella comunemente impiegata negli impianti di fitodepurazione. Prima della messa a dimora ciascuna pianta è stata lavata accuratamente per rimuovere ogni residuo di sabbia e sedimento legato all'apparato radicale, ed è stata pesata attraverso bilancia digitale, previa asciugatura dell'acqua di lavaggio con carta assorbente.

Sono stati allestiti complessivamente 120 vasi, 30 per ciascuna specie; in ciascun vaso sono state messe a dimora 2 piante, per un totale di 60 piante per ogni specie e 240 piante nel complesso.

Le coltivazioni sono state allestite in un locale semichiuso e coperto, in modo da monitorare al meglio le condizioni ambientali, quali la temperatura, e limitare il più possibile

l'influenza di variabili esterne rispetto alle condizioni sperimentali stabilite. In caso di eventi meteorici, l'acqua piovana avrebbe potuto altrimenti causare lo sversamento o comunque la diluizione delle diverse soluzioni di trattamento applicate.

Considerato lo stress notevole a cui sono state sottoposte le piante nelle varie fasi di prelievo, trasporto e messa a dimora, è stato previsto un periodo di crescita con una soluzione nutritiva standard in modo da permettere un acclimatamento alle nuove condizioni prima del trattamento.

Le piante sono state messe a dimora nei giorni immediatamente successivi al campionamento presso Vendicari.

Pertanto, i vasi sono stati riempiti, per un periodo di tempo, con soluzione nutritiva Hoagland (Hoagland and Arnon, 1950) fino ad ottenere un battente superiore al livello della ghiaia di 1-2 cm, in modo da mantenere l'apparato radicale o rizomatoso delle piante interamente sommerso. La soluzione scelta, di tipo Hoagland, è stata preparata a partire da acqua distillata ed aggiungendo macro e micro nutrienti.

La fase di preparazione (Figura 12) è avvenuta presso il laboratorio del Consorzio Universitario della Provincia di Palermo di Castelbuono (PA).



Figura 12: Dosaggio dei nutrienti da inserire in soluzione.

La soluzione è stata preparata con acqua distillata in cui sono stati disciolti i seguenti nutrienti:

Macronutrienti

KNO₃ 3 mM

Ca(NO₃)₂·4H₂O 2 mM

NH₄H₂PO₄ 1 mM

MgSO₄·7H₂O 0,5 mM

Micronutrienti

KCl 1 μM

H₃BO₃ 25 μM

MnSO₄ 2 μM

ZnSO₄ 2 μM

CuSO₄ 0,1 μM

(NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O 0,1 μM

Fe-Na EDTA 20 μM

MES a pH 5,5 2 Mm

Per evitare il prosciugamento dei vasi, con conseguente danneggiamento delle piante, è stato necessario compensare i volumi persi per evapotraspirazione aggiungendo nuova acqua ogni qual volta la ghiaia risultasse secca o scoperta. Tale operazione è stata eseguita ogni 2-3 giorni, relativamente alle variazioni della temperatura esterna e ai volumi evapotraspirati. L'aggiunta è stata effettuata utilizzando solo acqua distillata, e non soluzione nutritiva, per evitare di raggiungere una eccessiva concentrazione di nutrienti nel mezzo. Alcuni cespi delle specie *Juncus acutus* e *J. subulatus* sono stati mantenuti in acclimatamento separatamente al fine di mantenerli in idonee condizioni vegetative prima dell'avvio delle prove sperimentali di fitoestrazione.

Il periodo di acclimatamento è durato 35 giorni, durante il quale le piante hanno mostrato un'ottima ripresa della crescita.

4.2.2 Descrizione dei trattamenti

La scelta della tipologia di trattamenti da applicare è stata effettuata sulla base delle caratteristiche analitiche del refluo prelevato, a scopo sperimentale, dall'Università Kore di Enna presso gli impianti di stoccaggio nella rada di Augusta., in uscita dalle bettoline che effettuano il trasbordo delle acque dalle navi a terraferma. Le analisi chimiche effettuate su campioni di tale liquame hanno mostrato che i valori dei principali parametri (idrocarburi, BOD5, COD, cloruri, metalli pesanti) risultavano già soddisfare i requisiti normativi per lo scarico, imposti dal D.lgs. 152/2006. Queste condizioni di scarico in uscita dalle vasche API sono ricorrenti, in quanto la loro qualità dipende dal tipo di zavorra trattata e dalla predisposizione degli oli presenti a formare emulsioni, ma anche dalla diluizione del refluo con le acque di falda e di pioggia. Pertanto, le caratteristiche del refluo possono essere molto variabili in relazione alle acque trattate o alle condizioni meteorologiche.

Le analisi hanno indicato che idrocarburi e salinità, le due tipologie di inquinanti di interesse per la sperimentazione, non erano presenti nei reflui prelevati in concentrazioni tali da rappresentare un fattore limitante per lo sviluppo e la crescita delle piante. Pertanto, per la sperimentazione si è reso necessario aggiungere artificialmente al refluo aliquote di tali inquinanti al fine di aumentarne la concentrazione e simulare le quantità tipiche di un refluo di zavorra (o maggiori) e di ottenere condizioni di possibile criticità per le piante. Come punto di partenza, per individuare le concentrazioni di idrocarburi e cloruri da somministrare, sono stati utilizzati i dati ricavati dalla precedente ricerca bibliografica, integrandoli con dati forniti dall'Università Kore di Enna relativamente ai campioni di caratterizzazioni di acque di lavaggio e di sentina delle petroliere (Tabella 16). Tali analisi hanno fornito indicazioni utili sulle concentrazioni degli inquinanti che tipicamente si ritrovano in tali acque. Come si osserva, il campione di analisi fornito mostrava valori di idrocarburi totali compresi tra un minimo di 26,3 mg/L ed un massimo di 170,4 mg/L, con una media di 79,2 mg/L. Analogamente, per quanto riguarda i cloruri, i valori risultavano entro un range compreso tra 728 mg/L e 26.296 mg/L, con una media di 16.303,43 mg/L.

Campione	Idrocarburi totali (mg/L)	Cloruri (mg/L)
Acque di lavaggio 1	79,7	17.760
Acque di lavaggio 2	170,4	17.447
Acque di lavaggio 3	111,8	26.296
Acque di sentina 1	64,5	728
Acque di sentina 2	26,3	11.432,2
Acque di sentina 3	51,7	22.700,

Tabella 16: Sintesi delle analisi effettuate dall'Università Kore di Enna su campioni di acque di lavaggio e di sentina.

Sulla base di tali valori sono state stabilite le tesi di trattamento riportate in Tabella 17: Come si osserva, la maggior parte dei trattamenti è stata incentrata sulla salinità. Tale scelta è motivata dal fatto che questo parametro può rappresentare un forte fattore limitante per lo sviluppo e la crescita delle piante vegetali, mentre gli idrocarburi, non costituendo alcuna fonte di nutrimento, non vengono assorbiti dalle piante e risultano, di conseguenza, meno tossici.

Esperimento	Contaminante	Cl ⁻ (mg/l)	HC (mg/l)
1	Controllo	-	-
2	Cl ⁻	4.826,5	-
3	Cl ⁻	8.547,8	-
4	Cl ⁻	12.536,5	-
5	Cl ⁻	21.577,7	-
6	Cl ⁻	25.196,3	-
7	HC	-	75*
8	HC	-	150*
9	Cl ⁻ , HC	4.826,6	75*
10	Cl ⁻ , HC	7.090,0	75*

*Si riferiscono alle concentrazioni stabilite e non quelle effettive determinate in laboratorio

Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

Per quanto riguarda i test di tolleranza alla salinità, sono state utilizzate concentrazioni crescenti di Cl⁻ comprese tra 4.000 e 25.000 mg/L in modo da avere una panoramica ampia sul comportamento delle specie vegetali in relazione alle concentrazioni applicate. Il limite inferiore è stato stabilito sulla base del livello di salinità riscontrato nelle acque salmastre tipiche delle aree di transizione considerate. Il valore determinato con le analisi di laboratorio è risultato essere pari a 4.369,7 mg/L di Cl⁻; questo è indicativo di un già perfetto

acclimatamento delle specie vegetali a tale livello di salinità. Il limite superiore è stato invece stabilito in base alle analisi di caratterizzazione fornite dall'Università Kore di Enna sulle acque di lavaggio e di sentina (in cui sono state riscontrate concentrazioni anche di 26.296 mg/L, Tabella 16), al fine di simulare i valori più alti di salinità che si potrebbero ritrovare nell'impianto pilota.

Per quanto riguarda gli idrocarburi, sono state selezionate due concentrazioni di trattamento, sulla base, rispettivamente, dei valori medi e massimi riscontrati nelle suddette analisi di caratterizzazione.

Infine, poiché in condizioni operative reali è plausibile che tali sistemi di depurazione naturale si trovino ad operare in presenza di effetti combinati di sali e idrocarburi, sono state somministrate anche due diverse soluzioni di trattamento misto, in modo da valutare il comportamento delle specie in condizioni di stress applicando entrambi i fattori. Gli idrocarburi, costituendo il fattore meno limitante, sono stati mantenuti ad un valore fisso (corrispondente a circa la media delle suddette analisi di caratterizzazione), mentre sono state utilizzate due diverse concentrazioni di Cl⁻.

Al fine di verificare i livelli di idrocarburi e salinità a cui sono state effettivamente esposte le piante nel corso della sperimentazione, alcuni campioni delle soluzioni di trattamento sono stati conservati al momento della preparazione e analizzati relativamente a tali parametri. La caratterizzazione degli idrocarburi è stata svolta da un laboratorio LISA del dipartimento di ingegneria sanitaria presso l'Università Kore di Enna e di seguito riportiamo una tabella riassuntiva dei risultati (Tabella 18). Come si osserva, le concentrazioni sono risultate molto variabili e non corrispondenti a quelle inizialmente stabilite (cfr. Tabella 17). Tale disomogeneità è dovuta all'estrema insolubilità, densità e viscosità del greggio utilizzato per le aggiunte. Queste caratteristiche hanno determinato alcune problematiche al momento della preparazione delle soluzioni di trattamento e per il prelievo dei campioni da analizzare, a causa della facilità di adesione del greggio alle pareti dei contenitori utilizzati e difficoltà nell'emulsionare il petrolio e creare una soluzione omogenea.

Trattamento	HC (mg/L)	[Na] (mg/L)	[Cl⁻] (mg/L)
7	124,9	-	-
8	203,0	-	-
9	32,7	2.928,0	4.826,3
10	12,24	4.399,0	7.090,0

Tabella 18: Concentrazioni di idrocarburi (HC), sodio (Na) e cloruri (Cl) determinate nelle soluzioni di trattamento.

Per le analisi sulla salinità, determinata come concentrazione di sodio, i campioni di

refluo sono stati preparati secondo il Metodo ufficiale IRSA 3010/A con il sistema aperto. In breve, 100 ml di campione sono stati trattati con HNO₃ (>69%) e HCl (32%) e tenuti su una piastra riscaldante a 70-80°C (si veda procedura completa). La determinazione del sodio è avvenuta tramite spettrometro ad assorbimento atomico (Aanalist 200, Perkin Elmer), previa taratura dello strumento utilizzando soluzioni standard a concentrazione nota. Gli standard sono stati preparati in una soluzione di KCl 1.000 µg/ml in HNO₃ 1%. Tutti i campioni sono stati diluiti almeno 1:10.000 per l'elevato contenuto di sodio riscontrato nel corso delle letture. La diluizione è stata effettuata utilizzando la soluzione di KCl 1.000 µg/ml in HNO₃ 1%. L'aggiunta di tale soluzione nei campioni e negli standard ha lo scopo di eliminare le interferenze di una eventuale ionizzazione del sodio che può verificarsi quando si effettuano letture con una fiamma aria-acetilene, come in questo caso.

Per ricavare la concentrazione dei cloruri partendo dai valori di sodio determinati, è stato tenuto presente che in una molecola di NaCl (peso molecolare 58,443), il Na⁺ (peso atomico 22,999) costituisce il 39,34%, mentre il Cl⁻ (peso atomico 35,453) costituisce il 60,66 % del peso molecolare. Pertanto, per ottenere la concentrazione di Cl⁻ è stata applicata la seguente proporzione:

$$A : 39,34 = X : 60,66$$

quindi

$$X = A * 60,66/39,34$$

dove:

A = concentrazione di Na (mg/L) determinata nei campioni

X = concentrazione di Cl⁻ (mg/L)

I risultati ottenuti sono riportati nella seguente tabella.

Trattamento	[Na] (mg/l)	[Cl] (mg/l)
2	3.130,0	4.826,5
3	5.543,3	8.547,8
4	8.130,0	12.536,5
5	13.993,3	21.577,7
6	16.340,0	25.196,3

Tabella 19: Concentrazioni di sodio (Na) determinate nelle soluzioni di trattamento e corrispondenti concentrazioni di cloruri (Cl-).

Per ogni specie vegetale è stata impostata una serie di 10 tipologie di trattamento, ognuna delle quali è stata effettuata in tre repliche (3 vasi), secondo lo schema illustrato in Figura 13:

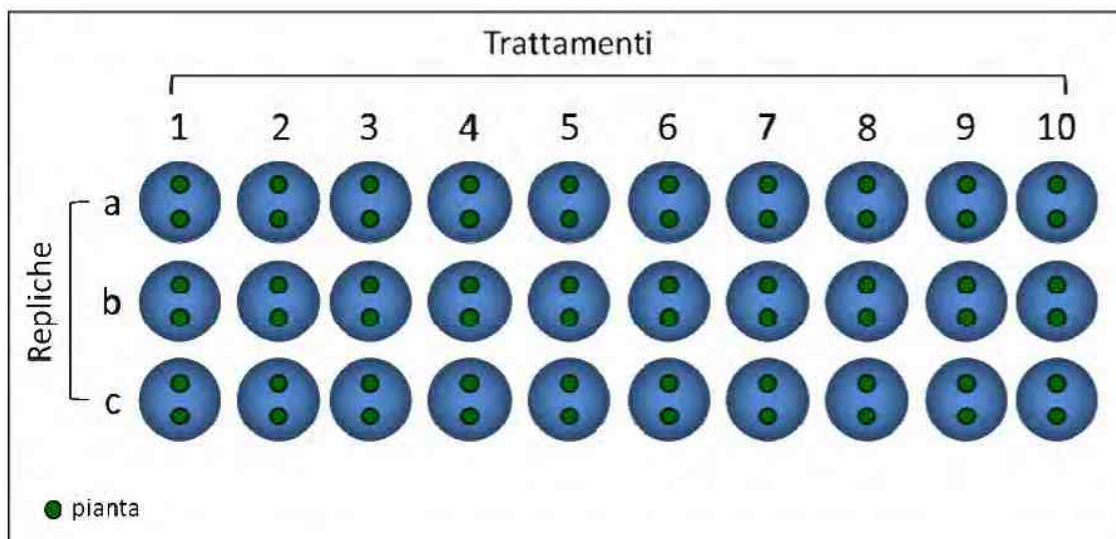


Figura 13: Schema che illustra l'impostazione dei trattamenti per ciascuna delle 4 specie vegetali.

Per l'esecuzione dei trattamenti tutti i vasi sono stati completamente svuotati della soluzione "neutra" utilizzata per il periodo di acclimatamento e sono stati nuovamente riempiti con soluzione nutritiva Hoagland (i controlli) o con il refluo addizionato di sale o/e idrocarburi alle diverse concentrazioni stabilite. I vasi sono stati svuotati attraverso rovesciamento, con l'aiuto di un tessuto traforato posto sopra la ghiaia e avvolto intorno alle piante (Figura 14). Tenendo ben saldo con le mani il tessuto durante il rovesciamento del vaso è stato possibile far uscire completamente il liquido senza movimento o perdite del substrato e senza danneggiamento delle piante.



Figura 14: Fasi dello svuotamento dei vasi con l'aiuto di un tessuto traforato.

Ciascun vaso è stato poi riempito con una quantità fissa di soluzione di trattamento, pari a 1.300 ml. Tale quantità è stata stabilita in modo da ottenere un battente di 1-2 cm sopra al livello della ghiaia e quindi mantenere l'apparato radicale o rizomatoso delle piante interamente sommerso. Il livello raggiunto dalla soluzione è stato segnato in ciascun vaso con

un pennarello indelebile.

Per la preparazione del refluo artificiale con le caratteristiche desiderate (Tabella 17) è stato utilizzato il liquame prelevato presso gli impianti della rada di Augusta in uscita dalla vasche delle bettoline, al quale sono stati addizionati cloruro di sodio o/e idrocarburi. Per le aggiunte di cloruro di sodio è stato utilizzato comune sale marino alimentare fino (non iodato), mentre per quanto riguarda i trattamenti con idrocarburi, è stato utilizzato petrolio greggio fornito dai partner di progetto presso l'Università Kore di Enna (Figura 15).



Figura 15: Il sale e il greggio utilizzati per la preparazione dei trattamenti.

Le soluzioni a salinità crescente sono state preparate in taniche da 10 L contenenti il refluo in cui è stato disciolto il sale in quantità tale da raggiungere la concentrazione di Cl⁻ desiderata. Per il calcolo di tale quantità, è stato tenuto presente che in una molecola di cloruro di sodio (NaCl, peso molecolare 58,443), il Cl⁻ (peso atomico 35,453) costituisce il 60,66 % del peso molecolare. Pertanto, per calcolare la quantità di NaCl da aggiungere per ottenere la concentrazione di Cl⁻ desiderata è stata applicata la seguente proporzione:

$$60,66 : 100 = A : X$$

quindi

$$X = A * 100/60,66$$

dove:

A = concentrazione di Cl⁻ desiderata (mg/L)

X = quantità di NaCl (mg) da aggiungere in 1 L di soluzione di trattamento per ottenere A

Inoltre, è stato considerato che il refluo utilizzato come base per le aggiunte di sale conteneva esso stesso una certa concentrazione di Cl⁻, pari a 205,2 mg/L. Pertanto, tale concentrazione, se pur bassa, è stata tenuta presente al momento del calcolo della quantità di NaCl da aggiungere. La precedente equazione diventa, pertanto:

$$X = (A-205,2) * 100/60,66$$

Le soluzioni preparate nelle taniche sono state poi immesse nei rispettivi vasi utilizzando un cilindro graduato

Per quanto riguarda i trattamenti con gli idrocarburi, non è stato possibile preparare preliminarmente le soluzioni all'interno delle taniche in quanto il greggio utilizzato risultava estremamente insolubile per la sua densità e viscosità. Le aliquote versate nei vasi dalla tanica sarebbero risultate, pertanto, estremamente disomogenee e con concentrazioni di idrocarburi diverse da quelle stabilite. È risultato necessario effettuare, quindi, il trattamento vaso per vaso, addizionando direttamente nel cilindro graduato contenente 1.300 ml di refluo, la quantità necessaria di greggio.

Per determinare quantità di greggio da addizionare è stato deciso di considerare il greggio come costituito da idrocarburi in una percentuale prossima al 100%, pur non conoscendone la reale composizione. L'inesattezza di tale approssimazione è giustificata da una maggiore praticità e semplicità nei calcoli e dall'impossibilità di poter analizzare il greggio in tempi brevi. Le soluzioni di trattamento sono state tuttavia analizzate successivamente in modo da verificare la reale concentrazione applicata alle piante.

Un'aliquota nota del greggio è stata quindi pesata alla bilancia digitale, prelevando il liquido con una siringa di plastica usa e getta da 2 ml e ponendolo in un piccolo becker di vetro. Una volta determinato il peso di 1 ml di greggio (pari a 0,85 g), sono stati calcolati i ml complessivi da addizionare in ciascun vaso per ottenere la concentrazione desiderata. Come accennato precedentemente, il greggio è stato aggiunto direttamente nel cilindro graduato contenente 1.300 ml di refluo (Figura 16). Prima di essere immessa nel vaso, la soluzione è stata agitata vigorosamente con una bacchetta in modo da emulsionare il più possibile il greggio e distribuirlo più uniformemente possibile al momento dell'introduzione nel vaso (Figura 17).



Figura 16: Fasi di pesatura e di aggiunta del greggio durante la preparazione delle soluzioni di trattamento.

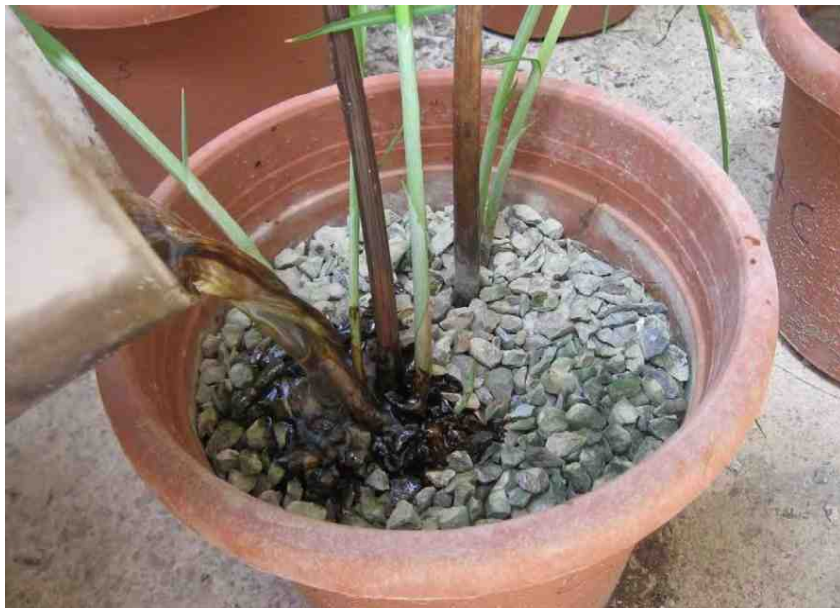


Figura 17: Somministrazione della soluzione di trattamento contenente il greggio aggiunto.



Figura 18: Visione d'insieme delle piante al termine della somministrazione dei trattamenti.

Per quanto concerne le prove di fitoestrazione su metalli pesanti, dalle risultanze delle indagini bibliografiche e dall'incrocio con i dati analitici forniti dall'Università di Enna, provenienti da analisi su reflui e slopes delle petroliere, emerge la presenza di numerosi metalli quali cadmio, cromo, piombo e rame ma sempre con concentrazioni limitate.

Tenuto conto della diffusione del Cromo e del Cadmio come inquinanti di innumerevoli matrici ambientali, nel presente studio si è voluto approfondire l'efficacia di due specie di macrofite ed in particolare di *Juncus* ampiamente diffuse in Sicilia ma anche nel resto d'Italia. Si tratta delle specie *Juncus acutus* L. e *Juncus subulatus* Forsskal appartenenti alla famiglia delle *Juncaceae*. La scelta su tale genere è richiamata dalle risultanze presenti in letteratura dalle quali emerge che la specie *Juncus subsecundus* sia un ottimo accumulatore di metalli (Zhang et al., 2010b). Le specie da sottoporre a test sono state campionate in concomitanza dei prelievi effettuati presso Vendicari (SR) per allestire le coltivazioni in vaso.

L'allestimento delle prove sperimentali è avvenuta una volta terminata la fase acclimatamento post raccolta. La preparazione delle soluzioni standard contenenti i due metalli a diverse concentrazioni è stata effettuata sulla base della caratterizzazione delle acque di lavaggio (slopes) condotta dal laboratorio dell'Unikore. La fase sperimentale, della durata di 15 giorni, prevede il trattamento di plantule appartenenti alle specie *Juncus acutus* e *J. subulatus* con soluzioni contenenti rispettivamente 5 – 7,5 – 10 ppm di cadmio.



Figura 19: Allestimento prove sperimentali metalli pesanti.

L'esperimento prevede la verifica della resistenza all'esposizione ai reflui artificiali contaminati con metalli attraverso analisi chimiche per la quantificazione dell'estrazione del metallo e del suo eventuale accumulo.

I parametri misurati sono:

- Accumulo dei metalli in radice, fusto e foglie (AAS);
- Monitoraggio della concentrazione di metallo nella soluzione;
- Valutazione dell'eventuale presenza di metallo pesante nell'acqua di risciacquo delle piante.

Sulla base degli studi bibliografici sono stati redatti dei protocolli in cui si suddivide la fase sperimentale in 5 fasi denominate in modo progressivo da T₀ a T₄.

L'inizio della sperimentazione detta T₀ ha previsto la messa a dimora di 2 individui in becker da 500 ml, per un totale di 12 becker (Figura 19). Queste sono state suddivise in 4 gruppi e sottoposte a diversi trattamenti. Al primo gruppo di 3 becker è stata somministrata esclusivamente acqua distillata al fine di svolgere la funzione di controllo. Gli altri 3 gruppi sono stati sottoposti rispettivamente alle diverse somministrazione di 5- 7,5- 10 ppm di metallo (tale fase sperimentale è stata ripetuta per le specie *J.acutus* e *J.subulatus* per i metalli cadmio e cromo). La Fase T₁ ha previsto il prelievo di un campione di acqua per la valutazione della concentrazione del metallo (5 ml di soluzione di trattamento stabilizzata con 1 ml di HNO₃ all'1%). Nelle fasi T₂ T₃ e T₄ si è effettuato sia il prelievo di soluzione che l'annotazione delle condizioni vegetative di ogni campione con un intervallo temporale di circa 4 giorni una dall'altra.

La fase T₄ conclusiva della sperimentazione, ha previsto, altresì il risciacquo delle piante con acqua distillata ed il prelievo di un aliquota di questa in provette da 10 ml, necessario a

determinare la quantità di metallo non assorbito dalla pianta ma sottratto dalla soluzione per adesione all'apparato radicale. Una volta effettuati i prelievi le piante sono state separate in radici/rizomi e parte vegetativa; le singole porzioni sono state inoltre asciugate e pesate.

I campioni sono stati posti in stufa a 60°C per 24 h per la successiva mineralizzazione secondo procedure standardizzate. La fase successiva ha previsto la determinazione del peso secco dei campioni e il prelievo di un aliquota di 0,5g da sottoporre a mineralizzazione. Tali procedure sono state ripetute per le due specie selezionate e per entrambi i metalli.

4.2.3 Monitoraggio delle coltivazioni

L'esposizione delle piante alle diverse soluzioni di trattamento per quanto attiene idrocarburi e salinità è durata complessivamente 56 giorni, dal 12 luglio al 5 settembre (Tabella 20). Durante questo periodo le coltivazioni sono state costantemente monitorate, al fine di verificare lo sviluppo e la vitalità delle piante e registrare eventuali fenomeni di mortalità. Come supporto è stato effettuato anche un reportage fotografico a cadenza settimanale.

Per evitare il prosciugamento dei vasi dovuto all'evapotraspirazione, con conseguente danneggiamento delle piante, è stato necessario aggiungere nuova acqua ogni qual volta la ghiaia risultasse secca o scoperta. A causa delle elevate temperature esterne legate al periodo stagionale, tale operazione è stata eseguita una volta ogni 2-3 giorni. L'aggiunta è stata effettuata utilizzando solo acqua distillata, in modo da non modificare le concentrazioni iniziali degli inquinanti, ed in quantità tali da raggiungere ogni volta il livello segnato precedentemente durante la somministrazione dei trattamenti (Figura 20). Per un campione di 10 vasi per ciascuna specie, tale quantità è stata registrata ogni volta che è stato effettuato il rabbocco, con lo scopo di stimare la perdita di acqua dovuta all'evaporazione e alla traspirazione delle piante.



Figura 20: Periodo di monitoraggio delle coltivazioni: aggiunta di acqua (a sinistra) fino al livello segnato durante la somministrazione dei trattamenti (a destra).

Infine, anche la temperatura è stata monitorata durante il periodo di trattamento, utilizzando un termometro a minima e massima. I valori di temperatura così registrati sono stati rilevati ogni qualvolta è stata effettuata l'aggiunta di acqua.

Data	Descrizione attività
7 - 8 giu	Allestimento delle coltivazioni
12-lug	Inizio trattamenti con NaCl
16-lug	Inizio trattamenti con idrocarburi
05-set	Inizio campionamento delle piante
17-set	Inizio mineralizzazioni
29-ott	Inizio letture dei campioni per la determinazione del Na

Giorni complessivi	Descrizione attività
35	Periodo di acclimatamento delle piante in soluzione nutritiva
56	Trattamenti
10	Campionamento delle piante
42	Mineralizzazioni
4	Letture dei campioni per la determinazione del Na

Tabella 20: Cronologia e durata complessiva delle diverse fasi della sperimentazione.

Le prove sperimentali sui metalli pesanti, realizzate su scala minore al fine di contenere l'impiego di inquinanti, ha previsto la sigillatura di ciascun vasetto con l'ausilio di parafilm (Figura 21); in tal modo non sono avvenute perdite significative di soluzione contaminata e non si è reso pertanto necessario l'aggiunto di soluzione. L'esposizione delle piante alle diverse soluzioni di trattamento per quanto attiene i metalli è durata complessivamente 16 giorni.



Figura 21: Contenitori per la coltivazione in presenza di metalli pesanti sigillati con parafilm.

4.3 CAMPIONAMENTO DELLE PIANTE

Per quanto riguarda le prove di trattamento di salinità e idrocarburi, dopo 56 giorni di esposizione delle specie vegetali alle diverse tipologie di trattamento, le piante sono state campionate e sottoposte alle varie procedure di analisi. In particolare, i parametri analizzati sono stati il peso fresco, utilizzato quale indice di tolleranza ai trattamenti, e il contenuto di sodio nei tessuti vegetali, determinato al fine di valutare l'eventuale capacità estrattiva delle piante nei confronti di questo elemento.

Inizialmente, ciascun vaso è stato svuotato del refluo con l'aiuto di un tessuto traforato utilizzato per trattenere la ghiaia durante il rovesciamento. Successivamente, i vasi sono stati svuotati della ghiaia, estraendo contemporaneamente anche le piante (Figura 22), facendo attenzione a non rompere l'apparato radicale e a non perdere frammenti di ciascun esemplare.



Figura 22: Fase di svuotamento dei vasi durante il campionamento delle piante.

Per quanto riguarda le prove di trattamento sui metalli pesanti, dopo 16 giorni di esposizione delle specie vegetali alle diverse tipologie di trattamento, le piante sono state campionate e sottoposte alle varie procedure di analisi. Le piante sono state utilizzate per le analisi, con le procedure illustrate nei seguenti paragrafi.

4.3.1 Lavaggio e determinazione del peso

Il rilevamento della biomassa, insieme al tasso di sopravvivenza, è stato scelto quale indice per valutare la tolleranza delle diverse specie alle soluzioni di trattamento. La differenza di accrescimento, in termini di biomassa totale prodotta dalla pianta, tra trattati e controlli può essere utilizzato, infatti, per determinare gli eventuali effetti tossici delle soluzioni somministrate. A tale scopo, il peso fresco di ciascun esemplare è stato rilevato prima della messa a dimora e poi al termine del trattamento.

Prima della pesatura, ciascuna pianta è stata lavata accuratamente sotto acqua corrente, in particolar modo per rimuovere granelli di ghiaia e altri residui rimasti legati all'apparato radicale, avendo cura di non perdere frammenti di radici o parte aerea. Il peso dell'intera pianta è stato quindi misurato attraverso bilancia digitale (Figura 23) previa asciugatura dell'acqua di lavaggio con carta assorbente. È importante, in queste fasi, identificare e mantenere ben distinto ciascun individuo, siglato e catalogato al momento della messa a dimora, al fine di poter mettere in relazione il peso finale con quello iniziale e stimare, in tal modo, l'accrescimento di ogni singolo esemplare.



Figura 23: Misurazione del peso fresco di una porzione di rizoma.

4.3.2 Analisi per la determinazione del sodio e dei metalli pesanti

Dopo un accurato lavaggio con acqua corrente e con acqua bidistillata, le piante sono state suddivise nei vari organi; radici, rizoma dove presente (*P. australis*, *Bolboschoenus maritimus*), fusto e foglie (Figura 24). Nel caso delle due specie di *Juncus* è stata considerata la parte aerea totale, non potendo distinguere tra fusto e foglie.



Figura 24: Esempio di suddivisione di un esemplare di *P. australis* nei diversi organi; a) radice, b) rizoma, c) fusto, d) foglie.

Tutti i campioni sono stati posti ad essiccare in stufa per almeno 24 h a 60-70°C (Figura 25). Il materiale vegetale essiccato è stato poi sminuzzato con l'aiuto di mortaio e pestello o forbici, allo scopo di omogeneizzare il campione e prepararlo alla mineralizzazione acida.



Figura 25: Collocazione in stufa dei campioni per la determinazione del peso secco.

Le procedure seguite per la mineralizzazione dei campioni hanno previsto le metodiche

standard utilizzate per le sostanze di origine vegetale dal software di gestione del mineralizzatore impiegato. Si tratta di un mineralizzatore a microonde modello CEM Mars. L'apparecchio è costituito da un forno a microonde con temperature e pressioni modulabili che opera la digestione delle matrici in contenitori (vessel) posizionabili al proprio intero sia singolarmente che in batterie tramite apposito rotore (Figura 26).

Dopo la digestione i campioni sono stati diluiti e conservati in provette a 4 °C per il successivo invio ai laboratori Unikore, presso cui sono state effettuate le determinazioni analitiche con spettrofotometria di massa.



Figura 26: Inserimento dei contenitori nel rotore per la mineralizzazione.

Le aliquote di circa 100 mg di ciascun campione sono state poste nei vessels del mineralizzatore con acido nitrico (HNO_3 puro, 69%) in rapporto 5:2 v/v. Il contenuto di ciascun vessel è stato quindi fatto raffreddare e portato a volume in matracci da 10 ml.

La determinazione del sodio, del cadmio e del cromo è avvenuta tramite spettrometro ad assorbimento atomico (AAAnalyst 200, Perkin Elmer, (Figura 27), previa taratura dello strumento utilizzando soluzioni standard a concentrazione nota. Gli standard sono stati preparati in una soluzione di KCl 1000 $\mu\text{g/ml}$ in HNO_3 1%. Tutti i campioni sono stati diluiti almeno 1:100 per l'elevato contenuto di sodio riscontrato nel corso delle letture. La diluizione è stata effettuata utilizzando la soluzione di KCl 1000 $\mu\text{g/ml}$ in HNO_3 1%. L'aggiunta di tale soluzione nei campioni e negli standard ha lo scopo di eliminare le interferenze di una eventuale ionizzazione del sodio che può verificarsi quando si effettuano letture con una fiamma aria-acetilene, come in questo caso.

I risultati ottenuti dalla lettura mediante lo strumento sono stati riportati in $\mu\text{g/g}$ di

peso secco della pianta attraverso i seguenti calcoli:

$$[\text{Na}] \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{g p. s.}} \right) = \frac{(A - B) \times C \times D}{E}$$

dove:

A = concentrazione di Na (mg/L) nella soluzione digerita

B = concentrazione di Na (mg/L) nel bianco di controllo

C = volume finale (ml) della soluzione digerita

D = eventuale fattore di diluizione apportato al campione (es. 10 se il campione è stato diluito 10 volte)

E = peso iniziale (g) del campione digerito

Analoga conversione è stata effettuata per le determinazioni di Cromo e Cadmio.



Figura 27: Lettura dei campioni mediante spettrometro ad assorbimento atomico (AAAnalist 200, Perkin Elmer).

4.4 RISULTATI

4.4.1 Variabili ambientali

Durante il periodo di acclimatazione e di trattamento, la temperatura all'interno del locale utilizzato per le coltivazioni è stata monitorata, rilevando i valori minimi e massimi ogni qualvolta è stata effettuata l'aggiunta di acqua alle piante. Tali valori sono riportati in Figura 28. Come si osserva, le temperature sono risultate piuttosto elevate, con le massime sempre al di sopra dei 35 °C. Oltre al periodo stagionale in cui è stata effettuata la sperimentazione, anche la localizzazione della coltivazione, all'interno di una serra, anche se areata, ha determinato sicuramente un innalzamento della temperatura registrata.

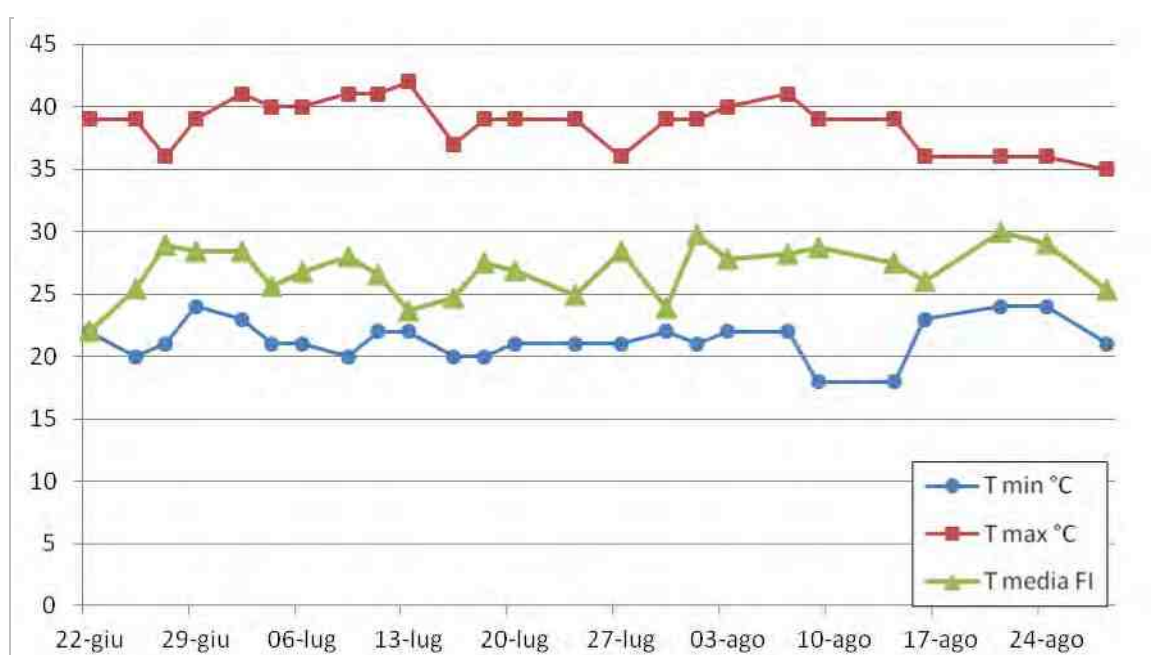


Figura 28: Temperature massime e minime e medie relative al periodo di acclimatazione e di trattamento delle piante.

Tali temperature rappresentano uno dei principali fattori che hanno influito sulla perdita di acqua, dovuta all'evapotraspirazione, dalle soluzioni di trattamento nel corso della sperimentazione. Come già illustrato per evitare il prosciugamento dei vasi, ogni 2-3 giorni è stato necessario aggiungere nuova acqua distillata in quantità tali da mantenere il livello segnato. Tali volumi aggiunti sono stati registrati per un campione di 10 vasi per specie. La quantità di acqua aggiunta è stata mediata su ogni singolo giorno, dividendo il volume misurato in ogni vaso per il numero di giorni trascorsi dall'aggiunta precedente. La Figura 29 riporta, quindi, una stima dei volumi d'acqua persi giornalmente per evaporazione diretta o per la traspirazione delle piante. Si ricorda, infatti, che i vasi utilizzati sono privi di fori, pertanto non esistono altre possibili cause di perdite d'acqua.

Durante tutto il periodo di trattamento la maggiore perdita di acqua è stata sempre osservata per *B. maritimus*, mentre i volumi minori sono stati riscontrati in *J. subulatus*. Questa differenza è probabilmente legata ad una maggiore biomassa totale di *B. maritimus*, rispetto alle altre specie, la quale ha comportato una maggiore traspirazione da parte delle piante. Inoltre, i valori sono risultati molto oscillanti nel periodo di trattamento, con un andamento simile in tutte le specie. È importante tenere in considerazione che questa oscillazione ha ovviamente comportato anche una variabilità della concentrazione di contaminanti all'interno di ciascun vaso, portando, se pur per periodi di tempo limitati, a valori di esposizione superiori a quelli stabiliti inizialmente. A titolo di esempio, la massima perdita di acqua è stata registrata per *B. maritimus* nella prima settimana di agosto, superando i 500 ml di acqua persa su un totale di 1.300 ml di soluzione. Di conseguenza, le piante di questa specie sono state esposte, per un periodo di tempo non calcolabile, ma inferiore a 3 giorni, ad una concentrazione di inquinanti quasi raddoppiata rispetto a quella iniziale.

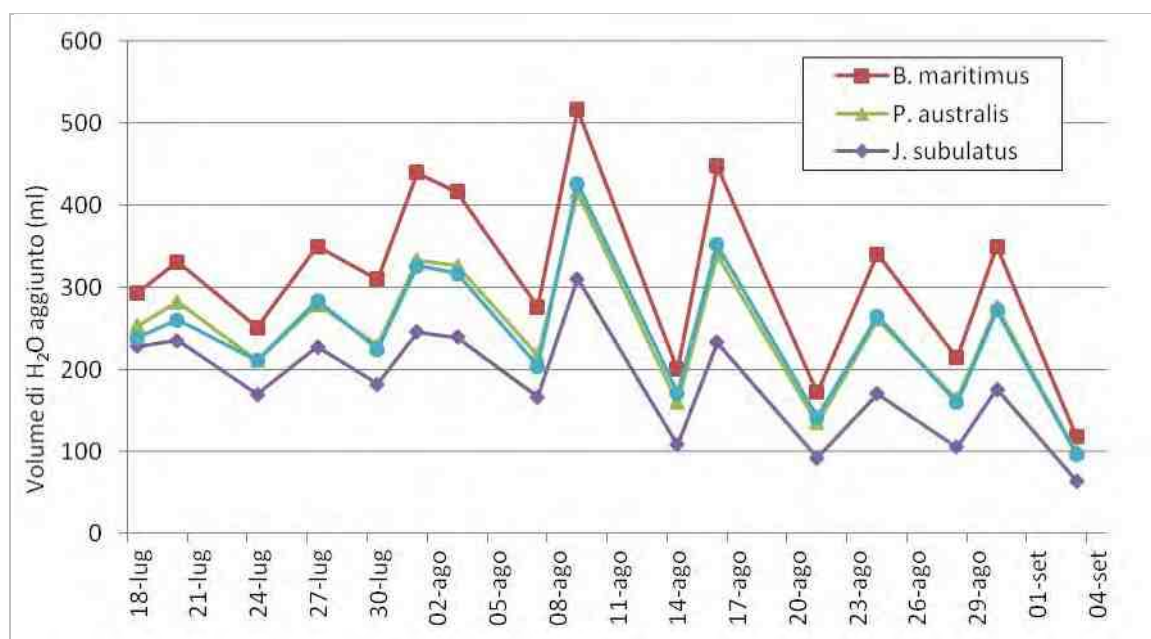


Figura 29: Volumi di acqua aggiunti nel corso dei trattamenti per compensare le perdite per evapotraspirazione.

4.4.2 Tolleranza ai trattamenti

Mortalità

Un'utile indicazione sulla tolleranza delle specie ai trattamenti è fornita dai dati sulla mortalità delle piante nel corso della sperimentazione. La Tabella 21 mostra il numero di individui vivi osservati all'inizio e alla fine di ogni trattamento.

Trattamento	Cl ⁻ (mg/l)	HC (mg/l)	<i>B. maritimus</i>		<i>J. acutus</i>		<i>J. subulatus</i>		<i>P. australis</i>		
			P	D	P	D	P	D	P	D	
T1	Controllo	-	-	6	6	6	6	5	5	3	3
T2	Cl ⁻	4.827	-	6	6	6	6	5	5	3	3
T3	Cl ⁻	8.548	-	5	0	6	6	6	2	4	1
T4	Cl ⁻	12.537	-	6	0	6	0	6	1	4	0
T5	Cl ⁻	21.578	-	4	0	6	0	6	0	5	0
T6	Cl ⁻	25.196	-	6	0	6	0	6	0	4	0
T7	HC	-	75	5	5	6	6	6	6	4	4
T8	HC	-	150	4	4	6	6	6	5	4	4
T9	Cl ⁻ , HC	4.826,3	75	3	3	6	6	3	3	4	4
T10	Cl ⁻ , HC	7.090,0	75	4	4	6	6	2	2	5	5

Tabella 21: Numero di individui vivi di ciascuna specie rilevati prima (P) e dopo (D) il trattamento.

Come si osserva, il numero di individui prima del trattamento non è uguale per tutte le tesi e tutte le specie testate. Una certa mortalità è stata infatti riscontrata già nel periodo di acclimatamento delle piante, per cause quindi diverse dall'esposizione ai contaminanti. Solo nel caso di *J. acutus* tutti gli individui messi a dimora (6 per ogni tesi) hanno mostrato ripresa della crescita e sono risultati vivi al momento dell'esecuzione dei trattamenti. Questa specie ha mostrato quindi una maggiore resistenza, rispetto alle altre, nei confronti dello stress subito nelle varie fasi di raccolta, trasporto e piantumazione.

Per quanto riguarda l'effetto dei trattamenti, nel caso dell'esposizione a salinità crescente, è stato riscontrato un incremento della mortalità all'aumentare della concentrazione di NaCl nella soluzione. Per maggiore chiarezza, i dati riportati in tabella relativamente ai trattamenti col sale, sono mostrati graficamente in Figura 30: Piante seccate dopo esposizione acuta a sale; a) *P. australis*, b) *B. maritimus*, c) *J. acutus*, d) *J. subulatus*, e in Figura 31 in forma di percentuale di piante sopravvissute al termine di ciascun trattamento (tasso di sopravvivenza). Tutte le specie hanno mostrato il 100% di sopravvivenza alla più bassa concentrazione di sale somministrata (T2, 4.827 mg/L Cl⁻). Al trattamento T3 (8.548 mg/L Cl⁻) è stato riportato il 100 % di sopravvivenza solamente in *J. acutus*, mentre in *J. subulatus* e *P.australis* la sopravvivenza è stata inferiore al 35%. Per *B. maritimus*, infine,

non sono state osservate piante vive già a questa concentrazione, indicando di essere la specie meno tollerante tra quelle testate.



Figura 30: Piante seccate dopo esposizione acuta a sale; a) *P. australis*, b) *B. maritimus*, c) *J. acutus*, d) *J. subulatus*.

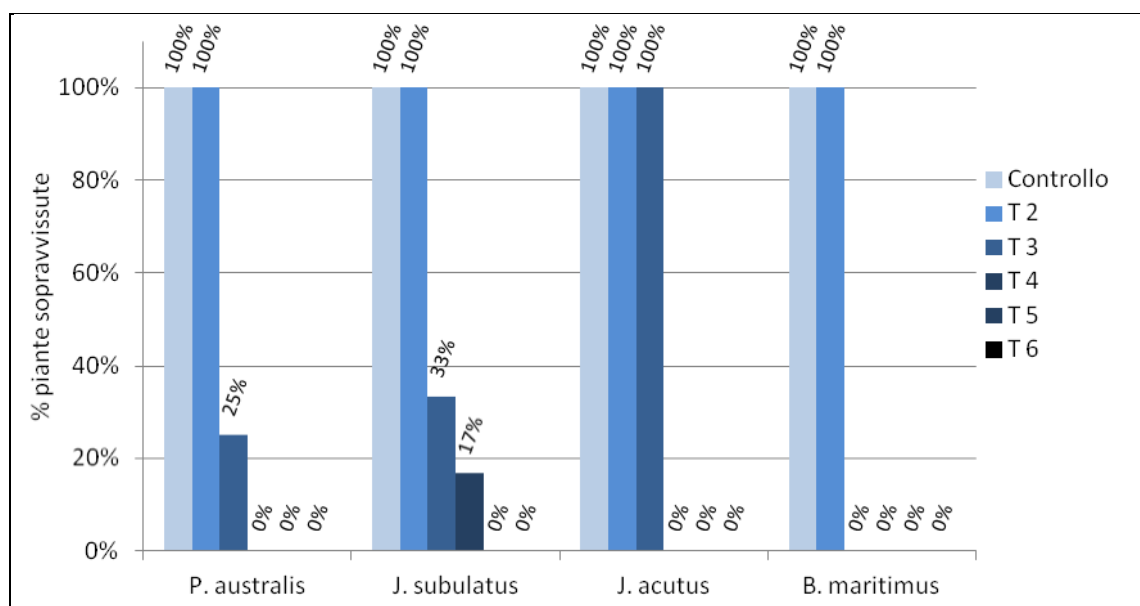


Figura 31: Percentuale di piante delle 4 specie sopravvissute in seguito ai trattamenti (T).

Al trattamento T4 solamente *J. subulatus* ha mostrato una certa tolleranza al trattamento, con una percentuale di sopravvivenza del 17%, mentre alle concentrazioni più elevate (T5 e T6) per nessuna specie sono state riscontrate piante vive al termine dell'esposizione.

Si rileva, inoltre, che l'effetto tossico della salinità è stato estremamente rapido, in quanto, la mortalità osservata è stata registrata dopo tre soli giorni di esposizione, in tutte le specie e per tutti i livelli di esposizione.

Per quanto riguarda i trattamenti con idrocarburi (trattamento 7 e 8), è possibile osservare che questi inquinanti non hanno causato alcuna mortalità delle piante, ad eccezione di un solo individuo di *J. subulatus*. Anche nel caso dei trattamenti misti (9 e 10), tutte le piante sono sopravvissute all'esposizione, indicando una tolleranza alle concentrazioni somministrate.

Per quanto riguarda l'esposizione al cromo e al cadmio tutte le tesi hanno tollerato il livello di esposizione determinato. Solamente due individui di *Juncus subulatus* hanno mostrato nella terza settimana di esposizione un modesto ingiallimento di porzioni fogliari, continuando comunque a vegetare. Tutte le tesi hanno inoltre mostrato accrescimenti radicali con l'emissione di nuove radici.

Accrescimento

Il rilevamento della biomassa è stato scelto quale indice per valutare la tolleranza delle diverse specie alle soluzioni di trattamento. La differenza di accrescimento, in termini di biomassa totale prodotta dalla pianta, tra trattati e controlli può essere utilizzato, infatti, per determinare gli eventuali effetti tossici delle soluzioni somministrate. Tuttavia, al termine della sperimentazione è stato osservato che l'accrescimento, calcolato come differenza tra peso fresco finale e quello iniziale, è risultato essere un parametro solo parzialmente rappresentativo della reale crescita della pianta e quindi parzialmente utilizzabile. Nella maggior parte dei casi, infatti, le piante originarie che sono state messe a dimora hanno sviluppato nuovi ributti mentre i vecchi fusti sono seccati nel corso della sperimentazione (Figura 32). Questo ha provocato una parziale diminuzione del peso fresco che era stato misurato originariamente, portando ad una sottostima della reale crescita della pianta, misurata al termine della sperimentazione. Tale effetto, inoltre, non è stato omogeneo per tutte le specie; è stato poco significativo in *P. australis*, in quanto piantata originariamente come rizoma che non è seccato, mentre è stato più consistente in *B. maritimus* in quanto i vecchi fusti delle piante adulte raccolte erano di dimensioni molto maggiori rispetto ai nuovi ributti



Figura 32: Nuovi ributti a fianco del vecchio fusto seccato in esemplari di *Juncus subulatus*.

Nonostante i limiti riscontrati nell'utilizzo di questo parametro, alcune utili indicazioni possono essere ricavate dall'analisi dell'accrescimento delle diverse specie. Come si osserva in Figura 33, in *P. australis* e nelle due specie di *Juncus*, alle concentrazioni di sale in cui le piante sono sopravvissute non vi è stata alcuna riduzione significativa dell'accrescimento rispetto ai controlli, indicando che il sale non ha avuto effetti tossici. Solamente *B. maritimus* ha mostrato una forte riduzione della crescita rispetto ai controlli già alla concentrazione di sale più bassa utilizzata. Nonostante questo, l'accrescimento medio a tale livello di esposizione è risultato comunque superiore rispetto a quello delle altre specie.

In Figura 33 è riportato l'accrescimento registrato in seguito ai trattamenti con idrocarburi e con la miscela di idrocarburi e sale. In tutte le specie testate, la presenza di idrocarburi non ha influito in maniera significativa sulla crescita delle piante. Per quanto riguarda i trattamenti misti, nessun effetto sulla crescita è stato osservato per *P. australis* e per le due specie di *Juncus*, mentre in *B. maritimus* si è verificata una riduzione progressiva dell'accrescimento rispetto ai controlli. Dal momento che gli idrocarburi non hanno avuto effetto, tale riduzione della crescita è da imputare esclusivamente all'aumento della salinità. Al trattamento T9 si riscontra, infatti, lo stesso accrescimento mostrato con il trattamento T2 (Figura 34), mentre al trattamento T10 (7.090,0 mg/l Cl⁻) si ha un'ulteriore diminuzione della crescita.

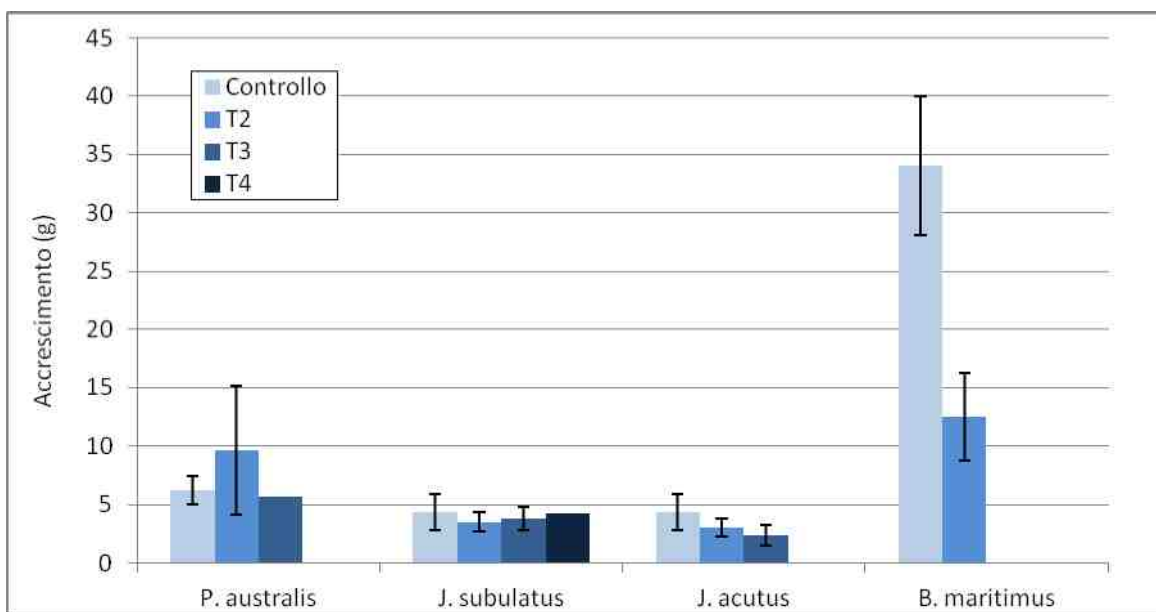


Figura 33: Accrescimento in termini di biomassa totale della pianta in seguito a trattamento con NaCl a concentrazione crescente. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda la Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

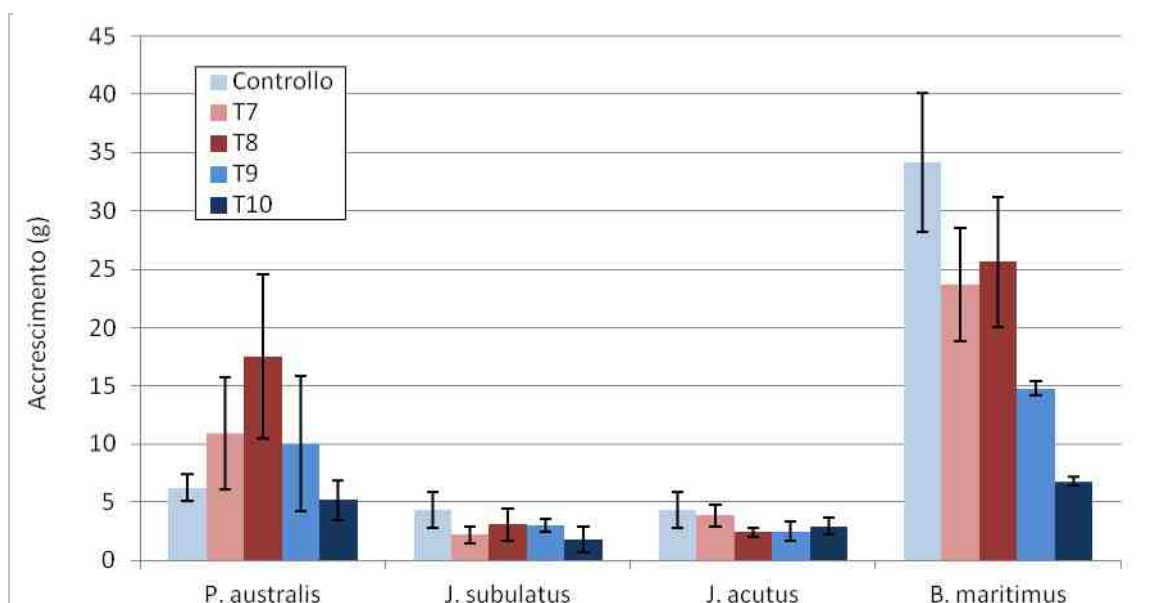


Figura 34: Accrescimento in termini di biomassa totale della pianta in seguito al trattamento con idrocarburi (HC) e con una miscela di idrocarburi e NaCl. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

I dati di accrescimento mostrati nelle Figura 35 e Figura 36 sono stati “normalizzati” dividendo il valore di accrescimento di ciascuna pianta per la media della biomassa iniziale di tutti gli individui della stessa specie esposti allo stesso trattamento. L’indice che si ottiene in tal modo permette di rapportare l’accrescimento alla biomassa iniziale e di confrontare quindi

le diverse tesi riducendo le differenze di crescita legate alle differenti dimensioni iniziali delle piante.

J. acutus è la specie che ha mostrato il minore accrescimento rispetto alle altre, mentre nessuna differenza significativa è stata osservata tra *P. australis*, *J. subulatus* e *B. maritimus*.

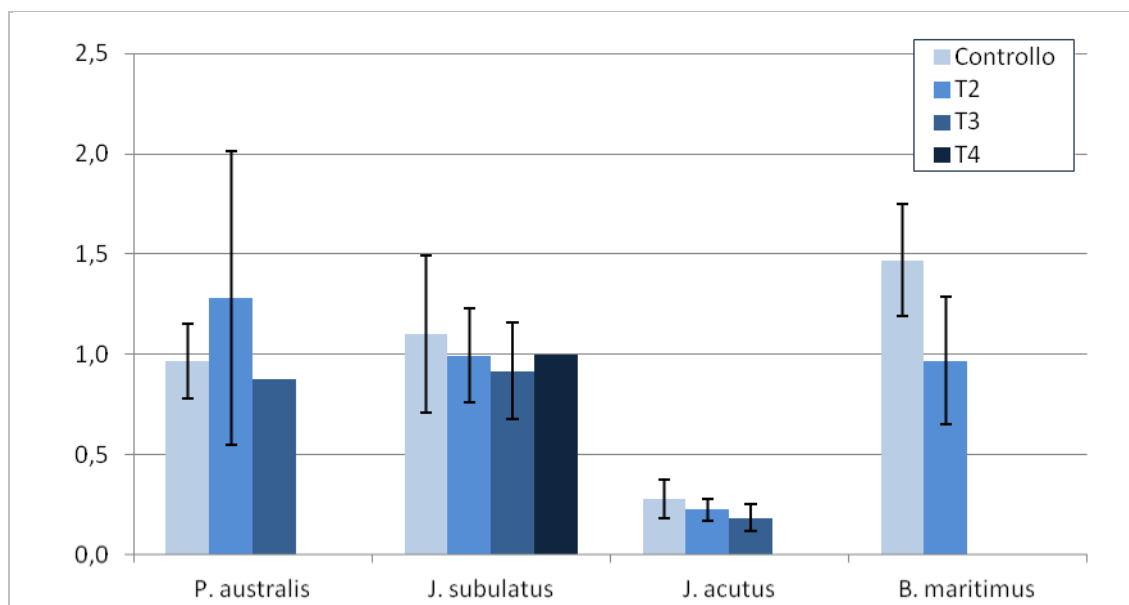


Figura 35: Accrescimento/media del peso iniziale.

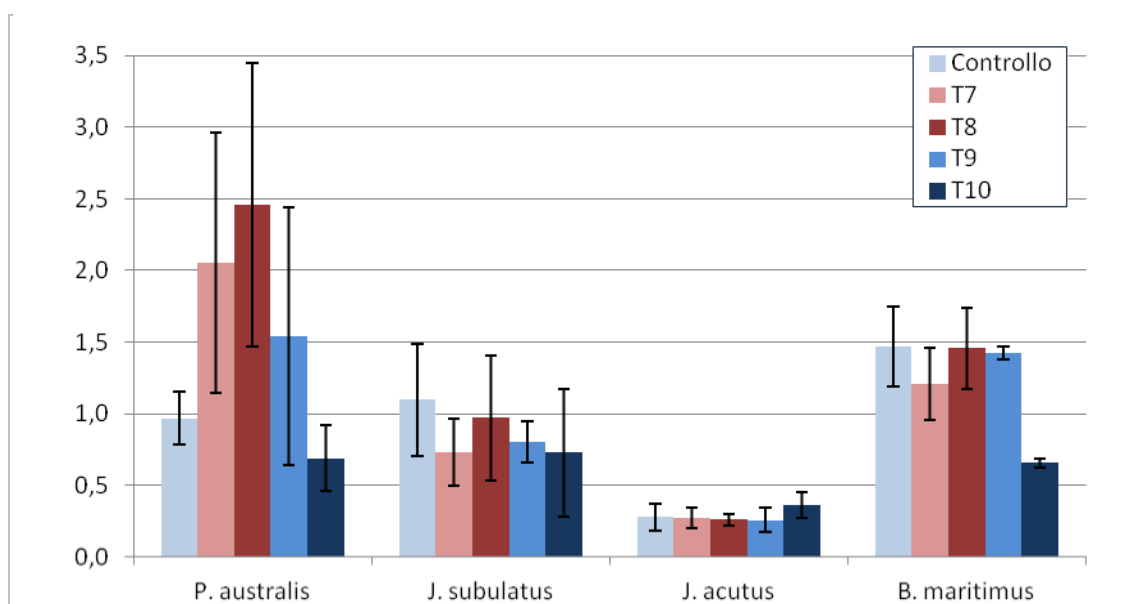


Figura 36: Accrescimento/media del peso iniziale.

Oltre ai risultati sull'accrescimento, un'ulteriore considerazione può essere effettuata sul peso fresco delle piante rilevato al termine dei trattamenti, il quale permette di confrontare le specie in termini di biomassa totale sviluppata nel corso della sperimentazione. Tali dati sono

illustrati in Figura 37 e Figura 38. È possibile osservare che *J. subulatus* è la specie con una minore biomassa, nonostante abbia mostrato un accrescimento paragonabile a *P. australis* e *B. maritimus* (Figura 35e Figura 36). *B. maritimus*, invece, è la specie caratterizzata da una maggiore biomassa.

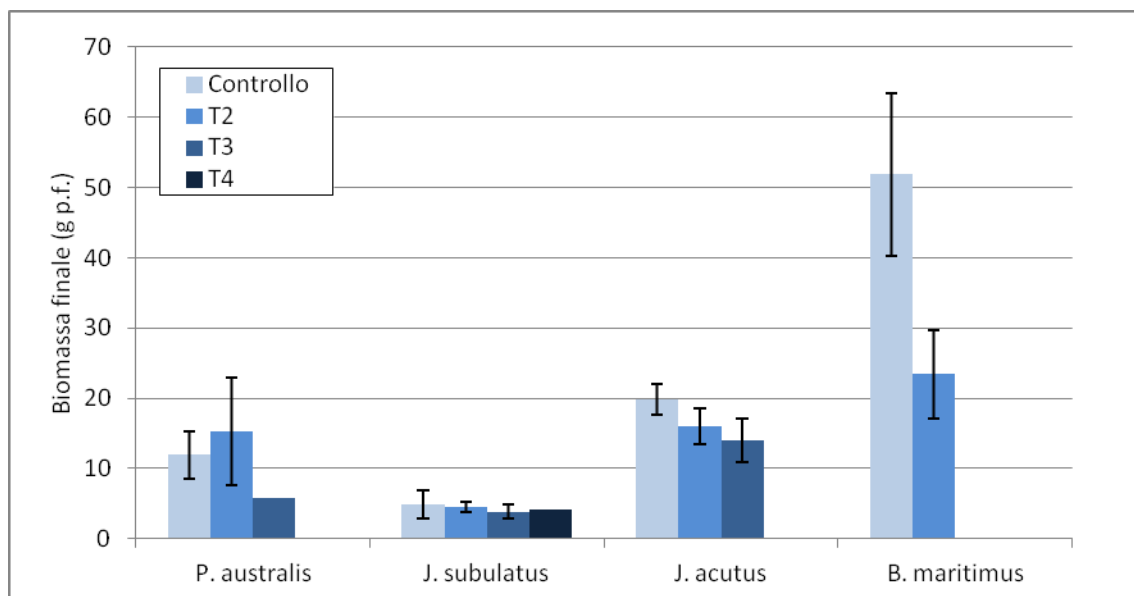


Figura 37: Biomassa totale della pianta in seguito a trattamento con NaCl a concentrazione crescente.

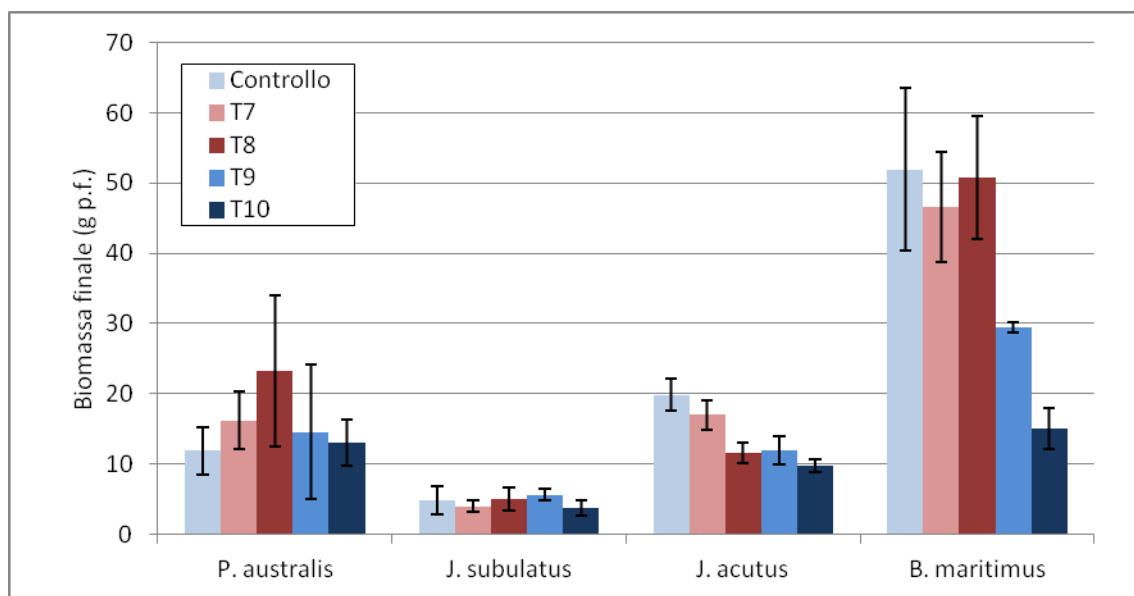


Figura 38: Biomassa totale della pianta in seguito al trattamento con idrocarburi (HC) e con una miscela di idrocarburi e NaCl.

4.4.3 Accumulo di sodio

Al fine di verificare un'eventuale capacità estrattiva del sodio da parte delle specie testate, la concentrazione di questo elemento è stata determinata nei vari organi delle piante. I valori ottenuti sono mostrati nelle Figura 39, Figura 40, Figura 41 e Figura 42, suddivisi per ogni singola specie.

Nel complesso, in tutte le 4 specie è stato osservato un aumento della concentrazione media di sodio con l'aumentare del livello di esposizione, in tutti gli organi analizzati.

In *P. australis*, per ciascun trattamento le concentrazioni minori sono state riscontrate nelle foglie rispetto agli altri organi, indicando uno scarso accumulo dell'elemento a livello fogliare. In radici, rizoma e fusto sono state osservate concentrazioni non significativamente diverse tra loro, ad eccezione del rizoma per il livello di esposizione T3, il cui valore si riferisce però all'analisi di un singolo individuo sopravvissuto.

In *J. subulatus* e *J. acutus*, le concentrazioni di sodio riscontrate nelle parti aeree rispecchiano quelle determinate a livello radicale, indicando che entrambe le specie tendono a traslocare in maniera lineare alle parti aeree il sodio assorbito.

Infine, *B. maritimus* ha mostrato concentrazioni di sodio significativamente superiori nel fusto e nelle foglie rispetto alle radici. Tale specie, pertanto, tende a traslocare l'elemento alla parte aerea, trattenendone poco a livello radicale, dove, infatti, le concentrazioni non sono significativamente diverse tra i trattati e i controlli.

Confrontando le diverse specie tra loro, le concentrazioni maggiori nella parte aerea sono state determinate in *B. maritimus*, raggiungendo una media di $30.745 \mu\text{g g}^{-1}$ di peso secco della pianta al trattamento T10, seguito poi dai due *Juncus* e, infine da *P. australis*, con valori molto inferiori (media $8.857 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.).

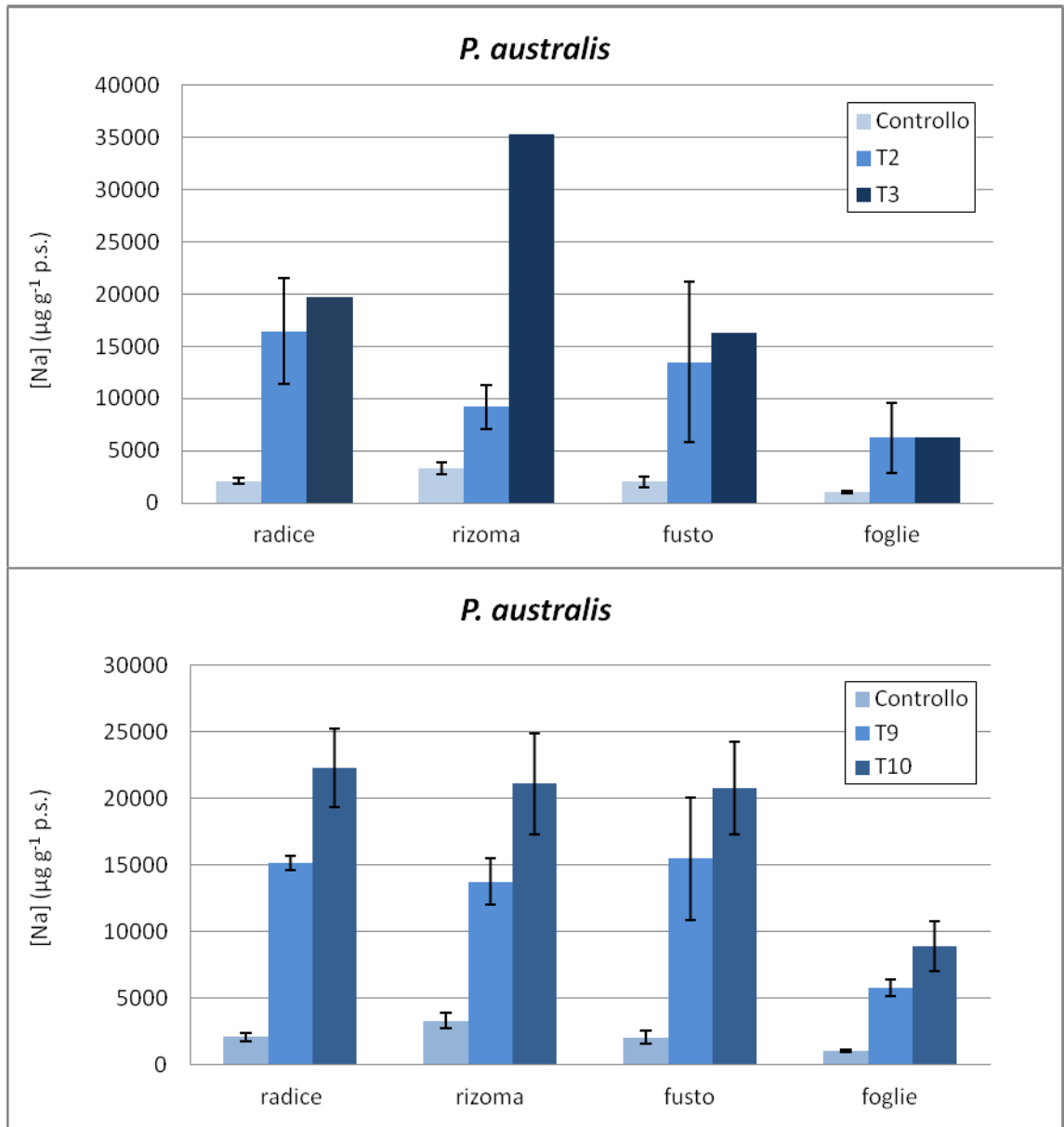


Figura 39: Concentrazioni di sodio determinate in radici, rizoma, fusto e foglie di piante di *P. australis* in seguito ai diversi trattamenti. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

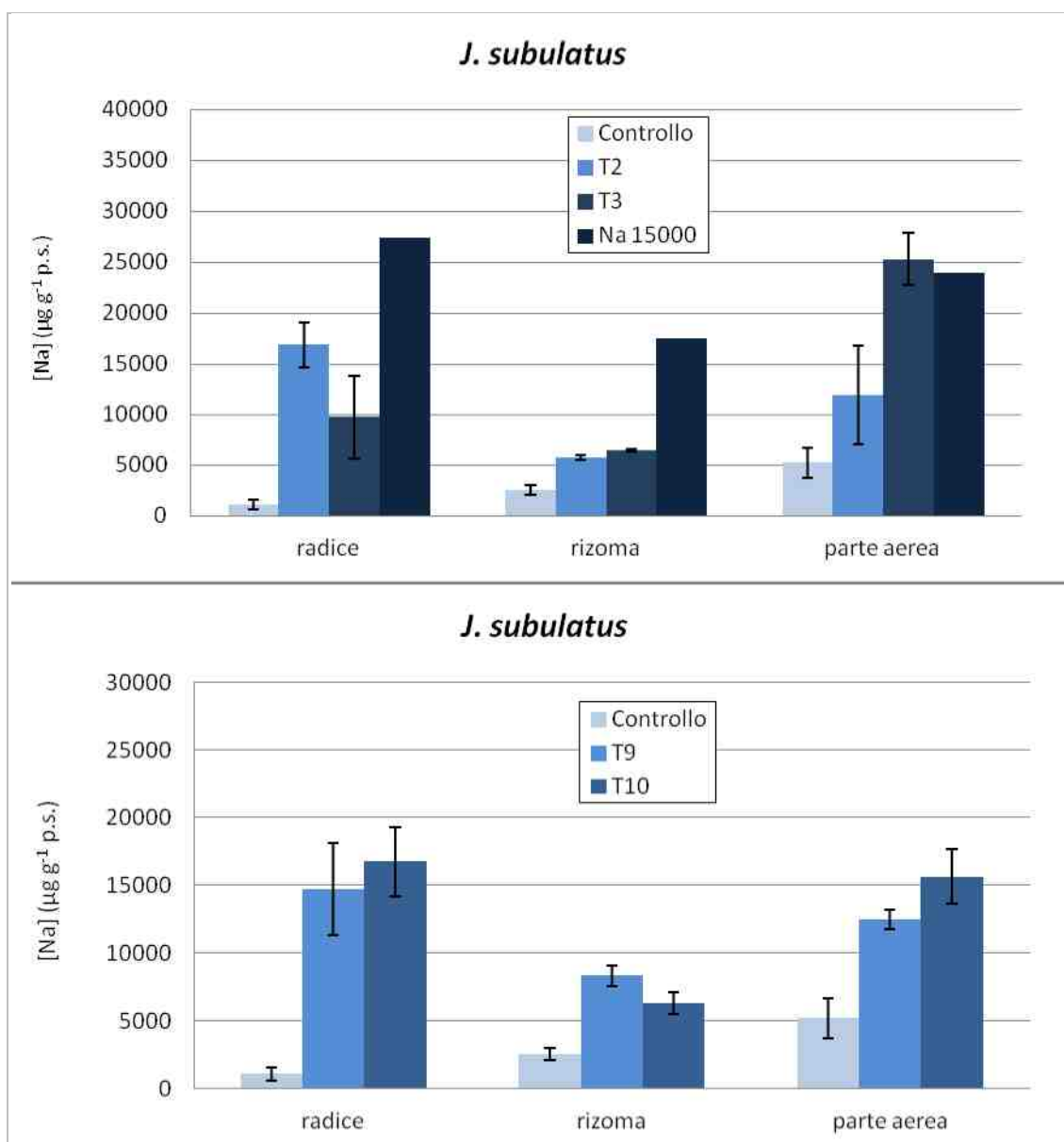


Figura 40: Concentrazioni di sodio determinate in radici, rizoma e parte aerea di piante di *J. subulatus* in seguito ai diversi trattamenti. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

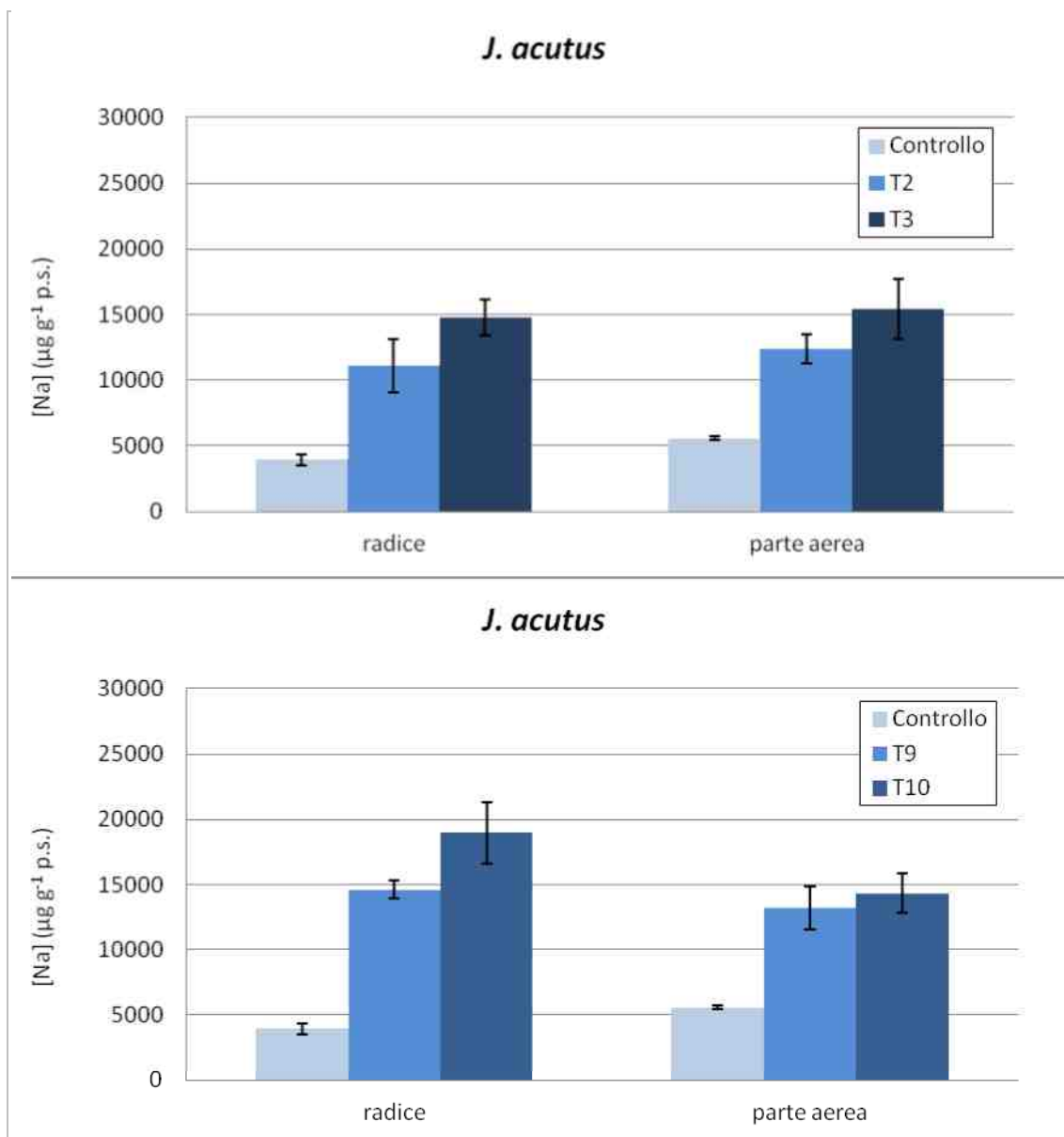


Figura 41: Concentrazioni di sodio determinate in radici e parte aerea di piante di *J. acutus* in seguito ai diversi trattamenti. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

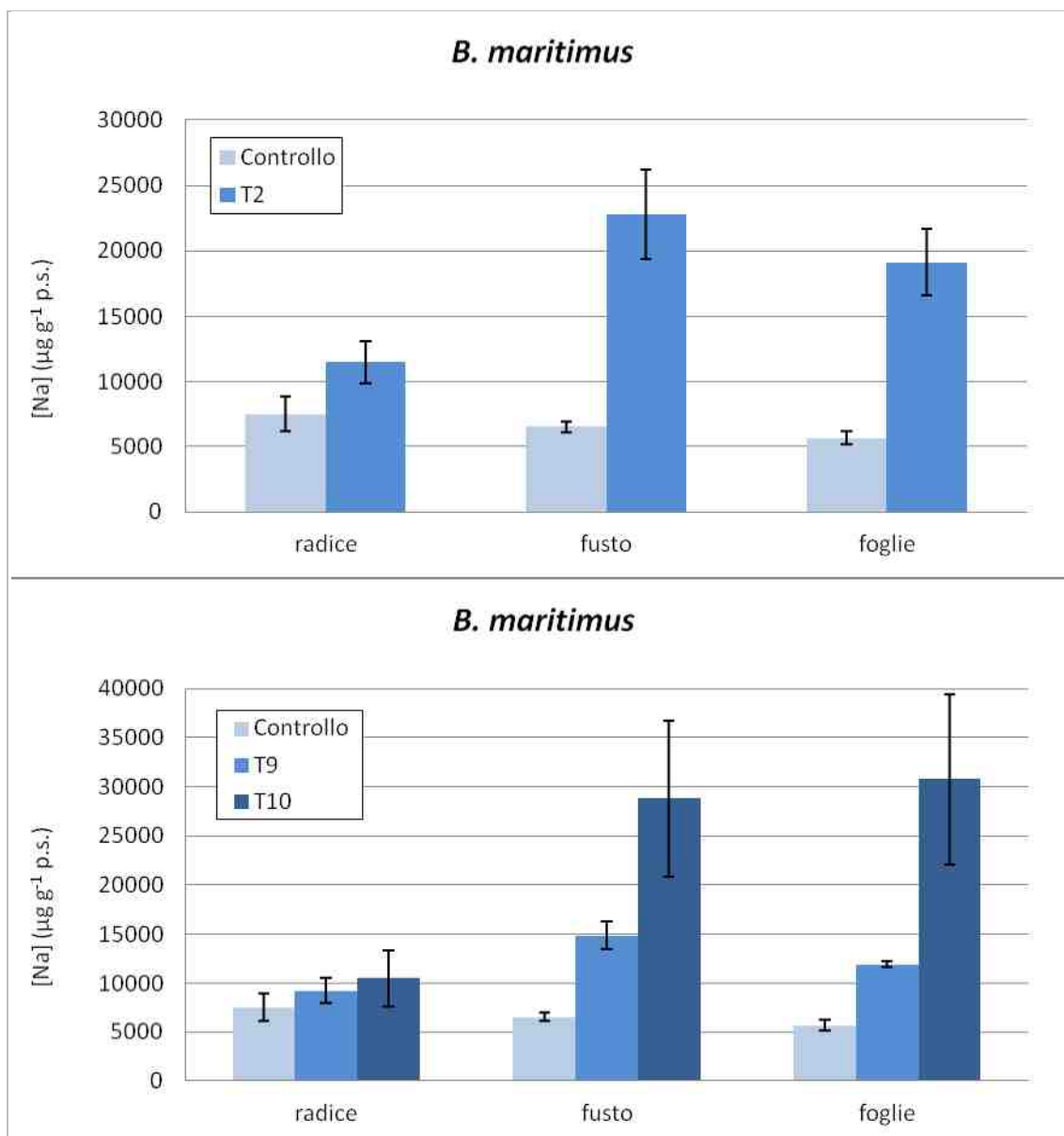


Figura 42: Concentrazioni di sodio determinate in radici, fusto e foglie di piante di *B. maritimus* in seguito ai diversi trattamenti. Per la descrizione dei trattamenti (T) si veda Tabella 17: Sintesi dei trattamenti effettuati sulle piante (HC, idrocarburi).

4.4.4 Fitoestrazione di Cromo e Cadmio

Le prove di fitoestrazione condotte hanno permesso di verificare che entrambe le specie di *Juncus* testate, ovvero *J.subulatus* e *J.acutus*, riescono a vivere in un refluo artificiale contaminato con cadmio o cromo; non si rileva mortalità dei test neanche alle più alte concentrazioni utilizzate (10ppm).

Le prove inerenti il cadmio hanno permesso di accertare che sia *J.subulatus* che *J.acutus* estraggono il cadmio dalla soluzione a tutte le concentrazioni testate, raggiungendo il massimo della performance fitoestrattiva nel trattamento con maggior concentrazione. Molto interessante dal confronto dei grafici seguenti (Figura 43 e 44) che entrambe le specie non effettuano traslocazione dell'elemento alla parte aerea della pianta, ovvero il metallo rimane nell'apparato radicale. Inoltre nei confronti del cadmio *J.subulatus* riesce ad estrarre il 160% in più di cadmio rispetto a *J.acutus*.

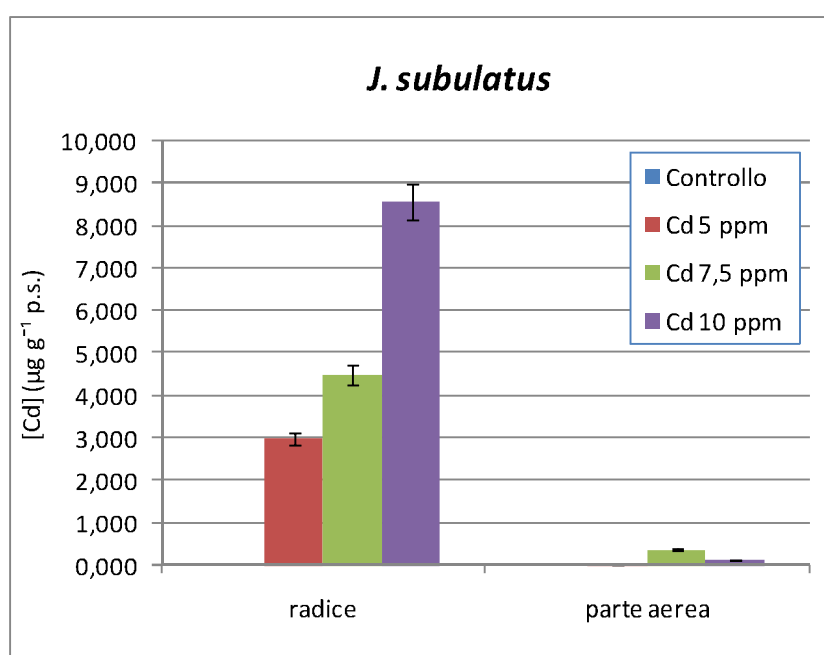


Figura 43: Concentrazioni di cadmio determinate in radici e foglie di piante di *J. subulatus* in seguito ai diversi trattamenti.

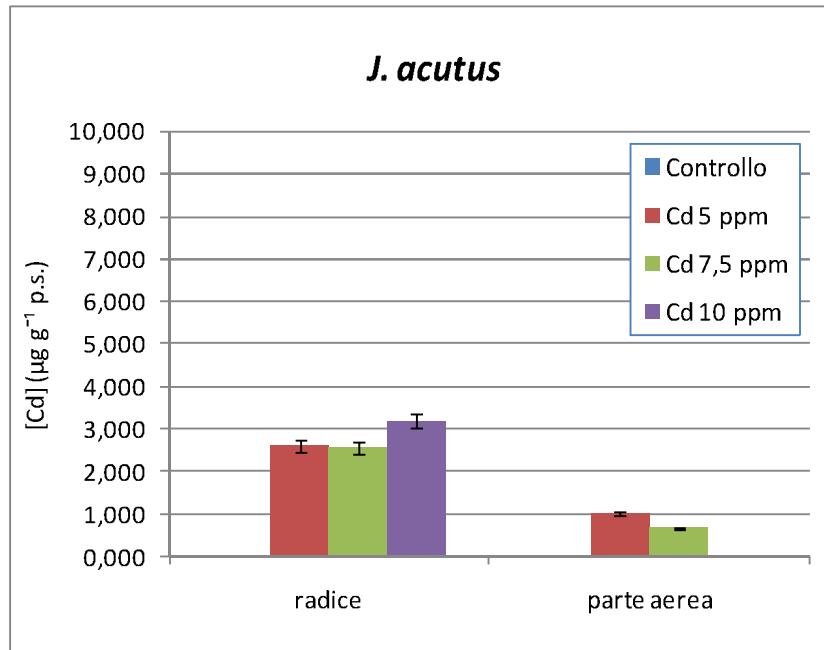


Figura 44: Concentrazioni di cadmio determinate in radici e foglie di piante di *J. acutus* in seguito ai diversi trattamenti.

I dati inerenti il trattamento con il cromo sono riportati nelle figure seguenti (Figura 45 e 46). Anche in questo caso sia *J. subulatus* che *J. acutus* estraggono il cromo dalla soluzione a tutte le concentrazioni testate, raggiungendo il massimo della performance fitoestrattiva nel trattamento con maggior concentrazione. Aliquote trascurabili di contaminante vengono traslocate alle parte aeree. L'efficacia fitoestrattiva nei confronti del cromo anche stavolta è nettamente maggiore per *J. subulatus* che riesce a estrarre il 130% in più rispetto a *J. acutus*.

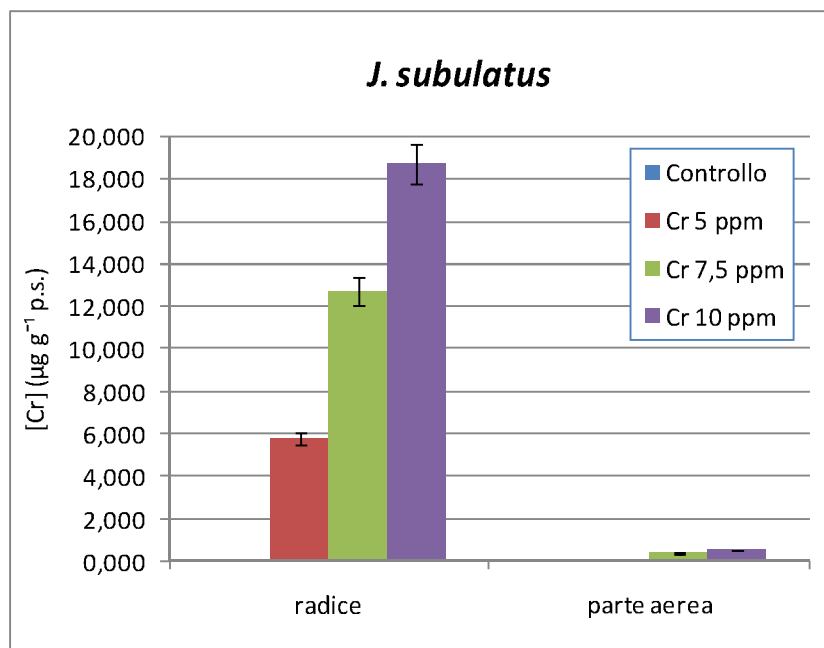


Figura 45: Concentrazioni di cromo determinate in radici e foglie di piante di *J. subulatus* in seguito ai diversi trattamenti.

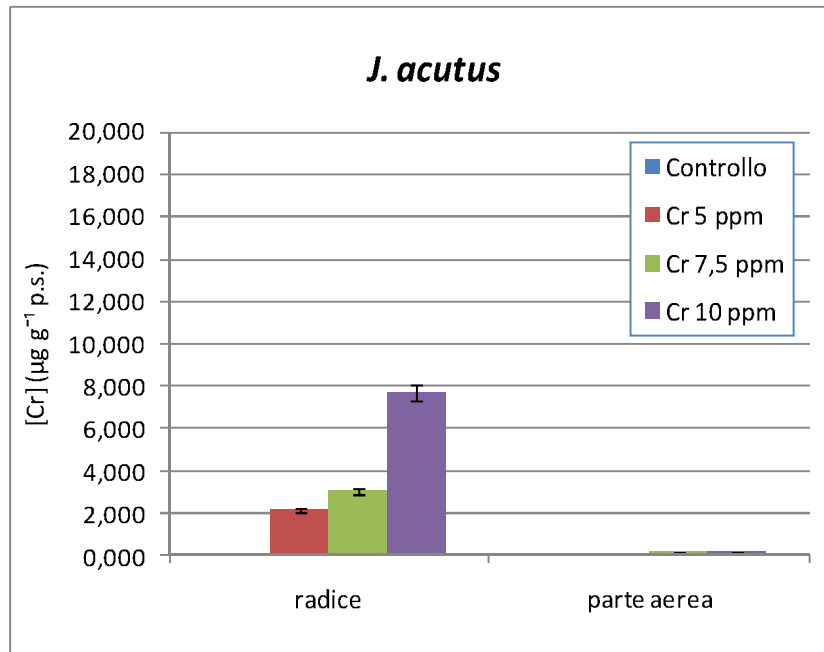


Figura 46: Concentrazioni di cromo determinate in radici e foglie di piante di *J. acutus* in seguito ai diversi trattamenti.

La determinazione analitica dei campioni di acqua di risciacquo è risultata per tutti i campioni inferiore alla quantità rilevata nelle parti aeree, e notevolmente inferiore alla quantità presente nelle radici. Tale circostanza evidenzia la bassa propensione all'adsorbimento superficiale dei metalli oggetto di indagine.

5. CONCLUSIONI

La sperimentazione condotta ci permette di effettuare alcune valutazioni sulla tolleranza e adattabilità delle quattro specie testate a diverse concentrazioni di salinità e idrocarburi e metalli. L'accrescimento e la mortalità delle piante sono stati scelti come indici per valutare la tolleranza delle diverse specie alle soluzioni di trattamento. Nel corso della sperimentazione è emerso, tuttavia, che l'accrescimento, misurato come differenza tra biomassa totale finale ed iniziale, non è stato un parametro totalmente rappresentativo della reale crescita della pianta. In alcuni casi, infatti, il calcolo di tale indice ha portato ad una sottostima della reale crescita, rendendo difficile il confronto tra le diverse specie. Un corretto test sulla tolleranza dovrebbe essere condotto a partire dai semi, utilizzando plantule di piccole dimensioni fatte germinare in condizioni controllate in un periodo uguale per tutte le specie. In tal modo, la sperimentazione ha inizio da un tempo zero analogo per tutte le specie e si annullano tutte quelle interferenze che si creano utilizzando piante raccolte in campo, come le diverse dimensioni delle piante prelevate, la diversa età e la diversa modalità di risposta allo stress da prelievo e piantumazione.

Risultati importanti sono comunque emersi dall'analisi combinata di accrescimento e mortalità. Per quanto riguarda la salinità, tutte le specie sono risultate tolleranti alle concentrazioni di Cl^- 4.826 mg/L (T2) e 7.090 mg/L (T10), mostrando il 100% di sopravvivenza. Inoltre, *P. australis*, *J. acutus* e *J. subulatus* non hanno subito alcuna riduzione dell'accrescimento rispetto ai controlli, indicando che il sale a tali concentrazioni non ha alcun effetto tossico sulla crescita delle piante. *B. maritimus* è stata, invece, la specie meno tollerante in quanto ha mostrato una riduzione progressiva della crescita alle due suddette concentrazioni. Inoltre, è stata l'unica specie in cui è stato osservato il 100% di mortalità al trattamento T3 (8.548 mg/L di Cl^-), mentre le altre hanno mantenuto una certa percentuale di sopravvivenza. *J. acutus* è stato l'unico a mostrare, a tale concentrazione, il 100% di sopravvivenza, indicando di essere il più tollerante tra tutte le specie. Infine, a partire dalla concentrazione di Cl^- 12.537 mg/L (T4), ad eccezione di un solo individuo di *J. subulatus* sopravvissuto, tutte le piante sono state trovate morte dopo soli tre giorni di trattamento. Pertanto, al momento della scelta delle specie per la realizzazione di un impianto di fitodepurazione per slops e acque di sentina dovrà essere tenuto presente che la salinità non dovrebbe superare tale limite di concentrazione per garantire la vitalità delle piante. Tuttavia, dobbiamo considerare che la sperimentazione è consistita in una esposizione acuta a NaCl e non sappiamo se le piante siano in grado di rispondere in maniera

diversa ad una somministrazione graduale del sale, dando loro il tempo di acclimatarsi a concentrazioni gradualmente crescenti del contaminante. Questo può rappresentare uno spunto per future indagini da poter effettuare in presenza di impianti a scala reale e sui quali potrebbe risultare molto più agevole il confronto tra ulteriori specie e relative prestazioni in termini di resistenza ed efficienza.

Per quanto riguarda i trattamenti con idrocarburi, questi non hanno influito né sulla sopravvivenza né sull'accrescimento delle piante di tutte le specie, confermando che questa tipologia di contaminante non rappresenta un fattore limitante per lo sviluppo e la crescita.

Le analisi sulla determinazione del sodio nei vari organi delle piante hanno indicato che *B. maritimus* raggiunge concentrazioni dell'elemento nelle parti aeree molto maggiori rispetto alle altre specie. Inoltre, il contenuto di sodio è significativamente maggiore nelle parti aeree rispetto che nelle radici, indicando una tendenza alla traslocazione dell'elemento quindi una potenzialità estrattiva. Probabilmente è proprio questa stessa caratteristica che rende questa specie meno tollerante rispetto alle altre, non essendo in grado di limitare la traslocazione del sodio e quindi i suoi effetti tossici a livello fogliare. Tuttavia, alle concentrazioni a cui sopravvive, *B. maritimus* mostra una certa capacità estrattiva del sodio ed è quindi da tenere in considerazione nel caso in cui sia necessario detossificare il refluo da questo elemento. Infine, una considerazione può essere effettuata sulla biomassa finale delle quattro specie, dal momento che lo sviluppo complessivo e le dimensioni delle piante hanno un ruolo importante all'interno di un impianto di fitodepurazione. Per i tempi e le condizioni sperimentali utilizzate, nonostante la sua minore tolleranza rispetto alle altre specie, *B. maritimus* ha registrato la maggiore biomassa finale, mostrando, anche da un'osservazione visiva, una forte ripresa dallo stress iniziale, una buona vitalità delle piante e un sviluppo consistente anche a livello dell'apparato radicale. All'estremità opposta troviamo invece *J. subulatus*, il quale ha mostrato una biomassa molto ridotta, con un fusto esile e poco vigoroso e radici poco sviluppate (anche nei controlli). Questo, tuttavia, può essere causato da condizioni sperimentali complessivamente non del tutto idonee alla crescita di questa specie, dal momento che le piante osservate in natura durante i sopralluoghi avevano un aspetto molto più rigoglioso e florido. È ipotizzabile quindi che i tempi utilizzati nella sperimentazione non siano stati sufficienti per uno sviluppo adeguato della pianta.

Per quanto riguarda i trattamenti con metalli pesanti, questi hanno evidenziato l'attitudine delle specie alla fitoestrazione di cromo e cadmio da soluzioni contaminate. In modo particolare l'efficienza di *Juncus subulatus* è nettamente superiore a quella di *Juncus*

acutus e paragonabile con i dati presenti in letteratura per *J.subsecundus*.

Concludendo, i risultati ottenuti e le valutazioni effettuate in seguito alla sperimentazione forniscono informazioni utili che permetteranno di scegliere la/le specie più idonee per gli impianti di fitodepurazione per il trattamento di reflui portuali delle medesime caratteristiche a quelle simulate, sulla base di diversi fattori che determineranno tale scelta, come le caratteristiche definitive del refluo da depurare, l'area disponibile e quindi il numero di vasche realizzabili.

La redazione del prospetto delle piante utili all'impiego in fitodepurazione ha permesso di evidenziare il contingente della flora vascolare nativa della Sicilia, di potenziale impiego negli interventi di fitodepurazione; l'elaborato si presta per essere utilizzato come base di lavoro nell'ambito dei progetti di trattamento delle acque reflue attraverso tecniche di *phytoremediation* e degli interventi volti al miglioramento delle condizioni dei sistemi fluviali, lacustri e palustri, specialmente nell'ambito delle aree protette siciliane e laddove si ravvede la necessità di un'azione di miglioramento dei sistemi acquatici connessi ai corpi idrici.

6. BIBLIOGRAFIA

APG III (Angiosperm Phylogeny Group II), 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161, 105–121.

Brix h., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetland – *Wat. Sci. Tec*, 29 (4): 71-74.

Brix H., 1996 . Design Criteria for a two-stage constructed wetland – Preprints of “Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control”, IX/6, 15-19 Sept. 1996, Vienna, Austria.

Bulc T., Zupancic M, Vrhovsek D., 2003. CW experiences in Slovenia: development and application, *Atti del Convegno “ La fitodepurazione: applicazioni e prospettive”*, ARPAT, Volterra (PI), pp. 90-105.

Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S., Castro, P.M.L., 2008. The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. *Arch Environ Contam Toxicol* 55, 404–414.

Calheiros, C.S.C., Teixeira, A., Pires, C., Franco, A.R., Duque, A.F., Crispim, L.F.C., Moura, S.C., Castro P.M.L., 2010. Bacterial community dynamics in horizontal flow constructed wetlands with different plants for high salinity industrial wastewater polishing. *Water Research* 44, 5032–5038.

Calheiros, C.S.C., Quitério, P.V.B., Silva, G., Crispim, L.F.C., Brix, H., Moura, S.C., Castro, P.M.L., 2012. Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. *Journal of Environmental Management* 95, 66–71.

Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci B., Masi F., 2001. "Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy", *Water Science & Technology*, vol. 44, n. 11-12 , 339-343.

Cooper P.F., 1993. The use of Reed Bed Systems to treat domestic sewage: the European Design and Operation Guidelines for Reed Bed Treatment Systems. In: “Constructed Wetlands for Water Quality Improvement”. – Moshiri G.A. Ed., Lewis Publisher.

Couto, M.N.P.F.S., Basto, M.C.P., Vasconcelos, M.T.S.D., 2011. Suitability of different salt marsh plants for petroleum hydrocarbons remediation. *Chemosphere* 84, 1052–1057.

Couto, M.N.P.F.S., Basto, M.C.P., Vasconcelos, M.T.S.D., 2012. Suitability of *Scirpus maritimus* for petroleum hydrocarbons remediation in a refinery environment. *Environ Sci Pollut Res* 19, 86–95.

Crites, R.W., Dombeck, G.D., Watson, R.C., Williams, C.R., 1997. Removal of metals and ammonia in constructed wetlands. *Water Environment Research* 69 (2), 132–135.

- De Maeseneer, J.L., 1997. Constructed Wetlands for Sludge Dewatering. *Water Science and Technology*, 35, 279-285
- Eke P.E., Hydrocarbon removal with constructed wetlands. Ph.D. Thesis, University of Edimburg, February 2008.
- EPA, 1999. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, Cincinnati.
- Ferrari S., Spaggiari R., Garuti G., Romagnoli F., 2002 . Manuale per la fitodepurazione. – Tip. San Martino, 106 pp.
- Fibbi, D., Doumet, S., Colzi, I., Coppini, E., Pucci, S., Gonnelli, C., Lepri, L., Del Bubba, M., 2011. Total and hexavalent chromium removal in a subsurface horizontal flow (h-SSF) constructed wetland operating as post-treatment of textile wastewater for water reuse. *Water Science and Technology* 64, 826–831.
- Giardina G., Raimondo F.M., Spadaro V., 2007 . A catalogue of plants growing in Sicily. – *Bocconea*, 20: 5-582.
- Glenn, E., Thompson, T.L., Frye, R., Riley, J., Baumgartner, D., 1995. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquatic Botany* 52, 75–91.
- Gorai, M., Ennajeh, M., Khemira, H., Neffati, M., 2011. Influence of NaCl-salinity on growth, photosynthesis, water relations and solute accumulation in *Phragmites australis*. *Acta Physiol Plant* 33, 963–971.
- Ha, N.T.H., Sakakibara, M., Sano, S., Hori, R.S., Sera, K., 2009. The potential of *Eleocharis acicularis* for phytoremediation: case study at an abandoned mine site. *Clean* 37 (3), 203–208.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Del Sastre, M.V., Di Luca, G.A., 2011. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. *Journal of Hazardous Materials* 190, 1016–1022.
- Hoagland, D.R., Arnon, D.I., 1950. The water-culture method for growing plants without soil. *Calif. Agric. Exp. Stn. Circ.* 347, 1–39.
- International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL) www.imo.org
- IRSA, 2003. Metodi analitici per le acque. Sezione 3000, Metalli e specie metalliche.
- Kadleck, R.H. et Wallace, S.D., 2009. *Treatment Wetland*, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Kadlec R., Wallace S. 2009 *Treatment wetlands* - CRC Press Taylor & Francis GroupWallace. -- 2nd ed
- Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N., Cote, R., 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International* 29, 1029–1039.
- Kickuth, R, 1977. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant

- hydrosphere under limnic conditions, in “Utilization of Manure Land Spreading”, Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, pp. 335-343, London.
- Kickuth, R, 1978. Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 25: 57-70.
- Kickuth, R, 1981. Abwasserreinigung in Mosaikmatritzen aus aeroben and anaeroben Teilbezirken. In: *Grundlagen der Abwasserreinigung*, F. Moser, ed., Verlag Oldenburg, Munchen Wien, pp. 639-665.
- Klomjek, P., Nitorisavut, S., 2005. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere* 58, 585–593.
- Lee, B.H., Scholz, M., 2007. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering* 29, 87–95.
- Lim, P.E., Mak, K.Y., Mohamed, N., Noor, A.M., 2003. Removal and speciation of heavy metals along the treatment path of wastewater in subsurface-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 48, 307–313.
- Lin, Q., Mendelssohn, I.A., 2009. Potential of restoration and phytoremediation with *Juncus roemerianus* for diesel-contaminated coastal wetlands. *Ecological engineering* 35, 85–91.
- Liu, X., Wang, Z., Zhang, X., Wang, J., Xu, G., Cao, Z., Zhong, C., Su, P., 2011. Degradation of diesel-originated pollutants in wetlands by *Scirpus triqueter* and microorganisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 1967–1972.
- Lu, Q., He, Z.L., Graetz, D.A., Stoffella, P.J., Yang, X., 2011. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environ Sci Pollut Res* 18, 978–986.
- Macek, P., Rejmánková, E., 2007. Response of emergent macrophytes to experimental nutrient and salinity additions. *Functional Ecology* 21, 478–488.
- Machate, T., Noll, H., Behrens, H., Kettrup, A., 1997. Degradation of phenanthrene and hydraulic characteristics in a constructed wetland. *Wat. Res.* 31 (3), 554–560.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2007a. Removal efficiency of constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere* 68, 1105–1113.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management* 90, 355–363.
- Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., Marmiroli, N., 2003. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology* 88, 85–94.
- Mara D.D., 1996. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications

for process design, "Water Science & Tecnology", Waste Stabilization Ponds: Tecnology and Applications, Vol. 33, N° 7, Editors: D.D. Mara, H.W. Pearson and S.A. Silva.

Masi F., Conte G., Martinuzzi N. and Pucci B., 2002. "Winery high organic content wastewater treated by constructed wetlands in mediterranean climate", Conference Proceedings of the IWA 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha (TZ), vol.1, 274-282.

Masi F., 2000 . Il quadro italiano della fitodepurazione. In: Lezioni di Architettura Bioclimatica. – Collana Manuali n. 53, Alinea Ed., Firenze, pp. 201-207.

Masotti L., 1993. Depurazione delle acque, tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto, Calderini, Bologna.

Mazzoni M., 2005 . Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili. – APAT/ARPAT, Firenze.

Megateli, S., Semsari, S., Couderchet, M., 2007. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 1774–1780.

Mishra, V.K., Tripathi, B.D., 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology* 99, 7091–7097.

Mishra, V.K., Tripathi, B.D., 2009. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Materials* 164, 1059–1063.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G., 1986. *Wetlands*, Ist. Ed., Van Nostrand Reinhold, New York.

Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Hadad, H.R., Maine, M.A, 2011. Adaptability of *Typha domingensis* to high pH and salinity. *Ecotoxicology* 20, 457–465.

Mulamoottil G., McBean E.A., Rovers F., 1999. *Constructed Wetland for the Treatment of Landfill Leachates*, Lewis Publisher, London.

Naidoo, G., Kift, J., 2006. Responses of the saltmarsh rush *Juncus kraussii* to salinity and waterlogging. *Aquatic Botany* 84, 217–225.

Nelson, E.A., Specht, W.L., Knox A.S., 2006. Metal removal from water discharges by a constructed treatment wetland. *Eng. Life Sci.* 6 (1), 26–30.

Pagter, M., Bragato C., Malagoli, M., Brix, H., 2009. Osmotic and ionic effects of NaCl and Na₂SO₄ salinity on *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 90, 43–51.

Peng, K., Luoc, C., Loua, L., Lic, X., Shen, Z., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. And their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 392, 22–29.

- Pignatti, S., 1982. Flora d'Italia. Edagricole.
- Pucci B., 2002. "Le tecniche di fitodepurazione", Manuale per il Centro di Educazione per l'Ambiente del Comune di Grosseto.
- Pucci B., Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Masi F., 2000. Design and performance of a horizontal flow constructed wetland for treatment of dairy and agricultural wastewater in the "Chianti" countryside, atti della 7th International Conference, IWA Specialists Group "Wetland Systems for Water Pollution Control", Orlando, vol.3, pp. 1433-1436.
- Pucci B., Masi F., Conte G., Martinuzzi N., Bresciani R., 2005.. "Linee Guida per la Progettazione e Gestione di Zone Umide Artificiali per la Depurazione dei Reflui Civili", a cura di M. Mazzoni, APAT – ARPAT, Firenze
- Quézel P. 1985. Definition of the Mediterranean region and the origin of its flora. In: Gómez-Campo C, ed.. Plant conservation in the Mediterranean area. – Dordrecht: Dr W. Junk Publishers. p. 9-24.
- Rai, U.N., Sinha, S., Tripathi, R.D., Chandra, P., 1995. Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: Removal of heavy metals. Ecological Engineering 5, 5–12.
- Raunkiaer, C., 1934. Types biologiques pour la géographie botanique. Bull. R. Sc., Danemark.
- Raimondo F.M., Domina G., Spadaro V., Aquila G., 2005. Aggiunte al "prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia". – Quad. Bot. Amb. Appl., 16: 219-220.
- Raimondo F.M., Domina G., Spadaro V., 2010. Checklist of the vascular flora of Sicily. – Quad. Bot. Amb. Appl., 21: 189-252.
- Raimondo F.M., Marino P., Schicchi R., 2011. Hydrophytic vegetation aspects in the Nebrodi Mountains (Sicily).– Fitosociologia 48 (2): 123-128.
- Reed S.C., Crites R.W., Mittlebrooks E.J., 1995. Natural systems for waste management and treatment 2nd. – Mc Graw Hill inc., N.Y.
- Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N.T.H., Sano, S., Sera, K., 2011. Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. Clean – Soil, Air, Water 39 (8), 735–741.
- Salmon, C., Crabos, J. L., Sambuco, J. P., Bessiere, J.M., Basseres, A., Caumette, P., Baccou, J. C., 1998.
- Artificial wetland performances in the purification efficiency of hydrocarbonwastewater. Water, Air, and Soil Pollution 104, 313–329.
- Samecka-Cymerman, A., Stepien, D., Kempers, A.J., 2004. Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues 67, 265–275.

- Sather, J.H., Smith, R.D. & Larson, J.S., 1990. Natural values of Wetlands, in Patten, B.C. (ed.), "Wetlands and Shallow Continental Water Bodies", SPB Academic Publishing, The Hague, Vol. 1, pp. 373-387.
- Seeger, E.M., Kuschk, P., Fazekas, H., Grathwohl, P., Kaestner, M., 2011. Bioremediation of benzene-, MTBE- and ammonia-contaminated groundwater with pilot-scale constructed wetlands. *Environmental Pollution* 159, 3769–3776.
- Seidel, K., 1955. Die Flechbinse *Scirpus lacustris*, in "Ökologie, Morphologie und Entwicklungs-, ihre Stellung bei den VolKern und ihre wirtschaftliche Bedeutung", Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 37-52.
- Seidel, K., 1961. Zur Problematik der Keim- und Pflanzengewässer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14, 1035-1039.
- Seidel, K., 1965a. Phenolabbau in Wasser durch *Scirpus lacustris* L. während einer Versuchsdauer von 31 Monaten. *Naturwissenschaften* 52, 398-406.
- Seidel, K. 1965b. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld. Vol II Hydrobotanische Reinigungsmethode. *GWF Wasser/Abwasser* 30, 831-833.
- Seidel, K. 1966. Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften* 53: 289-297.
- Seidel, K. 1976. Macrophytes and water purification. In: *Biological Control of Water Pollution*, J. Tourbier and R. W. Pierson (eds.), Pennsylvania University Press, Philadelphia, Pennsylvania, pp. 109-122.
- Shutes R.B.E., Revitt D.M., Mungur A.S. and Scholes L.N.L., 1997. The design of wetland systems for the treatment of urban runoff, "Wat. Sci. Tech", 35(5), pp. 19 - 25.
- Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M. and Barraud V.C.E., 1999. The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff, "Sci. Tot. Env.", 235, pp. 189-197.
- Shuping, L.S., Snyman, R.G., Odendaal, J.P., Ndakidemi, P.A., 2011. Accumulation and distribution of metals in *Bolboschoenus maritimus* (Cyperaceae), from a South African river. *Water Air Soil Pollut* 216, 319–328.
- Siligardi M., Cappelletti C., Chierici M., Ciutti F., Egaddi F., Maiolini B., Mancini L., Monauni K., Minciardi M. R., Rossi G. L., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M., 2001. *Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F. Manuale di applicazione*. – ANPA, 221 pp.
- Staubitz W.W., Surface J.M., Steenhuis T.S. et al., 1989. Potential use of constructed wetlands to treat landfill leachate, in "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment", Hammer D.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp.735-743.
- Stevens, P.F., 2012. Angiosperm Phylogeny Website. Version 9, June 2008.

- Surface J.M., Peverly J.H., Steenhuis T.S., Sanford W.E., 1993. Effect of season, substrate composition and plant growth on landfill leachate treatment in a constructed wetland, in “Constructed Wetlands for Water Quality Improvement”, Moshiri G.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 461-473.
- Tanner, C., 1992. Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel-bed constructed wetlands, in “Wetlands Downunder. Wetland systems in water pollution control – Anonymous”, AWWA and IAWQ, Sydney, pp. 1-9.
- Trautmann N.M., Martin J.H., Porter K.S., Hawk K.C., 1989. Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate, in “Constructed Wetlands for Wastewater Treatment”, Hammer D.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 245-253.
- Wallace S.D., 2010. Application of constructed wetlands for industrial wastewater treatment. Atti di Wetland System for Water Pollution Control, 12 th IWA International Conference, Venice, Italy.
- Vretare V., Weisner S.E.B., 2000. Influence of pressurized ventilation on performance of an emergent macrophyte (*Phragmites australis*) - *Journal of Ecology*, 88 (6): 978-987.
- Vymazal J., 2008. Constructed Wetland for Wastewater Treatment: A Review, Sengupta, M. and Dalwani R. (editors). *Proceedings of Tall2007: The 12 th World Lake Conference*, 965-980.
- Vymazal J. and Kröpfelová L., 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetland with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Dordrecht, in press.
- Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K., 2010a. Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) differentially influence growth of various emergent wetland species. *Journal of Hazardous Materials* 182, 689–695.
- Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K., 2010b. Cadmium accumulation and translocation in four emergent wetland species. *Water Air Soil Pollut*, 212, 239–249.