



Università degli Studi di Cagliari

Dottorato di Ricerca
in Geingegneria e Tecnologie ambientali

XXVI ciclo
Settore scientifico disciplinare: ING-IND/28

Substrati artificiali per gli interventi di ripristino
ambientale in aree contaminate da metalli pesanti

Tutor: Dott. Ing. G. Cappai
Prof. R. Ciccu

Dottoranda: Silvia Lai

Coordinatore Dottorato: Prof. A. Muntoni

Esame finale anno accademico 2013 – 2014

La presente tesi è stata prodotta durante la frequenza del corso di dottorato in Geoingegneria e Tecnologie Ambientali dell'Università degli Studi di Cagliari, a.a. 2013/2014 - XXVI ciclo, con il supporto di una borsa di studio finanziata con le risorse del P.O.R. SARDEGNA F.S.E. 2007-2013 - Obiettivo competitività regionale e occupazione, Asse IV Capitale umano, Linea di Attività 1.3.1 "Finanziamento di corsi di dottorato finalizzati alla formazione di capitale umano altamente specializzato, in particolare per i settori dell'ICT, delle nanotecnologie e delle biotecnologie, dell'energia e dello sviluppo sostenibile, dell'agroalimentare e dei materiali tradizionali".

INDICE

INTRODUZIONE.....	6
CAPITOLO 1: GLI INTERVENTI DI RIPRISTINO AMBIENTALE.....	9
1.1 DEFINIZIONI.....	9
1.2 TECNICHE DI RIVEGETAZIONE.....	10
1.3 CENNI DI ECOLOGIA VEGETALE.....	12
1.3.1 Ecosistema, Fitocenosi, Successione, Serie.....	12
1.3.2 Le componenti biotiche e abiotiche.....	13
1.3.3 Popolazione, individui.....	14
CAPITOLO 2: L'ATTIVITÀ MINERARIA IN SARDEGNA	15
2.1 INTRODUZIONE.....	15
2.2 INQUADRAMENTO NORMATIVO.....	15
2.3 CENNI SULLA STORIA DELL' ATTIVITÀ MINERARIA IN SARDEGNA	18
2.4 IMPATTO DELL' ATTIVITÀ MINERARIA IN SARDEGNA	19
2.5 IL DISTRETTO MINERARIO DI MONTEVECCHIO	21
2.6 GEOLOGIA DI MONTEVECCHIO	24
2.7 MONTEVECCHIO LEVANTE	25
CAPITOLO 3: I SUOLI E LA CONTAMINAZIONE DA ATTIVITÀ MINERARIE.....	27
3.1 GENERALITÀ.....	27
3.2 CLASSIFICAZIONE DEI SUOLI.....	29
3.3 CARATTERISTICHE DEL SUOLO	30
3.4 CONTAMINAZIONE DEI SUOLI.....	32
3.5 CONTAMINAZIONI DEI SUOLI DA METALLI PESANTI.....	33
3.6 PROBLEMATICHE DELLE AREE MINERARIE.....	36
CAPITOLO 4: I SUBSTRATI ARTIFICIALI NEGLI INTERVENTI DI RIPRISTINO AMBIENTALE.....	40
4.1 GENERALITÀ.....	40
4.2 INQUADRAMENTO NORMATIVO.....	43
4.3 TIPOLOGIE DI SUBSTRATI.....	45
4.4 MATERIALI ORGANICI.....	45
4.5 MATERIALI INORGANICI	51
4.6 CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI SUBSTRATI	54
4.6.1 <i>Capacità di scambio cationico</i>	54
4.6.2 <i>pH</i>	55
4.6.3 <i>Contenuto in carbonio organico</i>	56
4.6.4 <i>Rapporto carbonio/azoto (C/N)</i>	57
4.6.5 <i>Salinità</i>	57

4.6.6 Azoto totale.....	58
4.6.7 Elementi nutritivi.....	59
4.7 CARATTERISTICHE FISICHE DEI SUBSTRATI.....	61
4.7.1 Granulometria.....	61
4.8 METALLI PESANTI.....	62
4.9 SUBSTRATI ALTERNATIVI.....	62
CAPITOLO 5: LE SPECIE VEGETALI IMPIEGATE.....	63
5.1 INTRODUZIONE.....	63
5.2 <i>ARTEMISIA ARBORESCENS</i>	64
5.3 <i>NERIUM OLEANDER</i>	66
5.4 <i>POPULUS NIGRA L. ITALICA</i>	67
CAPITOLO 6: MATERIALI E METODI.....	70
6.1 INTRODUZIONE.....	70
6.2 PRODUZIONE VEGETALE.....	70
6.3 SUBSTRATI IMPIEGATI.....	73
6.4 DESCRIZIONE TEST DI RIVEGETAZIONE.....	75
6.4.1 <i>Sperimentazione 1</i>	75
6.4.2 <i>Sperimentazione 2</i>	76
6.4.3 <i>Sperimentazione 3</i>	78
6.4.4 <i>Sperimentazione 4</i>	79
6.5 CARATTERIZZAZIONE DEI SUBSTRATI.....	81
6.5.1 <i>Umidità</i>	81
6.5.2 <i>pH</i>	82
6.5.3 <i>Conduttività elettrica</i>	83
6.5.4 <i>Capacità di scambio cationico</i>	83
6.5.5 <i>Carbonio organico e azoto totale</i>	84
6.5.6 <i>Metalli pesanti</i>	85
6.5.7 <i>Elementi nutritivi</i>	86
6.6 ELABORAZIONE DATI BIOMETRICI.....	87
6.7 ANALISI STATISTICA DEI DATI.....	89
CAPITOLO 7: RISULTATI E DISCUSSIONE.....	90
7.1 CARATTERIZZAZIONE DEGLI STERILI DI MINIERA.....	90
7.2 CARATTERIZZAZIONE DEI SUBSTRATI.....	92
7.3 RISULTATI DEI TEST DI CRESCITA.....	109
7.3.1 <i>Artemisia arborescens</i>	109
7.3.2 <i>Nerium oleander</i>	119
7.3.3 <i>Populus nigra</i>	127
CAPITOLO 8: CONCLUSIONI.....	132

BIBLIOGRAFIA.....136

Introduzione

L'attività mineraria ha un forte impatto sul territorio che subisce modificazioni morfologiche e ambientali, interessando tutte le matrici ambientali, suolo, sottosuolo, aria, acque superficiali e sotterranee, compromettendo la biodiversità e l'identità dei luoghi (Piano di Bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis–Iglesiente–Guspinese, 2008).

Le aree minerarie sono caratterizzate dalla presenza di morfologie instabili, inquinamento del suolo e delle acque, elevate concentrazioni di metalli pesanti nell'ambiente locale, suoli con basse concentrazioni di elementi nutritivi con conseguente difficoltà di crescita della vegetazione (Tordoff et al., 2000). Queste trasformazioni interessano vaste porzioni di territorio che può risultare fortemente inquinato e sottratto al possibile utilizzo per una ripresa socio-economica delle aree interessate, anche nell'ottica di uno sviluppo sostenibile (Piano di Bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis–Iglesiente–Guspinese, 2008).

In Sardegna l'attività mineraria ha inciso pesantemente sull'ambiente, sull'economia, la storia, la cultura e il paesaggio. L'attività estrattiva è cessata completamente nel 1991 ma rimane un patrimonio archeologico-industriale importante e una pesante eredità in termini di degrado ambientale. In passato la scarsa sensibilità ambientale e la mancanza di precise normative ha determinato consistenti fenomeni d'inquinamento in varie aree della Sardegna (Caboi et al., 1999, Fanfani et al., 2001, Frau and Ardau, 2003). Attualmente, grazie a una maggiore consapevolezza della necessità di uno sviluppo compatibile con l'ambiente, si hanno, da una parte, vincoli legislativi più rigorosi e, dall'altra, una maggiore sensibilità da parte dell'industria mineraria nei confronti delle problematiche ambientali (Balvis, 2007).

L'articolo 3-quater del D. Lgs 152/2006 aggiornato dal terzo correttivo D. Lgs 128/2010 sancisce il principio dello sviluppo sostenibile, secondo il quale “la risoluzione delle questioni che involgono aspetti ambientali deve essere cercata e trovata nella prospettiva di garanzia dello sviluppo sostenibile, in modo da salvaguardare il corretto funzionamento e l'evoluzione degli ecosistemi naturali dalle modificazioni negative che possono essere prodotte dalle attività umane”.

Secondo il D. Lgs 152/06 “deve essere evitato qualsiasi rischio di inquinamento al momento della cessazione definitiva delle attività e il sito stesso deve essere ripristinato ai sensi della normativa vigente in materia di bonifiche e ripristino ambientale”.

Nei siti degradati dalla pressione antropica gli obiettivi del ripristino ambientale sono due: innescare processi pedogenetici e realizzare una copertura vegetale in grado di configurarsi come una vera e propria risorsa economica capace di generare attività economiche.

L'impiego della vegetazione per il ripristino delle aree minerarie è economicamente conveniente ed ecologicamente sostenibile. Nelle aree minerarie è necessario intervenire con i substrati per favorire la crescita della vegetazione (Tordoff et al., 2000).

Negli ultimi anni è cresciuto rapidamente il mercato dei substrati, che interessa, oltre al settore principale del vivaismo, quello degli interventi di ripristino ambientale e dell'ingegneria naturalistica. Sta crescendo anche l'interesse per l'impiego dei substrati nei green roof, in base a quanto prescritto dalla norma UNI 11235 "Istruzioni per la progettazione, esecuzione, controllo e manutenzione delle opere a verde pensile" (Bibbiani et al., 2013).

Le potenzialità di impiego dei substrati artificiali negli interventi di ripristino ambientale evidenziano l'importanza di approfondire la ricerca per lo sviluppo di metodologie di valutazione della qualità dei substrati.

I substrati artificiali possono essere studiati secondo diversi metodi tra loro integrabili: caratterizzazione delle materie prime, definizione dei parametri chimico-fisici del prodotto finito ottenuto miscelando le materie prime secondo specifiche proporzioni e analisi degli incrementi di biomassa di una stessa specie o Cultivar (Cultivated Variety) allevata su substrati di diversa formulazione (Cella e Collu, 2004).

Lo scopo del presente lavoro è studiare lo sviluppo di metodologie, mediante un approccio tecnico-scientifico, per l'impiego di substrati artificiali negli interventi di ripristino ambientale in aree contaminate da metalli pesanti. Questo obiettivo è stato perseguito mediante lo studio di diversi substrati, ottenuti miscelando differenti percentuali di suolo contaminato con i substrati dedicati. I substrati dedicati sono stati ottenuti miscelando diverse materie prime secondo specifiche proporzioni.

L'area mineraria dismessa presa in considerazione è quella di Montevecchio, nella Sardegna occidentale, che ricade nell'area del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, identificata come sito di bonifica di interesse nazionale (D.M. 468/01) e perimetrata con Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare del 12 marzo 2003 (Piano di Bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

Il suolo contaminato è stato prelevato presso il bacino di sterili del complesso minerario di Montevecchio, pozzo S. Antonio.

Dall'analisi di precedenti studi e da un'attenta ricerca bibliografica si è deciso di utilizzare come specie vegetali: l'*Artemisia Arborescens L.* (Fam. *Asteraceae*), una pianta autoctona e pioniera; il *Nerium Oleander*, una pianta perenne che può essere campionata tutto l'anno e il *Populus Nigra L. Italica*, una specie a rapida crescita con una percentuale di attecchimento per riproduzione vegetativa del 65%.

Tutti gli individui delle popolazioni impiegati nella sperimentazione sono stati ottenuti mediante il prelievo di cloni da piante madri che crescevano allo stato spontaneo. Successivamente le piante prelevate sono state propagate per via agamica, tramite taleaggio. Le talee sono state allevate in serra all'interno di plateaux e previa radicazione, sono state trapiantate in vasi della capacità di un litro, precedentemente riempiti con il substrato artificiale. I cloni sono stati posti a dimora in serra, in condizioni di temperatura e umidità controllate e regolarmente irrigati mediante gocciolatoi. A cadenza settimanale è stata verificata la condizione fitosanitaria delle piante e l'accrescimento della parte aerea mediante la rilevazione delle altezze delle piante misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta.

Per ogni substrato artificiale è stato determinato il contenuto di C, H e N, il pH, la capacità di scambio cationico, la conducibilità elettrica, il contenuto di metalli pesanti e gli elementi nutritivi.

L'efficienza dei substrati è stata valutata mediante l'elaborazione delle curve di crescita, ottenute dal valore medio del parametro biometrico altezza. Il confronto tra le curve ha permesso di misurare l'influenza della variabile genetica sulla crescita di differenti popolazioni clonali allevate sullo stesso substrato, oppure quella esercitata dai diversi substrati su piante dotate dello stesso corredo genetico.

Si riporta di seguito, nei primi cinque capitoli l'analisi dello stato dell'arte dei ripristini ambientali, dell'attività mineraria in Sardegna, dei suoli e della loro contaminazione da attività minerarie, dei substrati e delle specie vegetali impiegate. Nel capitolo 6 viene descritto il piano sperimentale adottato. I risultati ottenuti sono riportati e discussi nel capitolo 7 ed infine nel capitolo 8 sono riportate le conclusioni.

CAPITOLO 1: GLI INTERVENTI DI RIPRISTINO AMBIENTALE

1.1 Definizioni

Gli interventi di recupero ambientale comprendono due casi peculiari: il restauro e il ripristino ambientale. Nel linguaggio comune i termini restauro e ripristino ambientale vengono utilizzati come sinonimi ma assumono significati differenti in ecologia vegetale. Si distinguono gli interventi di natura puntiforme, propri del restauro ambientale e gli interventi nei quali si deve ricostruire il suolo perché la pressione antropica ha reso la superficie sia sterile (ad esempio a causa di una pregressa attività mineraria) sia composta da rocce affioranti (nel caso di cave di materiali lapidei), in questi casi è appropriato il termine di ripristino ambientale. L'articolo 240 del D.Lgs. 152/06 definisce il ripristino ambientale come "gli interventi di riqualificazione ambientale e paesaggistica, anche costituenti complemento degli interventi di bonifica o messa in sicurezza permanente, che consentono di recuperare il sito alla effettiva e definitiva fruibilità per la destinazione d'uso conforme agli strumenti urbanistici". L'articolo definisce anche le seguenti fasi di intervento: messa in sicurezza d'emergenza, messa in sicurezza operativa, messa in sicurezza permanente, bonifica e ripristino ambientale. Negli interventi di ripristino ambientale l'obiettivo è quello di ottenere in un'area un paesaggio morfologico e vegetazionale uguale, o quanto più possibile simile a quello presente prima della sua occupazione o utilizzazione al fine di ristabilirne la funzionalità ecologica e faunistica.

In un'area mineraria la copertura vegetale svolge una rilevante funzione nella difesa del suolo. Le piante permettono di migliorare le condizioni di stabilità superficiali dei versanti soggetti ad erosione o dissesti, contrastando l'azione disgregatrice degli agenti atmosferici, nello specifico delle precipitazioni. Le radici delle piante armano il suolo proteggendolo dalle acque di dilavamento e stabilizzandone lo strato superficiale. La vegetazione permette di ridurre l'inquinamento delle acque intercettando una parte sostanziale delle precipitazioni e la superficie di erosione attraverso le radici che armano il suolo aumentandone la resistenza al taglio. La vegetazione può restituire all'atmosfera elevate quantità d'acqua di percolazione attraverso la traspirazione riducendo così le concentrazioni di metalli pesanti solubili nei corsi d'acqua. La vegetazione migliora l'aspetto paesaggistico del sito e consente un eventuale uso del territorio sia a scopo ricreativo sia per la silvicoltura (Tordoff et al., 2000; Baiani et al., 2008).

1.2 Tecniche di rivegetazione

Le tecniche di rivegetazione comprendono l'impiego sia di specie erbacee sia di specie arbustive e arboree. Gli inerbimenti hanno lo scopo di stabilizzare il terreno attraverso le radici, di proteggere il terreno dall'erosione superficiale causata dall'azione meccanica delle piogge e dal ruscellamento superficiale; sui versanti in frana possono diminuire l'infiltrazione delle acque meteoriche all'interno del corpo di frana riducendo così l'incremento delle pressioni neutre. Nella scelta delle specie erbacee da impiegare si deve considerare il tipo di terreno, il clima e la quota del sito oggetto dell'intervento. L'inerbimento può essere effettuato mediante semina manuale (a spaglio). I miscugli di sementi da impiegare devono essere scelte in funzione delle caratteristiche del suolo, del clima e della vegetazione del sito. Devono essere utilizzate sementi di specie autoctone capaci di sviluppare rapidamente il rivestimento protettivo. Questa tecnica è idonea su versanti poco inclinati. È un intervento di facile esecuzione e permette di ottenere rapidamente la copertura del suolo. Lo svantaggio di questa tecnica è che la protezione del suolo viene esercitata solo superficialmente. La semina con fiorume consiste nel rivestire la superficie da inerbire mediante lo spargimento manuale di fiorume ed eventualmente di concimi organici e/o inorganici. Il fiorume è un miscuglio naturale di sementi che derivano da fienagione proveniente da formazioni erbacee in zone aventi caratteristiche stagionali simili a quelle della zona d'intervento. La quantità di fiorume per m² deve essere determinata in funzione delle condizioni edafiche, microclimatiche e geomorfologiche del sito e solitamente è compresa tra i 30 e i 60 g/m². Nella semina a paglia e bitume (sistema Schiechteln®) si riveste la superficie mediante un miscuglio di sementi di specie erbacee su un letto di paglia distribuita omogeneamente e con bitumatura a freddo attraverso una soluzione idrobituminosa al fine di proteggere e fissare la paglia e i sementi. La composizione della miscela e la quantità di sementi per m² viene determinata in funzione delle condizioni edafiche, microclimatiche e dello stadio vegetazionale di riferimento; usualmente si prevedono 30-40 g/m². L'intervento presenta diversi vantaggi: riduce l'effetto erosivo delle precipitazioni e del vento, riduce la perdita di sementi per dilavamento e per predazione da parte degli animali (uccelli, roditori) e in prossimità del terreno si avranno minori sbalzi termici e riduzione dell'evaporazione. Nell'idrosemina viene sparsa meccanicamente una miscela composta da acqua, sementi, fertilizzanti, ammendanti e leganti mediante un dispositivo meccanico a forte pressione chiamata idroseminatrice. La composizione e la quantità di sementi per m² vengono determinate in funzione delle condizioni edafiche, microclimatiche e vegetazionali prevedendo, solitamente 30-40 g/m². L'idrosemina consente un rinverdimento rapido e riesce ad innescare il processo di crescita della

copertura vegetale anche in situazioni difficili a causa del suolo e del clima. L'idrosemina a spessore consiste nello spargimento meccanico di una miscela di sementi, mulch (fibra organica: paglia, torba bionda, torba scura, cellulosa etc.), collante, concime organico e/o inorganico, acqua e altri ammendanti. La composizione del mulch e la quantità per m² sono determinate in funzione delle condizioni edafiche, microclimatiche e pedologiche impiegandone, in genere, 30-40 g/m². Questa tecnica è adatta per l'inerbimento di medie e grandi superfici anche a pendenza elevata. Le tecniche di rivegetazione mediante l'impiego di specie arbustive ed arboree consistono nella messa a dimora di piantine e di talee. La messa a dimora di talee presenta diversi vantaggi: basso costo dell'intervento e materiale facilmente reperibile, facile esecuzione, tecnica applicabile universalmente (ad esclusione di superfici litoidi e in ambito fluviale in presenza di correnti e trasporto solido elevati) e favorisce l'evoluzione di ecosistemi. Sia le talee che le piantine devono essere messe a dimora durante il periodo di riposo vegetativo che dipende dalla quota alla quale si opera. In montagna il periodo di riposo è più lungo rispetto alla pianura. L'attecchimento delle talee non è garantito per cui, cautelativamente, si dovrebbe considerare una fallanza del 30-40%. La messa a dimora di arbusti ed alberi viene impiegata per aumentare lo sviluppo della vegetazione in aree soggette ad erosione o prive di copertura vegetale. Gli arbusti possono essere trapiantati a radice nuda, in zolla, in contenitore o in fitocella e devono avere un'altezza minima compresa tra 0.30 e 1.20 m. Le piante a radice nuda devono essere trapiantate durante il periodo di riposo vegetativo, quelle in zolla, contenitore o fitocella possono essere trapiantate anche in altri periodi ad esclusione dei periodi di aridità estiva e di gelo invernale. L'intervento di rivegetazione permette il consolidamento del substrato e un miglioramento dell'ecosistema, può essere applicato in molte opere anche come completamento di altri interventi e permette il ripristino della vegetazione nelle aree di sponda e sui versanti (AA.VV., 2003).

Vengono impiegati diversi metodi di rivegetazione nelle aree minerarie dismesse aventi ciascuno dei vantaggi e degli svantaggi e non esiste un metodo universalmente valido. Per gli interventi direttamente in situ si può procedere alla semina di piante disponibili in commercio, alla messa a dimora di piante autoctone e alla semina con piante metallo-tolleranti. Nel caso di elevata tossicità del suolo da ripristinare si può intervenire mediante la messa a dimora di piante metallo-tolleranti oppure migliorando le caratteristiche del suolo mediante l'aggiunta di materiali come torba e terriccio che migliorano le caratteristiche dei suoli aumentando la capacità di nutrimento per le specie vegetali. L'aggiunta di calce in presenza di suoli acidi permette di aumentarne il pH, di rendere i metalli insolubili riducendone la disponibilità per le piante (Down, 1975). Possono essere aggiunti anche dei fertilizzanti, N, P e K. La diminuzione di nutrienti nel tempo può essere

contrastata mediante successive fertilizzazioni che spesso riescono a prolungare la sopravvivenza delle specie vegetali solo di alcuni anni. Il declino della vegetazione spesso è causato dalla ricomparsa della tossicità dei metalli pesanti a causa della penetrazione delle radici in strati di suolo contaminato, dalla rimobilizzazione dei metalli a causa della decomposizione dei residui organici (Johnson and Bradshaw, 1977) e dalla migrazione verso l'alto del metallo. Per questi motivi l'impiego di sostanze organiche, in suoli aventi elevate concentrazioni di metalli pesanti, è consigliato quando la copertura vegetale deve avere una durata limitata e quando si usano specie metallo-tolleranti. Un altro metodo prevede l'impiego di inerti come copertura del suolo. Anche in questo caso la riduzione della crescita della specie vegetale si verifica quando le radici raggiungono lo strato contaminato ma permettono un reintegro permanente delle specie vegetali aventi un apparato radicale che non si sviluppa in profondità. Un'altra soluzione prevede l'uso combinato di sostanza organica ed inerti per la copertura del suolo contaminato. Al fine di garantire il successo degli interventi di ripristino ambientale è importante considerare i principi ecologici. Jeffrey et al. (1975) sostengono la rilevanza di questo orientamento sottolineando l'importanza dei processi biologici per lo sviluppo di un ecosistema funzionale su sterili di miniera (Tordoff et al., 2000).

1.3 Cenni di Ecologia vegetale

1.3.1 Ecosistema, Fitocenosi, Successione, Serie

L'ecosistema è "l'insieme costituito da una comunità e dall'ambiente fisico inanimato che lo circonda" (Longo, 1986).

La fitocenosi, unità fondamentale della vegetazione, è un insieme di numerose specie vegetali che costituisce un evento naturale singolo e unico. I processi direzionali che causano la trasformazione di una fitocenosi in un'altra sono:

- la Successione Primaria su una base priva di materia organica (colonizzazione pioniera);
- la Successione Secondaria da fitocenosi precedenti in aree con materia organica;
- la Regression, a causa del degrado ambientale esogeno, con scomparsa sequenziale di fitocenosi distinte, sostituite da comunità di grado inferiore (Canullo e Falinska, 2003).

Nella Successione Primaria la biomassa assume stabilmente il massimo valore contemporaneamente al raggiungimento dello Stadio Climax (ossia la vegetazione finale stabile verso la quale tende ogni

successione). Si definisce una Successione il verificarsi in un determinato sito di differenti fitocenosi che si presentano in successione temporale; è necessario il succedersi nel tempo di vegetazioni diverse in un stesso sito e che si tratti di fitocenosi differenti, ovvero di raggruppamenti vegetali che si sostituiscono completamente l'un l'altro, non di sostituzioni tra individui oppure di specie. L'insieme delle associazioni che regolarmente si presentano in una successione costituisce la Serie. La Successione è il processo, mentre la Serie è la generalizzazione delle fasi di esso.

Una Serie si caratterizza per il succedersi di vegetazioni differenti che potranno corrispondere a diverse associazioni oppure sub-associazioni: esse costituiranno gli Stadi della Serie. Nel processo si susseguono una sequenza di serie, ognuna con una propria struttura vegetale, contemporaneamente alle quali si innescano i processi pedogenetici che portano alla formazione del suolo.

1.3.2 Le componenti biotiche e abiotiche

Il contributo ai processi di recupero ambientale da parte delle piante dipende dalle componenti biotiche, costituite da un universo eterogeneo di organismi vegetali, animali, batteri, protozoi e funghi che complessivamente interagiscono con le componenti abiotiche innescando e promuovendo i fenomeni pedogenetici.

In Ecologia l'insieme degli elementi che concorrono a determinare i cambiamenti che influenzano l'evoluzione delle forme viventi, animali e vegetali e che conseguentemente si ripercuotono sugli equilibri dell'ambiente naturale vengono definiti fattori ambientali, a loro volta distinguibili in:

- fattori biotici, ascrivibili a componenti vitali (parassitismo, competizione, dominanza, vicarianza, dormienza etc.);
- fattori abiotici, i rimanenti.

Le componenti dei fattori abiotici sono:

- componenti geo-morfologiche, al cui interno è possibile distinguere aspetti di natura:
 - litologica;
 - erosiva;
 - morfologica (giacitura, esposizione etc.);
- componenti geo-climatiche, rappresentate dall'insieme dei fattori relativi a:
 - regime termico;
 - regime pluviometrico;

- componenti geo-pedologiche, rappresentate dall'insieme delle caratteristiche del suolo.

Tra le componenti geo-morfologiche e le componenti geo-climatiche esiste una relazione profonda; le prime sono il risultato, oltre che della litologia, anche delle seconde, così come le componenti geo-pedologiche, derivano dall'interazione delle prime due. L'insieme di queste componenti interagisce con i fattori biotici, in assenza dei quali la stessa dinamica pedogenetica non sarebbe possibile. La crescita della vegetazione spontanea in una determinata zona è determinata soprattutto dai fattori abiotici nello specifico climatici ed edafologici. La vegetazione spontanea si divide in quattro biocore (erbacee, arboree, arbustive e desertiche) e la loro distribuzione è funzione principalmente dei fattori climatici.

1.3.3 Popolazione, individui

Per popolazione si intende sia l'insieme di individui di una specie in una concreta fitocenosi sia l'insieme di individui che occupano una zona naturale, un complesso vegetale o un'area ben distinta. Una popolazione è delimitata fisicamente dalle discontinuità dell'ambiente, dai confini delle fitocenosi o dalle differenti proprietà della popolazione. Gli individui di una popolazione possono essere identificati: geneticamente, per l'origine (generativa o vegetativa), l'architettura (semplice o modulare), la morfologia (organismi autonomi) o il ruolo funzionale (ramet), per età, sesso e fecondità. Il ramet è un'unità funzionale ripetuta e avente la capacità di essere potenzialmente indipendente. L'attecchimento degli individui è condizionato da diverse proprietà dei propaguli quali: vitalità, quantità di sostanze di riserva, capacità di superare periodi sfavorevoli e sensibilità ai fattori-chiave. Gli individui di origine vegetativa hanno una probabilità più alta di sopravvivere e di raggiungere più precocemente la fase generativa rispetto a quelli nati da seme. La germinazione o l'attecchimento delle plantule richiede che si verifichino numerose condizioni peculiari di umidità, luce e temperatura (Canullo e Falinska, 2003).

Secondo la legge di Liebig (del minimo) in un ecosistema la crescita di un individuo o della popolazione dipende dall'elemento presente in quantità più basse; secondo la legge la crescita non può avvenire se di un microelemento manca la quantità minima richiesta. La legge dei fattori limitanti deriva dalla legge del minimo e considera al posto degli elementi i fattori ecologici. Il fattore ecologico è la variabile fisica, chimica o biologica che influisce sulla vita di un organismo. Secondo la legge dei fattori limitanti la crescita di una specie è condizionata dal fattore ecologico presente in minor quantità rispetto alle sue esigenze.

CAPITOLO 2: L'ATTIVITÀ MINERARIA IN SARDEGNA

2.1 Introduzione

La Sardegna è tra le regioni italiane che maggiormente sono state interessate da intense attività minerarie sia per l'estensione territoriali sia per la durata temporale. L'industria estrattiva ha favorito lo sviluppo economico ma l'avvento delle tecniche di produzione industriale degli ultimi 150 anni ha creato delle situazioni di forte impatto sul territorio. L'eccessivo sfruttamento delle risorse ha lasciato una pesante eredità in termini di salute umana e di degrado ambientale. L'attività estrattiva ha interessato principalmente l'area del territorio Sud Occidentale della Sardegna, comprendente 34 comuni e denominata area del Sulcis-Iglesiente-Guspinese. Questa area è stata identificata come sito di bonifica di interesse nazionale (D.M. 468/01) e perimetrata con Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio del 12 marzo 2003 (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

2.2 Inquadramento normativo

La normativa specifica di riferimento in materia di gestione di rifiuti derivanti dalle attività estrattive si è sviluppata in seguito agli incidenti minerari verificatisi in Spagna (Doñana) e in Romania (Baia Mare e Baia Morse), in Italia (Stava) e nel Galles (Aberfan). Per questi casi fu evidente l'inadeguatezza delle norme e delle prescrizioni di controllo dei rischi ambientali gestiti dall'industria mineraria nei paesi membri. Nel 2004 la Commissione europea presentò una comunicazione "concernente la sicurezza delle attività minerarie: situazione dopo i recenti incidenti (COM (2000) 664-C5-0013/2001-2001/2005 (COS))" nella quale venne stabilita la necessità di una direttiva specifica per la gestione dei rifiuti provenienti dalle attività estrattive, anche nella prospettiva della necessità di regolamentare la materia prima dell'allargamento dell'UE ai paesi candidati dell'Est Europa, dove è presente un elevato numero di siti estrattivi privi di una adeguata tutela ambientale. La direttiva 2006/21/CE viene presentata nel marzo del 2006 dal Parlamento europeo e dal Consiglio con lo scopo di disciplinare la gestione dei rifiuti provenienti dalle attività estrattive on-shore. L'obiettivo della direttiva è il conseguimento dei requisiti minimi per prevenire

o ridurre, qualsiasi effetto negativo sulla salute umana e sull'ambiente derivante dalla gestione dei rifiuti prodotti dalle industrie estrattive, nella prospettiva di una gestione sostenibile. La direttiva 2006/21/CE disciplina, esclusivamente, i rifiuti derivanti direttamente, dalle attività di prospezione, dall'estrazione, dal trattamento e dall'ammasso di risorse minerali e dallo sfruttamento delle cave. Sono rifiuti minerari: gli sterili, la roccia sterile e lo strato di copertura, il topsoil (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

A livello nazionale il quadro normativo relativo alla bonifica dei siti contaminati si è delineato nei primi anni '80 con una serie di provvedimenti, quali (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008):

- Legge 441 del 29/10/1987, art. 5, affida alle Regioni il compito di predisporre e approvare i Piani per la bonifica delle aree inquinate;
- Legge 475 del 9/11/1988 recante disposizioni urgenti in materia di smaltimento dei rifiuti industriali;
- D.M. del 16/5/1989 con cui il Ministero dell'Ambiente fissa i criteri e le linee guida per l'elaborazione e predisposizione dei Piani di Bonifica;
- D.P.R. 915 del 10/9/1982 e successive disposizioni applicative (Deliberazione del Comitato Interministeriale del 27/7/1984) concernenti la classificazione e lo smaltimento dei rifiuti, compresi i rifiuti tossico-nocivi.

Con il Decreto Legislativo 5 febbraio 1997 n°22, il cosiddetto "Decreto Ronchi" e in applicazione dell'art.17, con la successiva emanazione del D.M. 25 ottobre 1999 n. 471, si crea una disciplina organica del settore delle bonifiche. Il D.M. 471/99 stabilisce sia per le imprese che per la Pubblica Amministrazione i criteri oggettivi di applicazione delle procedure per la bonifica dei siti contaminati ed introduce il principio "chi inquina paga" che, integrato con una serie di procedimenti di controllo circa lo stato ambientale, ha lo scopo di innescare un processo virtuoso il cui obiettivo primario è la tutela dell'ambiente. L'attribuzione delle responsabilità nei confronti di chi ha causato un evento inquinante definisce in maniera rigorosa le misure da porre in essere e fissando le competenze delle istituzioni garantisce una funzione di controllo diretta alla realizzazione degli interventi (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

Il D.M. 471/99 stabilisce (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008):

- i limiti di concentrazione degli inquinanti nei suoli, nelle acque superficiali e nelle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti;
- le procedure e le modalità di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni;

- i criteri generali per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, nonché per la redazione dei relativi progetti;
- i criteri per le operazioni di bonifica di suoli e falde acquifere che facciano ricorso a batteri, a ceppi batterici mutanti, a stimolanti di batteri naturalmente presenti nel suolo;
- le modalità con cui effettuare il censimento dei siti potenzialmente inquinati, l'anagrafe dei siti da bonificare e gli interventi di bonifica e ripristino ambientale effettuati da parte della pubblica amministrazione;
- i criteri per l'individuazione dei siti inquinati d'interesse nazionale.

Il Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, Norme in materia ambientale, ha come obiettivo primario la promozione dei livelli di qualità della vita umana da attuarsi tramite la salvaguardia ed il miglioramento delle condizioni ambientali e l'impiego attento e razionale delle risorse naturali.

Negli obiettivi del decreto, sono compresi i principi e le norme europee, gli interventi di bonifica e di ripristino ambientale dei siti contaminati nel titolo V della parte IV. Nelle aree caratterizzate da inquinamento diffuso, gli interventi di bonifica e ripristino ambientale sono disciplinati dalla regione attraverso l'adozione di appositi piani, escluse le competenze e le procedure previste per i Siti di Interesse Nazionale. La L. 426/98 elabora un primo programma nazionale di bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati, individua gli interventi di interesse nazionale, gli interventi prioritari, i soggetti beneficiari, i criteri di finanziamento dei singoli interventi e le modalità di trasferimento delle relative risorse (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

Il D.M. 468/2001 contiene principalmente (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008):

- a) l'individuazione degli interventi prioritari di interesse nazionale; per la Sardegna viene previsto l'inserimento nei siti di interesse nazionale dell'area del Sulcis Iglesiente Guspinese in relazione alle aree minerarie dismesse;
- b) la delimitazione dei possibili beneficiari di contributi pubblici per le bonifiche;
- c) gli indirizzi per l'esecuzione degli interventi costituiti da misure di sicurezza d'emergenza e piani di caratterizzazione.

La L. 179/02, art. 14, prevede l'inserimento dell'area industriale di Porto Torres tra i siti di interesse nazionale. Sono stati individuati su tutto il territorio nazionale 54 siti di interesse nazionale, di questi due si trovano nella regione Sardegna: le aree industriali di Porto Torres e l'area mineraria del Sulcis-Iglesiente-Guspinese. Per quanto riguarda le aree interessate da attività minerarie, il D. Lgs. 152/06 all'art. 239 comma 3 attribuisce la disciplina degli interventi di bonifica e ripristino

ambientale per le aree caratterizzate da inquinamento diffuso, escluse le competenze e procedure all'interno dei siti di interesse nazionale e in ogni caso nel rispetto dei criteri generali del titolo V, alle regioni mediante appositi piani. Le aree interessate da attività minerarie nel Sulcis-Iglesiente-Guspinese rientrano nella definizione di aree interessate da inquinamento diffuso (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

2.3 Cenni sulla storia dell'attività mineraria in Sardegna

La storia mineraria in Sardegna ha inizio presumibilmente intorno al sesto millennio a.C. con l'estrazione e la lavorazione dell'ossidiana. Con l'impiego delle tecniche metallurgiche e il perfezionamento della tecnica mineraria, vengono estratte ingenti quantità di minerali metallici, in particolare solfuri di piombo, argento e rame. La Sardegna diventa così un punto strategico per i mercati del mediterraneo anche grazie alla sua posizione geografica. Nel terzo secolo a.C., durante il dominio romano, la Sardegna assunse il ruolo di terza potenza romana per quantità di metalli prodotti a cui seguì un rallentamento dell'attività con la caduta dell'impero romano. Durante la dominazione bizantina rinasce l'attività metallurgica ma le popolazioni si allontanano dalle coste a causa degli attacchi dei saraceni, l'isolamento favorisce la formazione dei Giudicati di Arborea, Cagliari, Gallura e Torres. Il ritrovamento di numerosi documenti del periodo pisano testimoniano il rilancio dell'attività estrattiva in particolare nel Sulcis-Iglesiente. L'attività mineraria decade durante la dominazione aragonese e spagnola, durata circa quattrocento anni, a causa dell'imposizione sui mercati dei metalli spagnoli. L'esercizio delle attività minerarie, durante la sovranità spagnola era condizionata dal rilascio di concessioni, da parte dell'amministrazione statale, per l'esplorazione e lo sfruttamento dei giacimenti. Agli inizi del XVIII secolo, con l'ingresso della Sardegna nel regno sabauda, si ebbe una nuova ripresa delle attività estrattive, con il sistema delle concessioni e l'avvento di innovazioni tecnologiche, come l'impiego di esplosivo, durante la fase di lavori di estrazione. Agli inizi dell'800 in Sardegna erano presenti 59 miniere, prevalentemente di piombo, ferro, rame e argento. La legge mineraria del 1840 separava la proprietà del suolo da quella del sottosuolo; chiunque poteva richiedere l'autorizzazione per la conduzione di ricerche minerarie al proprietario del fondo oppure al Prefetto, nel caso di opposizione e rifiuto da parte del proprietario senza adeguata argomentazione. Il Prefetto in questo caso poteva rilasciare d'ufficio la concessione. Questo sistema favorì la creazione delle prime società per lo sfruttamento dei giacimenti della Sardegna. Nel 1868 l'impiego della dinamite

rivoluzionò le tecniche estrattive consentendo le coltivazioni a costi più bassi anche in zone, non ancora sfruttate economicamente. Dalla fine del diciannovesimo secolo ad oggi, le attività minerarie in Sardegna sono state lentamente abbandonate sia per il progressivo depauperamento delle risorse sia per la maggior competitività delle miniere in altre parti del mondo. Nel 2001, per la costituzione del Parco geominerario della Sardegna, vennero censite le aree minerarie dismesse, registrando 169 siti minerari nel territorio regionale e un volume di residui minerari di circa 70 milioni di m³. Oltre l'80% di questi siti si trovano nell'area del Sito di Interesse Nazionale del Sulcis-Iglesiente-Guspinese (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

2.4 Impatto dell'attività mineraria in Sardegna

La storia mineraria della Sardegna rende comprensibile le problematiche riscontrabili nelle aree minerarie ed in particolar modo nel Sulcis-Iglesiente.

I territori, sfruttati per anni dall'attività estrattiva, presentano degli scenari tipici riconducibili alle più comuni fasi di lavorazione (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008):

- la ricerca e la coltivazione del minerale con scavi a cielo aperto e/o la realizzazione di trincee e gallerie di ispezione e coltivazione; nella stesse aree venivano accumulate all'esterno le porzioni di materiale non mineralizzato o con mineralizzazioni considerate non economicamente vantaggiose;
- il trattamento mineralurgico di estrazione del minerale. In corrispondenza dell'area in cui avveniva il trattamento mineralurgico si possono rinvenire accumuli di materiale mineralizzato, accumuli di materiale arricchito e residui di trattamento mineralurgico;
- il trattamento metallurgico, eventualmente all'interno dello stesso sito, che prevedeva la lavorazione del materiale arricchito con il relativo accumulo del materiale residuo derivante dalla lavorazione stessa.

I prodotti dell'attività estrattiva che producono il maggior impatto sull'ambiente sono i residui a granulometria compresa tra sabbie e limi. Questi derivano dalle operazioni di arricchimento del "tout-venant", attraverso processi di trattamento mineralurgico quali l'idrogravimetria e la flottazione. La gestione delle attività minerarie solitamente prescindeva dall'obiettivo della tutela dell'ambiente e le modalità di messa in dimora dei materiali di scarto erano improvvisate ed ispirate alla massima economicità e rapidità. I bacini di accumulo erano realizzati solitamente nei compluvi

naturali con la messa in opera di sbarramenti a carattere temporaneo. Nel tempo questi cumuli di materiale, ancora ricchi di minerali, sono stati esposti all'azione erosiva dello scorrimento superficiale delle acque determinando una contaminazione da metalli pesanti nelle diverse matrici ambientali. La diffusione degli inquinanti può subire, spesso, delle accelerazioni importanti a causa dell'instabilità geotecnica degli accumuli un tempo realizzati e localizzati, nei versanti acclivi agli imbocchi delle gallerie e nei compluvi, in entrambi i casi con argini di contenimento destinati ad una durata compatibile con i tempi di coltivazione del minerale. Nelle aree minerarie in prossimità delle coste, l'energia fluviale ha determinato il trasporto dei materiali contaminati finché si sono depositati nelle foci dei fiumi, negli stagni costieri, nei sedimenti di spiaggia e marini. La gestione delle operazioni di caricamento dei minerali avveniva attraverso piccoli moli di attracco e porticcioli oppure dalle spiagge, causando un rilevante impatto sull'ambiente costiero. Nelle aree portuali o nei vecchi moli, sono spesso presenti accumuli di materiale contaminato, stratificati nei sedimenti di spiaggia, costieri e portuali. Queste dinamiche sono tra le cause della presenza di materiali residuali e potenzialmente contaminanti che costituiscono parte integrante degli accumuli di sedimenti fluviali, costieri e portuali. Le caratteristiche peculiari geo-mineralogiche del Sulcis-Iglesiente-Guspinese consistono in elevate concentrazioni di piombo, zinco e rame presenti in solfuri misti di Fe-Pb-Zn, Cu, spesso accompagnati da quantità inferiori di Cd, As, W e da Cr, Hg, Co, Al e Mn. Si registra un numero discreto di coltivazioni minerarie di F e Ba, spesso associate ai solfuri misti di Pb-Zn. I componenti mineralogici, a contatto con l'atmosfera e con le acque superficiali e di falda, sono soggetti a continui cambiamenti per effetto di reazioni di ossidoriduzione che alterano le specie mineralogiche e portano, in alcune condizioni, alla formazione di nuovi minerali. La pericolosità geochimica dei componenti mineralogici è spesso amplificata dal contenuto in solfuri dei minerali che, a seguito di fenomeni di ossidazione indotti dalla esposizione all'aria, determina l'acidificazione delle acque e il conseguente aumento della mobilità e biodisponibilità dei potenziali contaminanti nelle matrici ambientali, influenzando il pH di suoli ed acque anche in aree molto estese (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

Nel territorio del Sulcis-Iglesiente-Guspinese sono state individuate diverse problematiche (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008):

- presenza di scavi, gallerie e trincee;
- presenza di discariche ed abbancamenti di materiali fini di risulta delle lavorazioni dei minerali;
- contaminazione di acque sotterranee;
- deposito di residui minerari fini lungo il reticolo idrografico (tailing);

- fenomeni di risalita di acque di falda contaminate attraverso le gallerie quali vie preferenziali e contaminazione delle acque superficiali.

2.5 Il distretto Minerario di Montevecchio

L'attività estrattiva nella miniera di Montevecchio iniziò nel 1848. Nel corso del novecento divenne sempre più intensa sino alla produzione di circa 500.000 tonn/anno di minerale, negli anni cinquanta e sessanta. Fino agli anni Sessanta due società minerarie, la Montevecchio S.p.A. e la S.M.M. Pertusola sono state titolari delle concessioni per la coltivazione dei giacimenti di piombo e zinco dell'intero campo filoniano. Dopo il 1964 le concessioni sono passate alla Monteponi-Montevecchio S.p.A. Negli anni Settanta era coltivata solo la parte del campo filoniano situata a nord del batolite granitico e cominciò il declino dell'attività che venne definitivamente chiusa nel 1992. La miniera di Gennamari era stata chiusa nel 1963 e quella di Pinadeddu aveva cessato l'attività intorno al 1925. Nella parte della miniera denominata "Levante" erano presenti i cantieri minerari di Sciria, Piccalinna, Mezzena e Sant'Antonio, il grande bacino sterili di Levante e le strutture di servizio (impianto di trattamento, stazione e ferrovia per San Gavino ecc.) della miniera (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

Il distretto minerario di Montevecchio, per la ricchezza dei giacimenti metalliferi (piombo, zinco, rame, argento, stagno e ferro), è stato uno dei più importanti distretti minerari dell'Europa occidentale e tra quelli che maggiormente hanno testimoniato, con grandi opere di ingegneria e un elevato grado di innovazione tecnologica, la storia mineraria della Sardegna (Mezzolani e Simoncini, 2001).

In seguito alla totale cessazione delle attività estrattive, negli anni '90, sono emerse le problematiche legate al destino sia delle strutture industriali, sia dell'enorme quantità di depositi di materiali ad elevatissimo potenziale inquinante (Bacchetta et al., 2007).

Per questo motivo, nel 1998 il bacino minerario di Montevecchio, insieme alle altre principali aree minerarie della Sardegna, è stato inserito all'interno del primo Parco Geominerario del mondo (UNESCO et al., 1998; Bacchetta et al., 2007).

I residui di trattamento sono stati principalmente smaltiti nel bacino di decantazione di Levante, che attualmente contiene circa 4,3 milioni di metri cubi di fanghi. Durante l'esercizio questo è stato periodicamente aperto ed ha riversato i materiali contaminati nell'alveo del Rio Sitzerri, che li ha trasportati per diversi chilometri sino alla foce nello Stagno di San Giovanni. Le acque acide che

provengono dal bacino sterili e dalle adiacenti gallerie minerarie portano in soluzione i contaminanti metallici che vengono così trasportati dalle acque del Rio Sitzerri sino alla foce.

Nel 2008 i residui minerari erano presenti lungo l'alveo per almeno 16 chilometri dal bacino di sterili, con accumuli anche di notevole estensione nelle zone pianeggianti, una superficie complessiva stimata in 2,7 milioni di metri quadri ed un volume stimato in 1,6 milioni di metri cubi. La dispersione dei fini di trattamento nel suolo, stimata su una superficie di almeno 1,3 milioni di metri quadri, ha determinato uno stato di desertificazione delle piane agricole a valle del bacino di Levante, con compromissione delle attività produttive agricole e zootecniche ed una contaminazione dei sedimenti dello Stagno di San Giovanni, dove sono presenti peschiere ed allevamenti di mitili (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).

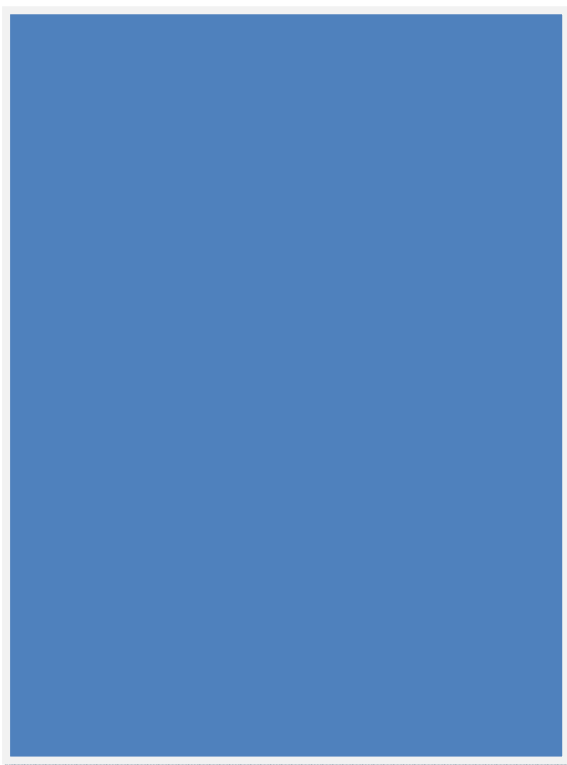


Figura 2.1: discesa dei minatori nella Miniera di Montevocchio. Foto di B. Stefani, 1939. Centro per la cultura d'impresa, Milano. Non visibile per motivi legati al copyright.



Figura 2.2: cernitrici nella Miniera di Montevecchio. Archivio storico del comune di Iglesias, 1930, Fondo Monteponi-Montevecchio. Non visibile per motivi legati al copyright.



Figura 2.3: Miniera di Montevecchio: minatori a lavoro con la perforatrice a colonna. Foto di V. Aragozzini, 1938. Archivio storico del comune di Iglesias, 1930, Fondo Monteponi-Montevecchio. Non visibile per motivi legati al copyright.

2.6 Geologia di Montevecchio

Il sistema minerale si sviluppa in direzione ENE-OSO, per oltre 10 Km in forma di vene subverticali, sulle estensioni settentrionali e occidentali del batolite granitico Ercinico Arburese (Sardegna sud occidentale) (Fanfani et al., 2000).

Il batolite Arburese forma un ammasso circoscritto intruso nelle serie sedimentarie paleozoiche nelle quali ha sviluppato un importante metamorfismo di contatto. La maggior parte dei filoni di origine idrotermale (Salvadori e Zuffardi, 1973) risulta incassata, alla scala dell'affioramento, negli scisti del complesso scistoso-quartzitico post-gothlandiano Auctorum (Unità dell'Arburese) e solo alcuni sono incassati nel granito. Le coltivazioni minerarie hanno interessato l'intera struttura filoniana, per uno sviluppo longitudinale di circa 12 Km., lungo il bordo nord-occidentale del granito e per 4-5 Km lungo quello sud-occidentale. I minerali utili principali sono la galena e la blenda seguiti da pirite, pirrotina, barite, calcopirite e arsenopirite. Il minerale di ganga principale è il quarzo con locali raggruppamenti di carbonati (dolomite, ankerite e siderite). I fenomeni di alterazione esogena, precedenti la coltivazione e conseguenti ad essa, hanno causato lo sviluppo di numerosi minerali secondari, come cerussite, anglesite e idrossidi di Fe. I filoni di Montevecchio–Ingurtosu-Gennamari sono insediati lungo una serie di fratture che si susseguono entro una fascia ben delimitabile che dista in affioramento qualche centinaio di metri dal granito; questa fascia ha una larghezza di circa 40-50 metri (Progemisa, 2001).

Quasi tutte le fratture principali ospitano corpi mineralizzati economicamente sfruttati in passato con tenori in Pb + Zn non inferiori al 6% (Salvadori e Zuffardi , 1973).

I filoni mineralizzati hanno una propria individualità sia per quanto riguarda l'estensione in direzione e in profondità sia per quanto riguarda la mineralizzazione (Progemisa, 2001).

Alcuni filoni sono prevalentemente galenosi-quarzosi altri sono blendosi-ankeritici.

Dall'analisi geologico strutturale del campo filoniano emergono due tipologie filoniane (Progemisa, 2001):

- filoni radiali, aventi direzioni in genere normali al contatto scisto-granito, che tagliano indifferentemente questi due litotipi;
- filoni periferici interamente incassati negli scisti che bordano il batolite granitico.

Anche se entrambe le tipologie filoniane possono essere mineralizzate, i filoni periferici sono di gran lunga più rilevanti dal punto di vista economico. Scarse opere di prevenzione e di risanamento realizzate durante e dopo la coltivazione hanno causato un notevole impatto ambientale (Progemisa, 2001).

2.7 Montevecchio Levante

I potenti filoni periferici di Montevecchio sono all'incirca paralleli al bordo settentrionale del batolite granitico, hanno un andamento Nord Est-Sud Ovest e sono interamente incassati negli scisti. I principali filoni di Montevecchio sono, procedendo da est verso ovest: S. Antonio, Piccalinna (situato più a nord), Sanna, Telle e Casargiu. Le caratteristiche composizionali della mineralizzazione piombifera e zincifera variano da un filone all'altro e alle volte anche nell'ambito dello stesso filone. La natura dei minerali che costituiscono la ganga è variabile (Progemisa, 2001). L'area è compresa nel bacino idrografico del Rio Montevecchio–Rio Sitzerri, che scorre prevalentemente nei sedimenti alluvionali quaternari, sino alla foce nello Stagno di San Giovanni. Nell'area di Montevecchio Levante il problema è originato dall'impianto di trattamento mineralurgico “Laveria Principe Tomaso” della miniera di Montevecchio che ha trattato il minerale coltivato nei cantieri di Sciria, Mezzana, Piccalinna e Sant'Antonio ma anche parte di quello proveniente dalle coltivazioni occidentali (Montevecchio Ponente). L'area è caratterizzata dalla presenza di residui dell'attività mineraria, in particolare dal bacino sterili di Levante, da accumulo di fini di trattamento mineralurgico nella piana del Rio Sitzerri, legato alla cattiva gestione della diga di Levante; da inquinamento diffuso dei suoli, dovuto alla dispersione dei fini, da contaminazione delle acque superficiali e sotterranee, dovuta all'alimentazione da parte dell'acquifero minerario e allo scambio ionico con i sedimenti contaminati, da drenaggio acido dalle gallerie minerarie e dalla base della diga di Levante, a causa delle caratteristiche della mineralizzazione. I principali contaminanti nei residui minerari e nei suoli sono cadmio, piombo e zinco; nelle acque sono cadmio, nichel, piombo, zinco, manganese e ferro. Nell'area sono presenti rifiuti speciali legati all'attività estrattiva quali macerie e materiali ferrosi, ma anche scavi non recintati, alcuni imbocchi minerari aperti ed edifici pericolanti. I centri di pericolo principali sono il bacino sterili di Levante, le acque acide che provengono dai lavori minerari e gli accumuli di fini nella piana del Rio Sitzerri; la migrazione dei contaminanti avviene attraverso le acque che attraversano i lavori minerari, le mineralizzazioni e le discariche, confluiscono nel Rio Sitzerri e raggiungono lo Stagno di San Giovanni. I bersagli dell'inquinamento sono i corsi d'acqua, l'acquifero detritico-alluvionale quaternario, i suoli della piana del Rio Sitzerri e l'ecosistema dello Stagno di San Giovanni–Marceddì (Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese, 2008).



Figura 2.4: carico di vagoni di minerale estratto. Montevecchio, miniera di S. Antonio. Foto di V. Aragozzini, 1938. Centro per la cultura d'impresa, Milano. Non visibile per motivi legati al copyright.

CAPITOLO 3: I SUOLI E LA CONTAMINAZIONE DA ATTIVITÀ MINERARIE

3.1 Generalità

La Soil Science Society of America (1996) definisce il suolo come un sistema naturale costituito da particelle minerali ed organiche che trae origine dall'alterazione chimico-fisica della roccia madre e dalle trasformazioni biologiche e biochimiche dei residui organici presenti al suo interno (Marzaioli, 2006).

I fattori che condizionano lo sviluppo e definiscono le proprietà del suolo sono: il clima, le entità biotiche (compreso l'uomo), il rilievo, la matrice litologica e il tempo.

Inizialmente Dokuchaev (1898) sostenne che il suolo fosse il risultato, nel tempo, di tre fattori quali il clima, la litologia e le componenti biotiche.

Il pedologo Hans Jenny (1941), considera la formazione del suolo (S) come la risultante dell'azione combinata di cinque fattori: il clima (cl), la componente biotica (o), il rilievo (r), matrice litologica (p), il tempo (t) e altri fattori aventi importanza locale, rappresentando il processo con una legge del tipo: $S = f(cl, o, r, p, t \dots)$.

Nel 1961 Jenny perfezionò l'equazione:

$$l, s, v, a = f(L_0, P_x, t)$$

dove:

l = proprietà dell'ecosistema

s = proprietà del suolo

v = proprietà della vegetazione

a = proprietà della vita animale

L_0 = inizio della pedogenesi

P_x = potenziali di flusso

t = età dell'intero sistema

L'equazione può essere sviluppata considerando le variazioni del solo fattore che prevale su tutti gli altri ritenuti costanti:

$l, s, v, a = f(\text{cl}, o, r, p, t, \dots)$	climofunzione
$l, s, v, a = f(o, \text{cl}, r, p, t, \dots)$	biofunzione
$l, s, v, a = f(r, \text{cl}, o, p, t, \dots)$	topofunzione
$l, s, v, a = f(p, \text{cl}, o, r, t, \dots)$	litofunzione
$l, s, v, a = f(t, \text{cl}, o, r, p, \dots)$	cronofunzione

Il clima agisce sia direttamente sui processi di genesi dei suoli sia indirettamente attraverso l'energia fornita agli organismi e alle condizioni ambientali adatte allo svolgimento dei processi metabolici. I fattori del clima che influiscono in maggior misura sulla pedogenesi sono l'umidità e la temperatura. L'acqua partecipa ai processi chimici, fisici e biochimici che si verificano nel suolo, altera le rocce e definisce le condizioni conseguenti alla lisciviazione. La temperatura influisce sulla velocità dei processi chimici e biochimici, aumenta l'evaporazione e riducendo la quantità d'acqua che attraversa il suolo ritarda i processi di decomposizione. Nelle zone della foresta tropicale il processo di alterazione è molto intenso. La quantità di residui vegetali al suolo è elevata ma è diversa la velocità di decomposizione della sostanza organica per questo il contenuto di humus in questi suoli è variabile. Nelle zone desertiche la sostanza organica è scarsamente presente a causa della velocità dei processi di decomposizione. Nelle aree della steppa è maggiore l'apporto di acqua meteorica e il processo di evapotraspirazione è meno intenso permettendo così lo sviluppo di una folta copertura vegetale, la formazione di orizzonti di eluviazione importanti e ricchi di sostanza organica. Nella zona della taiga diminuisce la velocità di decomposizione della sostanza organica a causa di temperature più basse. Spostandosi verso i poli basse temperature e formazioni di ghiaccio in prossimità della superficie causano la formazione di suoli umidi con scarso apporto di residui vegetali e un lento processo di decomposizione. Le proprietà morfologiche e mineralogiche del suolo, maggiormente influenzate dalle condizioni climatiche, sono il contenuto di sostanza organica, di argilla, il tipo di minerali argillosi, il colore, la presenza o meno di CaCO_3 e la profondità degli orizzonti calcici (Violante, 2002).

La matrice litologica influisce sulle proprietà del suolo in modo più marcato nelle fasi iniziali della pedogenesi e nelle regioni aride mentre nelle regioni umide altri fattori rendono meno chiara la sua influenza. Le componenti biotiche partecipano al processo di pedogenesi mediante: i metabolismi delle piante che scambiando con il suolo diverse sostanze costituiscono la fonte primaria di materiale organico, i processi biochimici da parte dei microrganismi decompositori e le funzioni

vitali della fauna. L'uomo può influenzare la pedogenesi attraverso l'aratura, l'irrigazione, la fertilizzazione, la modifica della vegetazione, prelevando e trasportando materiale e mediante l'introduzione di sostanze inquinanti e/o nocive. Il rilievo definisce la distribuzione dei suoli con morfologia e proprietà differenti. L'altitudine, l'esposizione e la pendenza delle superfici influiscono sul drenaggio, sulle relazioni tra suolo e acqua, sulla falda freatica, sui fenomeni erosivi e su tutte le attività legate ai processi pedogenetici. Il tempo necessario per l'alterazione delle rocce e la definizione delle proprietà del suolo è variabile. I minerali primari si disgregano molto lentamente mentre la sostanza organica si decompone in tempi più brevi. L'intensità e l'interazione dei processi di formazione possono variare durante la pedogenesi.

3.2 Classificazione dei suoli

L'azione combinata dei fattori della pedogenesi porta alla formazione di strati di suolo diversi tra loro. Gli strati di suolo omogenei, ad andamento orizzontale e di spessore variabile sono detti orizzonti. La successione degli orizzonti costituisce il profilo di un suolo, ossia la sezione verticale di suolo. Secondo la nomenclatura degli orizzonti proposta dal Soil Conservation Service dell'U.S.D.A. gli orizzonti sono contraddistinti dalle lettere O, A, E, B, C, R.

L'orizzonte O (detto anche lettiera) è lo strato più superficiale. È caratterizzato dalla presenza di sostanza organica parzialmente decomposta. L'orizzonte A (o eluviale) è ricco di sostanza organica. In esso è intensa l'asportazione dei componenti solubili, inorganici e organici a opera dell'acqua che s'infiltra nel suolo e li trasporta nell'orizzonte sottostante. L'orizzonte E ha una concentrazione residuale di sabbia, limo particelle di quarzo, è normalmente riconoscibile dal sovrastante A perché è più chiaro e contiene un minor contenuto di sostanza organica. L'orizzonte B (o illuviale) è costituito principalmente dall'accumulo di materiali trascinati dalle acque e provenienti dall'orizzonte soprastante, è povero di sostanza organica, contiene materiali argillosi e sali minerali provenienti dallo strato superiore. L'orizzonte C è costituito dalla roccia in via di alterazione. L'orizzonte R indica la roccia madre inalterata e coerente sottostante il suolo. La classificazione dei suoli dell'Europa occidentale è stata influenzata dalla scuola russa che a sua volta aveva seguito la traccia della scuola di Dokuchaev.

La classificazione francese si basa sull'identificazione delle successive fasi evolutive del suolo considerato nel suo evolversi verso un ecosistema stabile, detto climax (Arduino e Zanini, 1989).

La classificazione dei suoli belga considera anche unità tassonomiche definite secondo il drenaggio e la tessitura. Il sistema di classificazione inglese distingue i suoli del Galles da quelli britannici. La classificazione del Galles è una generalizzazione della classificazione U.S.D.A. (1938), mentre in quella britannica i gruppi di suoli sono definiti secondo il regime di umidità e il tipo di humus e i sottogruppi sono definiti dal tipo di profilo (Arduino e Zanini, 1989).

Le classificazioni dell'U.S.D.A e del Soil Map of the world sono i sistemi più largamente diffusi e si basano sulla combinazione dei caratteri del suolo.

Nel 2006 il World Reference Base (WRB) for Soil Resources ha introdotto un nuovo reference soil group, contenente i technosols. Con il termine technosols vengono indicati sia quei suoli creati o modificati dall'uomo contenenti terreni provenienti da discariche, fanghi, ceneri etc, sia i suoli prelevati dalla loro sede originale e impiegati per riempimenti. Se il riempimento è inferiore a 50 cm, il suolo verrà chiamato technosol. Spesso vengono indicati come technosol i suoli urbani o da miniera.

3.3 Caratteristiche del suolo

Nel suolo si possono individuare tre fasi: solida, liquida e gassosa.

La fase solida è formata da una componente inorganica, una organica e una colloidale. La componente inorganica è rappresentata dalle particelle di diametro inferiore ai 2 mm, detta terra fine e dallo scheletro costituito da ciottoli e ghiaia. La terra fine è costituita da sabbia ed argille.

La componente organica proviene dalla decomposizione degli organismi animali e vegetali che vivono sulla superficie del suolo o in profondità. La componente colloidale è composta dalle sostanze umiche e dalla frazione argillosa. La fase liquida è rappresentata dall'acqua trattenuta dal suolo e che circola in esso. Si possono distinguere: l'acqua gravitazionale o di percolazione, l'acqua capillare o di coesione e l'acqua igroscopica. L'acqua gravitazionale viene drenata verso il basso dalla forza di gravità. La sua dinamica è vincolata alla permeabilità del terreno. L'acqua capillare è trattenuta nel suolo umido per valori di tensione compresi tra 10kPa a oltre 3100 kPa in essa è compresa l'acqua disponibile per le piante. L'acqua igroscopica costituisce il sottile film di molecole che aderisce ai colloidi del suolo. È dovuta alle forze di interazione elettrostatica che determinano coesione ed adesione. Essendo allontanabile dal terreno solo per essiccamento a 105°C per al minimo 16 h non è biologicamente utilizzabile. La fase gassosa è costituita dall'aria che occupa gli interstizi vuoti nel suolo. I parametri fisici del suolo sono: la tessitura, la struttura, la

porosità, il colore e la temperatura del terreno. La tessitura definisce in quale percentuale le particelle costituenti il suolo vengono ripartite in determinate classi granulometriche. I limiti delle classi granulometriche adottati sono quelli indicati dalla Società Internazionale di Scienza del Suolo (ISSS) e dal Dipartimento di Agricoltura degli Stati Uniti (USDA). Secondo la classificazione dell'ISSS si individuano quattro frazioni. La sabbia grossa avente un diametro delle particelle compreso tra 2 e 0.2 mm, la sabbia fine con diametro compreso tra 0.2 e 0.02 mm, il limo tra 0.02 e 0.002 mm e le argille tra 0.002 e 0 mm. La struttura del suolo indica il modo in cui le particelle primarie di suolo si uniscono per formare degli aggregati.

La porosità è definita come il rapporto percentuale tra il volume degli spazi occupati da aria e/o acqua e il volume totale. I valori ottimali di porosità sono attorno al 50% per un terreno ben formato (Radaelli, 1989). Anche la dimensione dei pori è importante a parità di porosità.

Il colore del suolo è un parametro importante per il riconoscimento e la valutazione dei suoli. Per la sua determinazione si confronta il colore del suolo da caratterizzare con apposite tavole che riportano una ampia gamma di colorazioni. Le tavole più utilizzate sono le Munsell Soil Color Charts (1994). Il sistema Munsell si basa su tre elementi:

- Hue, si riferisce ad una determina lunghezza d'onda dello spettro elettromagnetico;
- Chroma, saturazione cromatica. Registra la quantità di colore presente;
- Value, brillantezza o illuminazione in relazione alla proporzione di luce riflessa rispetto a quella assorbita (Giordano, 2002).

Attraverso l'analisi del colore del suolo si possono desumere alcune sue caratteristiche. Ad esempio, il bianco indica la presenza di elevate quantità di calcio, il grigio-verde condizioni di anossia. Il colore influisce direttamente sullo stato termico del terreno, il colore più scuro causa un maggior assorbimento di radiazioni e quindi un maggior riscaldamento (Giordano, 2002; Radaelli et al. 2001).

La temperatura del suolo dipende dalla radiazione solare in superficie, dalla conduttività e dal colore che influenza la quantità di radiazione che può essere assorbita e quella che può essere riflessa (Giordano, 2002).

Dalla temperatura del suolo dipendono i processi chimici, fisici e biologici sia durante la pedogenesi sia durante la vita delle specie vegetali.

Le temperature più elevate favoriscono le attività chimiche e biologiche che invece sono ridotte dal freddo e terminano quando l'acqua presente nel suolo è gelata (Accordi et al., 1993).

Le caratteristiche chimiche del suolo sono il pH, la capacità di scambio cationico (CSC), il potere tampone, il contenuto di macro (N, P, K) e microelementi (Zn, Cu, B, Mn, Fe, Mo).

3.4 Contaminazione dei suoli

Il suolo svolge molteplici funzioni, che possono essere distinte in due categorie: funzioni ecologiche e funzioni socio-economiche (Blum, 1998).

Le funzioni ecologiche del suolo sono: la produzione di biomassa; il filtraggio, mantenimento e trasformazione di sostanze diverse; riserva genetica e protezione della flora e della fauna (Blum, 1998). Le funzioni socio-economiche del suolo sono: la base fisica degli insediamenti umani, produttivi e delle infrastrutture; fonte di materie prime; luogo di protezione e di mantenimento del patrimonio culturale (Blum, 1998; Marzaioli, 2006).

Quando viene alterata la capacità del suolo di esplicare correttamente le sue funzioni, principalmente a causa dell'utilizzazione e della gestione antropica, insorgono fenomeni di degradazione fisica, chimica e biologica del suolo stesso che si riflettono nel tempo su tutti i compartimenti ambientali (Marzaioli, 2006).

La contaminazione è un'alterazione della composizione chimica naturale, nel caso del suolo, originata dall'attività umana. Le principali cause del peggioramento della qualità dei suoli sono le attività industriali, l'agricoltura intensiva e l'urbanizzazione. La CEE-COM 179/2002 definisce/individua due tipi di contaminazione: diffusa e locale. La contaminazione diffusa deriva dalle deposizioni atmosferiche derivanti da emissioni industriali, traffico veicolare e in parte dall'agricoltura. La contaminazione da fonti puntuali (locale) interessa solo un'area confinata come i siti contaminati in corrispondenza di attività estrattive minerarie, di impianti industriali e di discariche di rifiuti (Negro, 2012).

Il degrado del suolo legato all'attività estrattiva mineraria è causato, principalmente, dall'abbandono degli impianti di flottazione (Massoni-Novelli, 1992; Negro, 2012).

I fanghi di scarto, prodotti durante l'attività estrattiva, contengono solitamente quantità elevate di zinco (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg) e piombo (Pb). Il loro stoccaggio, all'aria aperta, causa la dispersione nel suolo e una sua contaminazione a causa dei fenomeni di lisciviazione (Alloway, 1990).

La deposizione atmosferica degli inquinanti può avvenire per via secca o per via umida (Negro, 2012). Nella deposizione secca non si verifica una rilevante interazione degli inquinanti con l'acqua mentre in quella umida la precipitazione degli inquinanti è condizionata dall'acqua atmosferica (pioggia, neve, nebbia). Dopo essersi depositati sul suolo, gli inquinanti tendono a concentrarsi prevalentemente negli orizzonti superficiali, ricchi di materia organica (Penin e Tschernov, 1997).

I contaminanti acidificanti riducono progressivamente il potere tampone del suolo causando, in

alcuni casi, il rilascio improvviso ed elevato di metalli; l'acidificazione favorisce la lisciviazione delle sostanze nutritive con conseguente perdita della fertilità del suolo. Il piombo, considerando le emissioni derivanti da traffico veicolare, è uno degli elementi che si trova in concentrazioni elevate negli strati superficiali dei suoli localizzati all'interno di aree urbane e in prossimità di reti stradali in ambiente extraurbano. I livelli di piombo sono diminuiti recentemente perché non è più utilizzato il piombo tetraetile come additivo antidetonante nella benzina. Altri composti critici, derivanti da emissioni industriali, veicolari e domestiche sono gli ossidi di zolfo, ossidi di azoto, diossine, policlorobifenili (PCB) e idrocarburi policiclici aromatici (IPA). In agricoltura, sono tra le cause di contaminazioni diffuse la distribuzione di concimi minerali nel suolo per l'apporto di nutrienti; l'accumulo di nutrienti causa uno squilibrio nutrizionale per le coltivazioni e può produrre fenomeni di eutrofizzazione nelle acque superficiali e di percolazione di nitrati rischiando così di inquinare le acque sotterranee; l'impiego di antiparassitari che possono spostarsi nella falda acquifera, impiego negli ultimi anni di sostanze aventi un dosaggio più basso e una buona biodegradabilità; distribuzione di fanghi di depurazione e liquami zootecnici che possono causare elevati apporti di metalli pesanti che, in particolari condizioni, possono essere dilavati e trasportati nella falda oppure dopo essere stati assorbiti dalle coltivazioni possono entrare nella catena alimentare (Negro, 2012).

3.5 Contaminazioni dei suoli da metalli pesanti

I metalli pesanti sono presenti naturalmente nella crosta terrestre. Essi sono caratterizzati da una densità superiore di 5 g/cm^3 e da diversi stati di ossidazione in funzione del pH (Casalicchio, 2000; Radaelli, 2001; Zerbi e Marchiol, 2004).

Abitualmente si trovano in concentrazioni inferiori allo 0.1% (elementi in traccia) a differenza dei maggiori costituenti delle rocce e dei minerali come il silicio, il calcio, il ferro, l'alluminio, magnesio, potassio e sodio.

Appartengono alla categoria dei metalli pesanti l'argento (Ag), il bario (Ba), il cadmio (Cd), il cobalto (Co), il cromo (Cr), il manganese (Mn), il mercurio (Hg), il molibdeno (Mo), il nickel (Ni), il piombo (Pb), il rame (Cu), lo stagno (Sn), lo zinco (Zn) e alcuni metalloidi, con proprietà simili a quelle dei metalli pesanti come l'arsenico (As), l'antimonio (Sb), il bismuto (Bi), il selenio (Se) e il vanadio (V) (Adriano, 1986; Alloway, 1995; Gabbrielli e Galardi, 2004).

Dal punto di vista ambientale, i più significativi, a livello eco-tossicologico, sono: As, Hg, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn e Se (Salomons and Förstner, 1984).

Le principali fonti dei metalli pesanti che alterano l'ambiente sono il substrato pedogenetico, le attività civili, industriali e agrarie (Riffaldi e Levi-Minzi, 1989).

Metalli e metalloidi sono presenti nei suoli in concentrazioni variabili e la loro presenza nel suolo è dovuta soprattutto alla composizione chimica della roccia madre, soggetta a fenomeni di degradazione fisica, chimica e biologica, dalla quale si è originato il suolo. La disgregazione fisica avviene attraverso l'azione dell'acqua, del vento, dell'irraggiamento solare, attraverso la cristallizzazione e le attività biotiche (azione degli organismi viventi). L'alterazione chimica si esplica attraverso l'idrolisi, l'ossidazione e la solubilizzazione. I prodotti derivanti dai processi di degradazione, possono accumularsi in situ, oppure essere trasportati in altre zone per effetto del trasporto (Negro, 2012).

L'uomo ha contribuito negli ultimi secoli all'aumento delle concentrazioni di metalli pesanti nel suolo, principalmente attraverso l'industria, l'agricoltura e l'urbanizzazione. Nell'industria le sorgenti di metalli pesanti più rilevanti derivano dal settore estrattivo, metallurgico, siderurgico e dalla produzione di elettricità da combustibili fossili.

Le attività industriali sono causa di contaminazione sia diretta, attraverso i fumi e le acque di scarico, sia indiretta attraverso la produzione di altre sostanze inquinanti, come vernici e combustibili (Riffaldi e Levi-Minzi, 1989).

Altra importante fonte di inquinamento sono i fumi. In ambito urbano le fonti principali sono il riscaldamento domestico e il traffico veicolare (Lorito, 2010).

La combustione dei carburanti e dei lubrificanti è la principale fonte di Cd e Pb, il consumo dei pneumatici libera principalmente Cd e Zn. I terreni delle aree metropolitane e quelli prossimi alle zone di maggior traffico sono generalmente contaminati. L'agricoltura può rappresentare una fonte di contaminazione per il suolo. Oltre il 10% dei fungicidi e degli insetticidi impiegati usualmente apportavano Cu, Hg, Mn, Pb e Zn. I concimi chimici possono essere causa di inquinamento in quanto spesso contengono metalli pesanti (Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn). Il contributo annuo dei concimi all'inquinamento non è marginale in quanto la concimazione viene effettuata tutti gli anni (Riffaldi e Levi-Minzi, 1989).

Diversi metalli pesanti possono essere rinvenuti come impurità nei fertilizzanti (Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn), negli scarichi domestici (Cd, Ni, Cu, Pb, Zn), nei mangimi per allevamenti intensivi (Cu, As, Zn), nei pesticidi (Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn), nel compost (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn), nei diserbanti (As) (Negro, 2012).

Diversi metalli pesanti sono richiesti nei cicli fisiologici e biochimici degli organismi viventi e per questo vengono definiti micro-nutrienti essenziali. Certi metalli in traccia, sono importanti per la

capacità di associarsi con vari enzimi. Molte proteine per essere attivate e svolgere la loro funzione, richiedono l'attacco di una molecola organica contenente uno o più atomi di metallo oppure solo di un metallo (cofattore). Il magnesio (Mg) è un cofattore di molti enzimi, come la fosfatasi; lo zinco (Zn) è presente come cofattore in più di 200 tipi di metallo-proteine. Il manganese (Mn) è un cofattore fondamentale per le reazioni enzimatiche coinvolte nella sintesi degli acidi grassi, mentre il rame (Cu) è presente come cofattore di ossidasi, tirosinasi e uricasi. Il selenio (Se) è coinvolto in alcune reazioni enzimatiche aventi lo scopo di ridurre eventuali agenti ossidanti (ad esempio radicali liberi), presenti nelle cellule e che possono avere un'azione distruttiva. Il grado di pericolosità di un metallo è legato alla sua mobilità, ossia alla capacità di migrare in strati di suolo profondi, con rischi di contaminazione di falde acquifere e alla sua biodisponibilità, ossia alla disponibilità per l'assorbimento da parte degli organismi viventi, animali e vegetali (Petruzzelli, 2008) con il rischio di entrare nella catena alimentare. I metalli presenti nel suolo possono avere diverse forme: ioni disciolti nella soluzione circolante, ioni adsorbiti sui colloidi, sali insolubili, costituenti dei tessuti vegetali e componenti del reticolo cristallino dei minerali. Le forme che possono essere scambiate più facilmente sono quelle adsorbite e quelle solubili. Alcuni metalli pesanti sono mobilizzati in condizioni acide altri in condizioni basiche. Il rame (Cu) e lo zinco (Zn) sono immobili in condizioni di pH basico. Secondo studi condotti da Scokart et al. (1983), sull'influenza del pH sulla mobilità di Cd e Zn in suoli argillosi, con valori di pH < 6 la mobilità del Cd aumenta, mentre quella dello Zn aumenta con valori di pH < 5. Con pH > 6, alcuni elementi rimangono adsorbiti sulle particelle argillose e sugli ossidi liberi negli orizzonti superiori dei suoli. Gong e Donahoe (1997) hanno osservato che, in suoli argilloso-sabbiosi con elevato contenuto di sostanza organica, un abbassamento del pH mobilizza Cd, Cu, Cr e Zn adsorbiti da idrossidi. Il pH del suolo può essere modificato direttamente o indirettamente da molteplici attività antropiche. Il potenziale di ossido riduzione (Eh) può influenzare la mobilità degli elementi. Il Cd, Hg e il Pb sono maggiormente mobili se il potenziale di ossido riduzione è più ossidante e il pH più acido. La presenza nel suolo di minerali argillosi, smectiti e montmorilloniti, gli ossidi e idrossidi di ferro e di alluminio è importante in quanto possono adsorbire i metalli pesanti. Nel suolo le sostanze organiche ad elevato peso molecolare e i minerali argillosi hanno un elevato numero di cariche superficiali in grado di agire attivamente con ioni e composti organici. La struttura e la tessitura del suolo influiscono sulla distribuzione dei metalli negli orizzonti pedologici. La presenza di argilla è associata spesso ad una concentrazione elevata di metalli. Per capire il comportamento dei metalli pesanti in termini di mobilità è importante conoscere il potenziale ionico, ossia il rapporto tra la carica e il raggio ionico (Z/r) (Goldschmidt, 1937). Gli elementi con

un elevato potenziale ionico, ossia con un rapporto tra carica e raggio ionico superiore a tre, come Fe^{3+} , Al^{3+} , Mn^{4+} e Cr^{3+} precipitano sotto forma di idrossidi e ossidi insolubili (Negro, 2012).

Gli elementi facilmente lisciviati e con tempi di residenza nel suolo inferiori sono quelli aventi un basso potenziale ionico, minore di tre, come K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} e altri elementi simili (Violante, 2005).

Il Pb, Hg, Cd, Cu, Co, Fe e Zn hanno un basso potenziale ionico si trovano come cationi solubili, il Mo, As, Cr e Se con un alto potenziale ionico si rintracciano come complessi anionici solubili (Negro, 2012).

3.6 Problematiche delle aree minerarie

L'attività mineraria è tra le attività industriali che maggiormente possono danneggiare, inquinare e modificare il territorio (Di Gregorio et al., 1992). Essa comporta la creazione di morfologie instabili soggette a frane, crolli e fenomeni di subsidenza, inquinamento delle acque e del suolo, la dispersione di polveri e gas e l'esposizione all'ambiente esogeno di rocce mineralizzate (Balvis, 2007).

L'attività estrattiva causa la modificazione più o meno permanente del paesaggio, fenomeni di subsidenza e di interferenza con il circuito idrologico e la dispersione di polveri e gas (Fanfani et al., 2000).

In un'area mineraria dismessa sono inoltre presenti residui di impianti, come strutture in ferro e calcestruzzo, vecchi motori etc. Un pericolo aggiuntivo consiste perciò nella possibilità di cedimento strutturale per questo le strutture pericolose devono essere smantellate e demolite.

L'impatto più rilevante è causato dalla dispersione nell'ambiente di metalli pesanti (Pb, Zn, Cu, Cd, As, Cr, Ni). La dispersione può avvenire per via meccanica (trasporto eolico, ruscellamento e scivolamento gravitativo) o per via chimica (trasporto in soluzione). I fenomeni di dispersione si verificano naturalmente ogni volta che rocce mineralizzate vengono a contatto con l'ambiente esogeno ma l'attività mineraria esalta enormemente il fenomeno. Le fonti d'inquinamento delle aree minerarie sono infatti rappresentate dalle mineralizzazioni rimaste esposte in sotterraneo e dai materiali di scarto accumulati all'esterno o costituenti la ripiena delle miniere. I fanghi di flottazione, depositi in bacini, contengono elevate concentrazioni di metalli pesanti e la loro lisciviazione da parte degli agenti atmosferici causa un inquinamento rilevante nelle aree minerarie. Il circuito delle acque superficiali costituisce la via preferenziale di dispersione di questi elementi

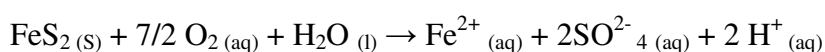
tossici anche a considerevoli distanze dalla sorgente. La dispersione dei contaminanti per via chimica è particolarmente importante nei processi di alterazione dei minerali presenti nelle sorgenti contaminanti. Il rischio ambientale dipende sia dalla concentrazione degli elementi tossici nella sorgente sia dalle proprietà chimiche e fisiche delle fasi in cui si trovano i metalli. Da queste caratteristiche dipendono le modalità di alterazione dei minerali primari, il conseguente rilascio degli elementi, il trasporto e la loro potenziale assunzione da parte degli organismi viventi. Gli elementi concentrati e poco mobili vengono dispersi dopo che la roccia che li contiene viene frantumata ed esposta agli agenti atmosferici. Per i solfuri questo processo di alterazione implica reazioni di ossidazione e di acidificazione che portano in soluzione i metalli pesanti. Solitamente nei giacimenti, gli elementi potenzialmente tossici sono contenuti soprattutto nei solfuri come galena, calcopirite e arsenopirite spesso accompagnati da solfuri di ferro come la pirite e la marcasite. Questi solfuri si formano in ambienti riducenti a temperature e pressioni elevate rispetto a quelle sulla superficie terrestre. Quando questi minerali si trovano in condizioni esogene diventano instabili termodinamicamente e tendono a riequilibrarsi con le nuove condizioni ambientali. Le reazioni che dovrebbero portare a equilibri termodinamici più stabili spesso vengono ostacolate da diversi fattori chimici, fisici e biologici. La resistenza all'alterazione di un minerale dipende, tra i diversi fattori, dalla compattezza della struttura cristallina, dal tipo di legami in essa presenti e dal diverso grado di stabilizzazione degli ioni nel campo elettrico dei poliedri cristallini (Balvis, 2007).

La maggior parte dei solfuri si ossida e scompare nelle zone della superficie terrestre in cui vi sia grande disponibilità d'acqua e di ossigeno libero (Plumlee, 1999).

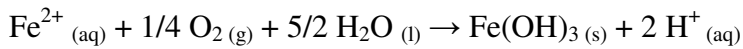
La stabilità dei solfuri varia notevolmente in funzione della composizione del solfuro, dell'associazione mineralogica in cui si trova e delle condizioni in cui si svolgono i processi di alterazione (Blowes et al., 2003).

Il principale processo geochimico responsabile della dispersione dei metalli pesanti è l'ossidazione (e idrolisi) dei solfuri che porta alla solubilizzazione degli elementi potenzialmente tossici. I solfuri monometallici di Fe svolgono un ruolo importante nelle solubilizzazioni; la loro alterazione produce un ambiente tipicamente acido, con formazione, a seconda delle condizioni di pH ed Eh, di una vasta gamma di ossi-idrossidi e/o solfati di Fe (Balvis, 2007).

Secondo vasti studi riportati in letteratura (Blowes et al., 2003), i primi prodotti della reazione di ossidazione della pirite sono costituiti da ferro ferroso e solfato in soluzione con rilascio di H^+ :

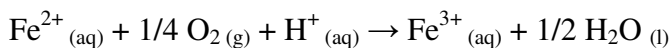


Il $\text{Fe}^{2+}(\text{aq})$ rilasciato dall'ossidazione del solfuro ulteriormente ossidato ed idrolizzato, precipita come ossi-idrossido di Fe amorfo o cristallino secondo una reazione del tipo:

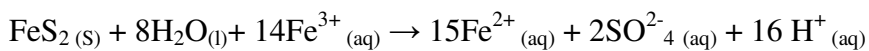


In alternativa può precipitare una fase idrossisolfatica di ferro a cui corrisponde una differente quantità di $\text{H}^+(\text{aq})$ rilasciati (Balvis, 2007).

A $\text{pH} < 3$, il Fe^{3+} può rimanere in soluzione. La reazione di ossidazione del Fe^{2+} è la seguente:

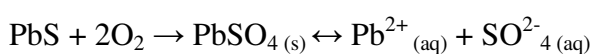
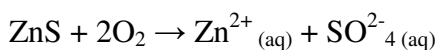


In queste condizioni il Fe^{3+} diventa un agente ossidante rilevante:



Questa reazione è importante nei processi ossidativi dei solfuri metallici e il Fe^{3+} è il principale ossidante della pirite anche a pH vicini alla neutralità ma la reazione avviene solo in presenza di ossigeno disciolto. Il ferro svolge un'azione ossidante nei confronti della pirite e della maggior parte dei solfuri. L'ossidazione della pirite genera una grande quantità di $\text{H}^+(\text{aq})$, acidificando le acque di dilavamento (Acid Mine Drainage) che, in assenza di meccanismi di neutralizzazione, sono capaci di mantenere in soluzione alte concentrazioni di elementi potenzialmente tossici.

La galena e la sfalerite sono tra i più importanti minerali per l'estrazione di metalli pesanti. Lo zinco è un elemento tossico ad alte concentrazioni e la sfalerite contiene quantità di cadmio potenzialmente dannose per l'ambiente. La galena è la principale sorgente di contaminazione da Pb nelle aree minerarie. L'ossidazione della sfalerite in ambiente acquoso produce la formazione di una soluzione ricca di Zn, Cd e ione solfato disciolti; la galena determina la formazione di un prodotto secondario (anglesite– PbSO_4) in equilibrio con Pb^{2+} ed SO_4^{2-} in soluzione:



Queste reazioni in presenza di ossigeno non comportano la formazione di H^+ ma se l'ossidazione avviene ad opera del ferro ferrico anche questi solfuri possono generare acidità. Alcuni degli elementi rilasciati durante l'alterazione dei minerali primari possono precipitare in un gran numero di minerali secondari, tra cui i solfati, gli ossidi e idrossidi. Il prodotto finale stabile ottenuto dall'alterazione dei solfuri è lo ione solfato, solitamente presente in quantità elevate nelle acque sotterranee e superficiali interagenti con la mineralizzazione e con i materiali presenti nelle discariche minerarie. I solfati secondari cristallizzano frequentemente; è sufficiente l'evaporazione delle acque di lisciviazione affinché i solfati raggiungano la solubilità e precipitino sotto diverse forme. Nelle zone di alterazione supergenica delle aree minerarie si formano solfati e anche sali doppi o multipli che contengono numerosi gruppi cationici e anionici. La formazione di minerali secondari insolubili e stabili in ambiente supergenico causa una privazione di metalli al sistema diminuendone così la loro disponibilità nell'ambiente (Balvis, 2007).

I solfati solubili che si formano in condizioni semi-aride, possono ridurre l'acidità e trattenere i metalli durante i periodi secchi diventando essi stessi fonte di acidità nei periodi piovosi. Questo causa una forte variazione stagionale della concentrazione di metalli che deve essere considerata nel monitoraggio delle aree minerarie.

Le acque provenienti dalle zone minerarie non producono sempre drenaggi acidi. Possono verificarsi fenomeni di neutralizzazione anche vicino alla sorgente ma pur in situazioni tamponate possono rimanere in soluzione alti contenuti di metalli tossici e di solfati (Plumlee, 1999).

I principali processi geochimici di neutralizzazione sono legati (Blowes et al., 2003):

- alla dissoluzione dei carbonati, che spesso costituiscono i minerali di ganga dei giacimenti a solfuri;
- alla dissoluzione degli idrossidi di Fe e Al;
- alla dissoluzione dei minerali alluminosilicatici.

La dissoluzione dei carbonati permette di mantenere condizioni di pH vicine alla neutralità. La dissoluzione della calcite tampona il pH a valori compresi tra 6.5 e 7.5, mentre la siderite tampona il pH a valori tra 4.8 e 6.3. Le reazioni tampone degli idrossidi di Al e di Fe avvengono per intervalli di pH compresi tra 4 e 4.3 per gli idrossidi di Al e intorno a 3.5 per quelli di Fe. Per pH molto bassi, la dissoluzione degli alluminosilicati (clorite, muscovite, plagioclasti) diventa il principale meccanismo di neutralizzazione (Balvis, 2007).

CAPITOLO 4: I SUBSTRATI ARTIFICIALI NEGLI INTERVENTI DI RIPRISTINO AMBIENTALE

4.1 Generalità

Si definisce substrato artificiale una miscela ottenuta per via meccanica di componenti organiche e componenti inorganiche, secondo specifiche proporzioni volumetriche, le cui proprietà chimiche, fisiche e nutrizionali permettono una crescita fisiologicamente corretta di un ampio insieme di generi e specie vegetali (substrato artificiale generico) oppure un numero ristretto di specie (substrato artificiale dedicato). Una differenza tra suolo e substrato artificiale è rappresentata dalla presenza della componente organica: nel primo si colloca nella parte superficiale ed è generalmente costituita da uno strato non profondo, mentre nel secondo è omogeneamente distribuita all'interno della massa con valori volumetrici percentuali importanti, al punto tale da poter essere considerata la componente principale.

La qualità del substrato è funzione della specie vegetale impiegata. Uno stesso substrato può essere ottimale per la crescita di una specie vegetale in un determinato contesto oppure non idoneo per la crescita di un'altra specie vegetale. A seconda della specie vegetale che si sceglie di utilizzare si definiscono le caratteristiche che il substrato deve avere per garantirne lo sviluppo.

Ogni specie necessita di un substrato con particolari caratteristiche; si cerca di conglobare le caratteristiche chimico fisiche tenendo conto delle diverse esigenze fenologiche delle piante (Perelli et al., 2009).

Il substrato deve fornire alla pianta aria, acqua e nutrienti nonché supporto fisico alle sue radici e costituire un ambiente adeguato per lo sviluppo di colonie di microrganismi benefici (Hulme and Hummel, 1993).

Secondo Perelli e Pimpini (2003), un substrato dovrebbe avere una struttura caratterizzata da una porosità totale pari almeno al 75% con percentuali variabili di macropori e micropori, rispettivamente 45% e 30%; la struttura deve essere stabile nel tempo, resistere al compattamento e alla riduzione di volume in fase di disidratazione. Un restringimento eccessivo del substrato potrebbe causare la rottura delle radici (Tassinato, 2011).

Un buon materiale dovrebbe avere un grado di restringimento non superiore al 30% del volume; alcuni substrati di natura organica, come la torba, inoltre, una volta essiccati, possono manifestare

anche caratteristiche di idrofobicità con conseguente aumento del tempo necessario per la reidratazione (Perelli, 2003,).

Il substrato deve (Tassinato, 2011):

- fungere da supporto e ancoraggio dell'apparato radicale con una densità apparente adeguata per il sostegno delle piante o delle talee;
- avere una buona capacità di ritenzione idrica ed un buon contenuto d'aria in corrispondenza della capacità idrica massima per evitare problemi di asfissia e di raffreddamento del substrato. La capacità di ritenzione idrica deve garantire un costante livello di umidità del substrato evitando le irrigazioni frequenti;
- avere un basso potere adsorbente con scarsa capacità di scambio cationico nel caso in cui la fertirrigazione sia continua, altrimenti può essere più alto per evitare il dilavamento degli elementi nutritivi. Solitamente i materiali di origine organica, a differenza di quelli minerali, hanno un'elevata capacità di scambio cationico e un alto potere tampone;
- avere un pH adatto alla specie vegetale, facilmente regolabile e adeguabile alle esigenze della specie per evitare squilibri dovuti all'insolubilizzazione di alcuni elementi nutritivi. Le correzioni del pH su substrati acidi rispetto a quelli basici sono più semplici;
- la conducibilità elettrica deve essere relativamente bassa a dimostrazione della scarsa presenza di sali solubili che se presenti in quantità eccessive provocano squilibri nutrizionali e tossicità da parte di alcuni ioni, come cloro, sodio e bario;
- avere un buon potere tampone che permetta al substrato di fronteggiare i cambiamenti di pH;
- avere un elevato potere isolante che permetta di ridurre al minimo le escursioni termiche. Questa proprietà può essere messa in relazione con la capacità di ritenzione idrica e può essere influenzata anche dalla conducibilità termica del materiale. I substrati organici si riscaldano meno di quelli sabbiosi perché hanno un calore specifico più elevato;
- essere privo di sostanze fitotossiche e agenti patogeni. L'assenza di agenti patogeni (nematodi, funghi, insetti), di residui dell'attività agricola potenzialmente fitotossici e di semi di erbe infestanti, garantiscono la salubrità del substrato.

Il riutilizzo di substrati di origine organica (torbe e fibre di cocco) e di origine inorganica (lana di roccia e perlite) può costituire un problema per la possibile presenza di agenti patogeni e/o sostanze fitotossiche. In questi casi sarebbe opportuno intervenire attraverso disinfezione fisica per mezzo di calore secco o umido. Gli interventi chimici comportano dei rischi per l'operatore e pericoli di fitotossicità residua;

- mantenere inalterate nel tempo le proprie caratteristiche con un basso valore del grado di decomponibilità, ossia l'attitudine del substrato a decomporsi. Il rapporto C/N rappresenta un indice di decomponibilità del substrato: tanto maggiore è il suo valore tanto minori sono i processi degradativi;
- avere un costo di acquisto basso ed essere agevolmente reperibile sul mercato.

In funzione delle diverse caratteristiche chimico-fisiche delle materie prime caratteristiche dei substrati, questi possono essere miscelati per raggiungere diversi obiettivi:

- la torba bionda permette di aumentare l'acidità;
- la perlite, il polistirolo, l'argilla e la sabbia grossolana aumentano la porosità e il drenaggio;
- la fibra di cocco e la vermiculite aumentano la capacità di ritenzione idrica;
- l'aggiunta di materiale organico aumenta la capacità di scambio cationico e il potere tampone.

Nella scelta delle materie prime da impiegare nella preparazione dei substrati si devono considerare le condizioni climatiche della zona in cui la specie vegetale verrà messa a dimora:

- in ambienti umidi e a bassa radiazione solare sono più adatti i componenti aventi una buona porosità in quanto garantiscono un buon drenaggio (Gianquinto and Pimpini, 2001);
- in zone con temperature elevate si dovrebbero impiegare dei materiali aventi una maggiore capacità di ritenzione idrica e una lenta evaporazione, come la torba, per evitare il rischio di un rapido essiccamento. In queste aree la degradazione dei materiali organici è più rapida e per garantire una maggiore resistenza alla decomposizione si possono impiegare aghi di pino che essendo poveri di nutrienti riducono la velocità di decomposizione (Tassinato, 2011).

Nell'impiego di miscele per la radicazione di talee è fondamentale l'utilizzo di substrati aventi un efficiente drenaggio al fine di evitare un ambiente asfittico che potrebbe inibire le prime fasi della crescita radicale (Frangi, 2009).

Per una buona disponibilità di acqua e per migliorare l'aerazione, soprattutto nei contenitori di piccole dimensioni frequentemente impiegati per la radicazione delle talee, è consigliabile innaffiare frequentemente con poca acqua. È importante considerare la velocità del flusso idrico al fine di evitare dilavamenti o asportazioni di substrato. La quantità d'acqua che il substrato trattiene dopo l'innaffiatura fino a saturazione e successivo drenaggio, non dovrebbe essere minore del 50% del volume del contenitore.

Il contenuto di acqua facilmente disponibile, ottenuto dalla differenza tra il contenuto idrico a -1 kPa e quello a -5 kPa, permette di determinare il volume di adacquamento e di conseguenza la frequenza d'irrigazione. Nella preparazione dei miscugli per colture con radici particolarmente

esigenti in termini di ossigeno e/o condotte in contenitori di piccole dimensioni, come ad esempio le celle dei contenitori alveolati impiegati nella produzione di talee radicate, occorre utilizzare dei substrati con un'elevata capacità di drenaggio dell'acqua (Paradossi et al., 2009).

Le materie prime che si possono utilizzare per formare i miscugli da utilizzare per la radicazione delle talee sono: torba bionda vagliata finemente (8-10 mm), torba bruna in percentuale limitata (massimo 20%), perlite. Può essere aggiunta una limitata quantità di concime a pronto effetto e di microelementi (500 g m^{-3}). È consigliata una granulometria fine per agevolare il riempimento di contenitori di limitate dimensioni largamente utilizzati per la radicazione delle talee (Frangi, 2009). Secondo Frangi (2009), indicativamente, i substrati per la radicazione delle talee dovrebbero avere preferibilmente questi valori (Tassinato, 2011):

- volume d'aria a pF1 (% v:v) compreso tra 30 e 60;
- volume d'acqua a pF1 (% v:v) compreso tra 40 e 60;
- volume d'acqua facilmente disponibile (% v:v) compreso tra 20 e 30.

La tensione alla quale l'acqua è trattenuta può essere espressa con diverse unità di misura, tra cui pF, logaritmo in base 10 della colonna d'acqua in cm. La tensione applicata pF1, indica l'acqua o l'aria presente nel substrato alla tensione di -10 cm (1KPa).

La EC non dovrebbe superare i valori di 1,5-2,5 mS cm^{-1} (misurata in estratti acquosi del suolo con un rapporto acqua/soilo di 5:1) per la maggior parte delle colture, considerando che la tolleranza delle singole specie varia anche in relazione alla fase di sviluppo della pianta e solitamente, durante la radicazione delle talee si osserva la maggior sensibilità. Con elevati valori di EC si riscontra un aumento dell'umidità del substrato che genera una bassa efficienza di assorbimento radicale (Perelli e Pimpini, 2003; Tassinato, 2011).

4.2 Inquadramento normativo

Il Decreto Legislativo del 29 aprile 2010, n. 75 pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.121 del 26 maggio 2010 e s.m.i., disciplina la produzione e la commercializzazione dei substrati di coltivazione.

La norma prevede due tipi di prodotto: il substrato di coltivazione base e il substrato di coltivazione misto. Per ciascun substrato vengono indicate le materie prime utilizzabili e i parametri chimico-fisici. Vengono indicati i parametri e le relative tolleranze che devono essere riportate nell'etichetta. Tutti i prodotti immessi in commercio devono essere identificati ed etichettati secondo le norme

riportate nell'allegato 8 D. Lgs. 75/10 (Orfeo e Notaristefano, 2013). Il (2001/688/CE) GUCE (Gazzetta Ufficiale Comunità Europea) stabilisce i criteri per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica agli ammendanti del suolo e ai substrati di coltivazione (ECOLABEL, certificazione volontaria del prodotto) notificata con il numero C(2001) 2597.

Per ottenere il marchio Ecolabel i tenori massimi dei metalli pesanti presenti nei substrati devono essere inferiori ai limiti imposti dalla GUCE L 242/19 punto 2a riportati di seguito nella tabella 1.1.1.

Tabella 4.1: limiti massimi dei tenori di metalli pesanti nei substrati imposti dalla GUCE L. 242/19, punto 2a, per ottenere il marchio Ecolabel.

	Valori massimi [mg/kg s.s.]
Zn	300
Cu	100
Ni	50
Cd	1
Pb	100
Hg	1
Mo	2
Cr	100
Se	1.5
As	10
F	200

Il (2001/688/CE) definisce i substrati di coltivazione come materiali diversi dai suoli in situ, dove vengono coltivati vegetali. Il testo è stato aggiornato con le modifiche apportate dalla decisione 2005/384/Ce. Attualmente la Commissione UE sta lavorando ad una nuova legislazione quadro riguardante il settore disciplinato dal D. Lgs. 29/04/2010 n.75 e dal reg. CE 2003/2003. Il regolamento mira alla disciplina dei biostimolanti, dei substrati di coltivazione, dei fertilizzanti organo minerali, degli elementi indesiderati nei concimi, dei fertilizzanti organici e degli ammendanti.

4.3 Tipologie di substrati

I materiali impiegati nella preparazione dei substrati sono molto differenti e possono essere classificati secondo diversi criteri. In funzione della loro origine possono essere classificati in materiali organici e inorganici. I materiali organici impiegati sono la torba, le piante marine (posidonia) e i sottoprodotti. I materiali organici sono spesso difforni, ricchi di sostanza organica in decomposizione e humus, dotati di un'elevata carica microbica e di una struttura fisicomeccanica instabile. I materiali inorganici possono essere classificati in: naturali (basalto, sabbia, pomice, tufo, ghiaia), lavorati (lana di roccia, argilla espansa, vermiculite espansa, perlite espansa) e sintetici (poliestere, polistirolo espanso, poliuretano espanso).

I materiali inorganici presentano maggiore uniformità, solitamente sono privi di elementi nutritivi e sia la sostanza organica che la flora microbica sono assenti. Sono caratterizzati da una elevata sanità e mantengono più a lungo la struttura iniziale per cui possono essere utilizzati per un periodo di tempo più ampio. L'impiego dei substrati artificiali (inorganici) richiede interventi tempestivi ed adeguati, poiché eventuali squilibri fisico-chimici che possono insorgere durante la coltivazione sono più difficili da eliminare per la mancanza di sostanza organica che li caratterizza (Tassinato, 2011).

I substrati possono essere classificati, in funzione dello stato di aggregazione delle particelle, in fibrosi e granulari.

4.4 Materiali organici

Torba

La torba è il materiale più utilizzato tra quelli organici. Ha origine dalla parziale decomposizione, in ambiente saturo d'acqua, di diverse specie vegetali, quali muschi e piante sia erbacee sia arbustive. Il loro contenuto minimo di sostanza organica è pari al 30% (Bunt, 1988; Joosten and Clarke, 2002; Tassinato, 2011).

La sua formazione è il risultato dell'interazione delle condizioni climatiche, del bilancio idrico stagionale, temperatura media annua, giacitura e tipo di specie vegetali presenti e la presenza di minerali. Quando l'accumulo di sostanza organica supera la sua decomposizione si innesca la formazione della torba (Tassinato, 2011).

A seconda del tipo di processo che subisce la sostanza organica e dell'ecosistema che si instaura si possono identificare luoghi diversi che vengono denominati Wetland, Peatland e Mire (Joosten and Clarke, 2002; Tassinato, 2011).

La classificazione delle torbe si basa su diversi criteri (Perelli 2009):

- a) condizioni alle quali è avvenuta la decomposizione del materiale organico, secondo la classificazione Farnham:
 - torbe alte: si sono formate in ambienti freddi e molto piovosi del nord Europa e del nord America dove l'apporto delle precipitazioni supera l'evapotraspirazione e possiedono un'alta convessità;
 - torbe basse: solitamente piane e formatesi in ambienti temperati a media piovosità in presenza di ristagni d'acqua derivanti da acque freatiche.

- b) dimensioni delle particelle:
 - fine (< 0,84 mm),
 - media (tra 0,84 e 2,38 mm),
 - grossa (> 2,38 mm);

- c) composizione botanica:
 - torba di sfagno,
 - torba di carice,
 - torba originata da altre specie vegetali;

- d) grado di decomposizione che fa riferimento alla scala di Von Post e Bragg:
 - poco decomposta (H1-H3),
 - mediamente decomposta (H4-H6),
 - molto decomposta (H7-H10);

- e) stato nutritivo (Sannazzaro, 2008):
 - torbe oligotrofiche, povere di nutrienti, come le torbe di sfagno,
 - mesotrofiche, mediamente dotate di nutrienti, come le torbe di Phragmites,
 - eutrofiche, ricche di nutrienti, come le torbe di carice.

Le torbe hanno una capacità di ritenzione idrica compresa tra 4 e 10 volte il loro volume iniziale in funzione del grado di decomposizione e delle specie che le costituiscono (Tassinato, 2011).

Il grado di decomposizione delle particelle influisce direttamente sulla porosità totale e sulla macroporosità. All'aumentare della decomposizione, diminuisce il contenuto di fibre con successivo aumento della densità apparente e una maggiore percentuale di piccoli pori (Boelter, 1968; Tassinato, 2011).

Le torbe di media e alta decomposizione hanno il più elevato potere tampone e la migliore stabilità strutturale. Le torbe poco decomposte hanno la massima ritenzione idrica e il più alto contenuto d'aria (Tassinato, 2011).

Il miglior compromesso tra le caratteristiche fisiche e chimico-fisiche si ha nelle torbe di media decomposizione (H 4-6) (Cattivello, 2009; Tassinato, 2011).

Mediante procedure visive, chimiche e fisiche è possibile classificare la progressiva degradazione del materiale organico di una torba. Si individuano tre categorie: torba poco decomposta (H1-H3), torba mediamente decomposta (H4-H6) e torba molto decomposta (H7-H10).

Generalmente appartengono alla prima categoria le torbe bionde, alla seconda categoria quelle brune e alla terza quelle nere. Le torbe giovani si caratterizzano per i bassi valori del grado di decomposizione mentre le torbe più mature e instabili presentano valori più alti (Cattivello, 2009).

Per la determinazione del grado di decomposizione si comprime un campione saturo e si esamina la qualità dell'acqua. Se l'acqua di percolazione è molto chiara, il grado di decomposizione sarà pari ad H1 nella scala di Von Post e Bragg mentre se scura il grado di decomposizione sarà pari ad H10.

Il grado di decomposizione può essere determinato mediante un altro metodo, quello della determinazione del peso volumico apparente. Il campione viene inumidito mediante procedura standard e si stabilisce la densità senza esercitare nessuna compressione. Puustjärvi (1973) ha osservato sia il legame esistente tra la densità apparente e il grado di decomposizione, che la relazione lineare tra la capacità di scambio cationico e la densità apparente.

Il pH, l'azoto totale, il rapporto C/N, il calcio, la capacità di scambio cationico, le ceneri e la sostanza organica variano a seconda del grado di umificazione del materiale. A seconda della provenienza geografica delle torbe, in particolare la prossimità o meno alle zone costiere, varia il contenuto di magnesio; mentre al variare della zona di estrazione cambia il contenuto di azoto.

Il grado di acidità tende ad aumentare con il tempo in quanto aumenta la quantità di acidi umici presenti e si osserva nel contempo una diminuzione graduale degli zuccheri. Una torba di buona qualità dovrebbe avere un'elevata capacità di scambio cationico, un pH leggermente acido, un basso contenuto di sali e una capacità tampone elevata. Questi parametri possono essere corretti e adattati alle esigenze della coltura nel corso della coltivazione (Tassinato, 2011).

Abitualmente le torbe hanno un contenuto di elementi nutritivi solubili elevato ma un substrato chimicamente inerte può essere gestito più facilmente perché semplifica la determinazione dell'apporto nutritivo (Riva et al., 2008).

La torba ha un basso contenuto di metalli pesanti, tale da renderla, per questo aspetto, preferibile al compost (Boldrin et al., 2010; Tassinato, 2011).

Piante marine

La posidonia è un'angiosperma diffusa sui fondali marini; viene utilizzata come substrato di coltivazione o come pacciamante per ostacolare la crescita di erbe infestanti.

Può essere utilizzata come succedaneo, totale o parziale, dei substrati nelle coltivazioni senza suolo (Zanta, 2011). Per ottenere questo risultato sono necessari: la caratterizzazione chimico fisica, la riduzione del contenuto salino, il miglioramento delle proprietà intrinseche del materiale (Pimpini et al., 2001; Zanta, 2011).

Sottoprodotti

I sottoprodotti derivano da attività agricole (lolla di riso), da attività agroindustriali (corteccia, fibra di legno, fibra di cocco), da processi naturali (aghi di pino), compost e attività civili (fanghi) (Sannazzaro, 2008).

Lolla di riso

Il riso (*Oryza sativa L.*) è una pianta erbacea annuale della famiglie della Graminacee, sottofamiglia Ehrhartoideae. Originario dell'attuale Indonesia (intorno al 7000 a.c.) è oggi diffuso in tutto il mondo. Le specie di riso coltivate oggi sono: *Oryza sativa* di origine asiatica contenente le sottospecie *japonica*, *javanica* e *indica*, e *Oryza glaberrima* di origine africana. In Italia viene coltivata e consumata la sottospecie *japonica*; essa è costituita da uno stelo cavo e sottile, sull'apice della pianta si forma una pannocchia costituita da numerose cariossidi le quali giunte a maturazione vengono raccolte restando avvolte in un rivestimento fogliare giallastro. La lolla è l'involucro esterno che protegge e trattiene sulla spiga il chicco di riso. Si ricava dal processo di sbramatura del risone (riso greggio) attraverso il quale si elimina il rivestimento esterno del riso, detto glumelle o lolla (Sannazzaro, 2008).

Da numerosi studi condotti sulla lolla di riso è emersa la sua rilevante potenzialità come componente nei substrati. In letteratura viene indicata sia come ingrediente per substrati in contenitore (Poole, 1977) sia come substrato alternativo per colture fuori suolo (Namioka, 1977). Sono stati sottoposti a sperimentazione diversi tipi di lolla: fresca, carbonizzata, compostata e parboiled (Sannazzaro, 2008).

La lolla di riso commercializzata ha un elevato rapporto C/N, la decomposizione avviene lentamente garantendo la stabilità delle caratteristiche chimico-fisiche nel tempo; ha una discreta capacità di scambio cationico, un elevato contenuto di lignina, cutina, silice insolubile ed un basso contenuto di cellulosa (Juliano, 1985). La lolla ha un buon contenuto di fosforo e potassio, la presenza di silice è importante nel controllo di alcune malattie fungine (Jeffrey, 1997); presenta un alto contenuto in ceneri ed un basso contenuto in grassi che sono la causa di un basso livello energetico (Tassinato, 2011).

Analisi chimico-fisiche effettuate da Cadell (1988) mostrano che la lolla ha valori di porosità circa del 93,4%, una densità di volume di 110 kg/m³ e una densità specifica di 1,66 g/cm³ (Sannazzaro, 2008). La lolla ha una scarsa capacità di risalita capillare (Cattivello, 2009).

La lolla di riso macinata costituita da particelle di dimensioni comprese tra 0.5 e 1 mm ha le stesse caratteristiche di una torba di sfagno canadese (Sannazzaro, 2008).

La lolla modifica le caratteristiche di un substrato in funzione della presenza o meno di altri costituenti: un substrato contenente il 20% di perlite aumenta la propria capacità di ritenzione idrica all'aumentare dal 10 al 30% di lolla (Buck and Evans, 2010; Brazzale, 2012).

Corteccia

La corteccia è un sottoprodotto della lavorazione del legno. Le caratteristiche chimiche sono funzione della specie, dell'ambiente di origine e dal compostaggio del materiale. Può essere impiegata fresca o previo compostaggio e invecchiamento (Brazzale, 2012).

Le cortecce fresche hanno una scarsa capacità di ritenzione idrica, un rapporto C/N molto elevato che può arrivare fino a 600 e contengono resine e polifenoli. Per migliorarne le caratteristiche vengono sottoposte a trattamenti di compostaggio e di lavorazione durante i quali viene aggiunto azoto ureico per correggere il rapporto C/N e portarlo a livelli ottimali (Pimpini, 2001; Dengo, 2013).

Fibra di legno

La fibra di legno si ottiene mediante sfibratura alle alte temperature del legno proveniente da specie diverse di alberi (Brazzale, 2012). Successivamente viene impregnata con composti azotati che costituiscono le fonti nutrizionali per la pianta (Cattivello e Zaccheo, 2009; Brazzale, 2012).

Fibra di cocco

La fibra di cocco deriva dal mesocarpo fibroso della noce di cocco (Zanta, 2011). È un materiale leggero e poroso con un alto potere drenante e trattiene una grande quantità di aria che permette l'ossigenazione dell'apparato radicale durante tutto il ciclo vitale. È quindi particolarmente adatto ad alleggerire il substrato che con il tempo tende a compattarsi ostacolando la crescita delle piante.

La composizione omogenea e spugnosa permette alla fibra di cocco di assorbire acqua fino ad aumentare il proprio volume a secco di 8-9 volte. Prima della commercializzazione viene lavata e trattata, non contiene semi, funghi, fitoparassiti, insetti e nematodi evitando così la formazione di muffe e batteri nelle radici (Sannazzaro, 2008).

La fibra di cocco ha una elevata capacità di ritenzione idrica, una notevole capacità di assorbimento nitrico, un'elevata porosità totale (95%), un pH subacido, una EC media (0,64 mS/cm), un'alta CSC; un rapporto C/N elevato (220), un indice di lenta mineralizzazione e stabilità nel tempo (Pimpini *et al.*, 2001; Zanta, 2011).

Compost

L'articolo 183 del D. Lgs. 152/06 definisce il compost come “prodotto ottenuto dal compostaggio della frazione organica dei rifiuti urbani nel rispetto di apposite norme tecniche finalizzate a definirne contenuti e usi compatibili con la tutela ambientale e sanitaria e, in particolare, a definirne i gradi di qualità”.

Il compost è il risultato di un processo di decomposizione aerobica della sostanza organica mediante reazioni bioossidative, ad opera della flora microbica.

Il compostaggio è un processo aerobico di decomposizione biologica della sostanza organica che si svolge in due fasi: bioossidazione e maturazione. Mediante questo processo, che avviene in condizioni controllate, si producono acqua, anidride carbonica, calore e compost.

Il compost può presentare alcuni problemi legati alla variabilità delle caratteristiche chimico-fisiche causata dall'eterogeneità del materiale di partenza, dal lungo periodo di preparazione, dalla presenza di sostanze fitotossiche e microelementi in eccesso come nichel, zinco e cromo (Pimpini *et al.*, 2001).

Il compost può essere utilizzato per integrare le caratteristiche chimiche della torba bionda perché ha un pH e una salinità più elevate mentre per quanto riguarda le caratteristiche fisiche ha una minore porosità totale e un minore contenuto di acqua facilmente disponibile.

Uno studio condotto da Weyman-Kaczmarkova e collaboratori (2002) sulla radicazione di talee di geranio (*Pelargonium peltatum hort.*) ha dimostrato che il compost può accrescere la radicazione in maniera significativa, aumentando la lunghezza delle radici fino all'80% e la biomassa oltre il 40% (Tassinato, 2011).

4.5 Materiali inorganici

I materiali inorganici possono essere classificati in: naturali (basalto, sabbia, pomice, tufo, ghiaia), lavorati (lana di roccia, argilla espansa, vermiculite espansa, perlite espansa) e sintetici (poliestere, polistirolo espanso, poliuretano espanso) (Tassinato, 2011).

Essi vengono impiegati per aumentare la macroporosità, modificare la capacità di ritenzione idrica, migliorare il drenaggio e l'aerazione; essendo privi di flora microbica, sostanza organica ed elementi nutritivi garantiscono una buona sanità (Sannazzaro, 2008).

Sabbia

Le sabbie sono rocce sedimentarie incoerenti. Il Sistema Internazionale definisce sabbie i materiali granulari aventi un diametro delle particelle compreso tra 0.02-2 mm mentre l'USDA definisce sabbie quelle comprese tra 0.05-2 mm (Violante, 2005).

La sabbia è usata nei miscugli con la torba o altro materiale organico, per substrati di coltivazione. Essa non deve contenere sostanza organica, argille, limo e carbonati perché influenzerebbe il pH diminuendo la disponibilità di microelementi (Pimpini et al., 2001).

Per le miscele le sabbie più adatte sono quelle con un diametro compreso tra 0.05-0.5 mm, di origine fluviale o dunale.

La sabbia ha un elevato peso specifico e una bassa capacità di scambio cationico che può essere aumentata aggiungendo resine sintetiche. L'aggiunta di sabbia ad un substrato permette all'acqua di scorrere più facilmente attraverso di esso minimizzando il rischio di asfissia radicale. Il pH può variare in funzione dei componenti presenti, come il calcare. La capacità di ritenzione idrica della sabbia varia in funzione delle dimensioni delle particelle (Sannazzaro, 2008).

Pomice

La pomice è un silicato di alluminio di origine vulcanica contenente potassio, sodio, magnesio, ferro e tracce di calcio. È un materiale leggero e poroso e viene usato da solo o in miscela con la torba nelle colture in contenitore (Sannazzaro, 2008).

Trattiene il calcio, il magnesio, il potassio e il fosforo dalle soluzioni nutritive cedendoli alla pianta gradualmente. In commercio si trovano prodotti di differenti granulometrie, per il confezionamento dei substrati è preferibile utilizzare quelli con particelle di diametro compreso tra 2-10 mm (Enzo et al., 2001).

Lana di roccia

La lana di roccia si ottiene dalla lavorazione della roccia (diabasi, calcare, carbone) alla temperatura di 1500-2000°C estrusa in fili di 0.05 mm di diametro. Si aggiungono delle resine fenoliche previa compressione del materiale. Al termine della lavorazione il materiale ha la struttura di un tessuto a basso peso specifico, 80 kg/m³ ed una porosità totale del 96%. La lana di roccia aggiunta al substrato ne migliora la struttura, il drenaggio e fornisce una buona base di ancoraggio per le radici (Pimpini et al., 2001; Zanta, 2011).

Argilla espansa

L'argilla espansa si ottiene mediante riscaldamento a 1000-1200°C delle particelle di argilla umida. L'acqua evapora, creando una porosità totale pari al 95% in volume e conferendo leggerezza al materiale (400 kg/m³). Per le miscele con i substrati si utilizzano diverse granulometrie in funzione della destinazione d'uso: 1-3 mm per la radicazione, 3-8 mm per piccoli vasi (diametro del vaso 10-16 cm) e 8-12 mm per i vasi più grandi (Sannazzaro, 2008).

L'argilla espansa aggiunta ai substrati determina un aumento della porosità, migliora l'aerazione e il drenaggio (Zanta, 2011).

L'argilla espansa ha CSC molto bassa, pH variabile (tra 4,5 e 9), bassa densità, media porosità (Pimpini et al., 2001).

Vermiculite

La vermiculite è un silicato idrato di magnesio, alluminio e ferro. Il prodotto è ottenuto mediante trattamento in forno alla temperatura di 750-1000°C. A seguito della formazione di vapore le particelle si dilatano assumendo una struttura porosa.

Il prodotto finale può essere suddiviso in quattro classi granulometriche da 0.75-1 mm a 5-8 mm (Enzo et al., 2001).

Il pH della vermiculite può essere debolmente acido o neutro. Tale materiale ha un elevato potere tampone e un'elevata disponibilità di nutrienti (potassio e magnesio); la capacità di scambio cationico è simile a quella delle migliori torbe ma con una maggiore disponibilità di nutrienti rispetto alle torbe (Pimpini, 2004). La vermiculite ha una porosità totale elevata (95% in volume), una scarsa resistenza alla compressione. È preferibile il suo impiego in miscele con torba e perlite in quanto ha la tendenza a degradarsi nel tempo favorendo il ristagno di acqua. La vermiculite ha un elevato potere adsorbente che si manifesta soprattutto nei confronti di ioni NH_4 . L'anione PO_4^{4-} viene fissato in forma irreversibile per oltre il 75 % (Sannazzaro, 2008).

Ha una scarsa capacità adsorbente nei confronti di Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} .

La vermiculite può trattenere l'acqua fino a 5 volte il suo peso. (Enzo et al., 2001).

Perlite

La perlite è un silicato di alluminio di origine vulcanica. Il materiale grezzo viene frantumato mediante crivelli e riscaldato alla temperatura di 800°C (Zanta, 2011).

L'acqua contenuta nel materiale passa dallo stato liquido a quello gassoso, le particelle si espandono assumendo l'aspetto del prodotto finale commercializzato. Le particelle della perlite hanno un diametro compreso tra 3-5 mm, un peso di 110-130 kg/m³. Il materiale è di colore bianco, molto leggero, ha un'elevata porosità, un'elevata capacità drenante, una bassa capacità di scambio cationico (1.5 meq/100 g) e non contiene alcun nutriente per le piante. Il pH della perlite è di circa 7.5 (Pimpini et al., 2001). Il prodotto alterato ha un colore tendente al giallo. (Sannazzaro, 2008).

Substrati fibrosi e granulari

I substrati fibrosi sono costituiti principalmente da materiale di origine organica, hanno un'alta microporosità che assicura un'elevata disponibilità di acqua, bassa macroporosità, ridotti gradienti di umidità e di conducibilità elettrica.

I substrati granulari sono costituiti prevalentemente da materiale inorganico e si può facilmente intervenire per gestire la conducibilità elettrica e l'umidità.

Hanno una bassa microporosità, marcate variazioni di umidità e di conducibilità elettrica.

La scelta del substrato idoneo deve essere fatta prendendo in considerazione l'ambiente in cui si andrà ad operare, la fase di coltivazione che si intende produrre, la specie e il sistema di coltivazione che si vuole adottare (Bassan, 2008; Tassinato, 2011).

4.6 Caratteristiche chimiche dei substrati

Le principali caratteristiche chimiche di un substrato sono: la capacità di scambio cationico, il pH, la presenza di sostanza organica e carbonio organico, la presenza di sali solubili e il rapporto carbonio/azoto (Zanta, 2011).

4.6.1 Capacità di scambio cationico

La capacità di scambio cationico (CSC) rappresenta la quantità massima di cationi adsorbibili (cationi scambiabili) dai colloidi organici e minerali del suolo (Gessa e Testini, 1989).

Lo scambio ionico è uno dei principali meccanismi con cui il terreno trattiene e mette a disposizione delle piante e dei microrganismi elementi come il calcio, il magnesio, il potassio, l'azoto ammoniacale, perciò la CSC è un indice della potenziale fertilità chimica del terreno (Giardini, 1996).

La capacità del substrato di trattenere i nutrienti è espressa in m.e./100 g del peso secco, è funzione diretta della carica netta che rappresenta la somma tra la carica permanente e quella variabile. La carica variabile dipende anche dal pH, quindi la capacità di scambio cationico assume diversi valori per diversi valori di pH.

L'assorbimento per scambio ionico è il meccanismo più importante di trattenimento degli ioni nel suolo e coinvolge quasi esclusivamente i cationi, tra cui quelli utili alla nutrizione delle piante come calcio, magnesio, potassio e sodio. La capacità di scambio cationico è collegata al contenuto di sostanza organica (spesso superiore a 300 m.e./100 g di sostanza organica) e a quello di argilla. Essa oscilla tra un minimo di 5 ad un massimo di 50 m.e./100 g di suolo nei suoli coltivati, mentre raggiunge valori superiori a 200 m.e./100g di suolo nei suoli torbosi (Marzaioli, 2007).

Valori della CSC tra 6-15 m.e./100 g sono considerati buoni mentre i substrati con valori di CSC al di sotto dei 6 m.e./100 g non sono in grado di trattenere quantità sufficienti di elementi nutritivi (Pimpini et al., 2001; SSIS, 1985).

4.6.2 pH

Il pH misura la concentrazione di ioni idrogeno (H^+) indicando se la soluzione circolante nel substrato è acida, neutra o basica. La soluzione circolante è la fase liquida in cui si svolgono i principali fenomeni chimici e biologici del substrato.

Il suolo tende ad opporsi alle variazioni di pH per la presenza di componenti colloidali organica o inorganica e per particolari ioni e molecole presenti in fase liquida.

La caratteristica del suolo di contrastare le variazioni di pH, in seguito a processi acidificanti o alcalinizzanti, è molto importante sia per i microorganismi e le piante sia per l'influenza esercitata sulla disponibilità degli elementi nutritivi e nei processi pedogenetici (Gessa C., Testini C., 1989).

Il pH è un importante elemento di selezione per le piante in quanto influenza la disponibilità di nutrienti o favorisce il rilascio di ioni che possono risultare dannosi. Si definiscono specie acidofile quelle con un pH ottimale pari 6 o minore (*Erica arborea*, *Carex curvula*, *Rhododendron ferrugineum*), specie basofile quelle con pH ideale di 7.5 o superiore (*Rosmarinus officinalis*, *Sesleria tenuifolia*, *Rhododendron hirsutum*) e specie neutrofile con un pH ideale intorno a 7 (Pignatti et al., 2001).

Normalmente valori di pH compresi tra 6 e 7 in un substrato sono favorevoli per la crescita delle piante perché la maggior parte degli elementi nutritivi è immediatamente disponibile in questo intervallo. I suoli con un pH inferiore a 5.5 hanno solitamente una bassa disponibilità di calcio, magnesio e fosforo e un'alta solubilità di alluminio, ferro e boro. Quando il valore del pH è intorno ad 8, generalmente sono presenti nel suolo il calcio e il magnesio in quantità elevate (Zanta, 2011).

Alti valori di pH possono determinare una inadeguata disponibilità di ferro, manganese, rame, zinco e, in modo particolare, di fosforo e boro (Giardini, 1996).

4.6.3 Contenuto in carbonio organico

La sostanza organica nel suolo ha una composizione molto eterogenea ed è costituita principalmente da cellule di microrganismi, da residui animali e vegetali a diverso stadio di decomposizione, dalle sostanze secrete sia dalle radici che a livello della superficie delle foglie (Sequi, 1989).

Il contenuto in carbonio organico del suolo è in stretta relazione con quello della sostanza organica, che rappresenta il principale indicatore chimico della qualità del suolo (Schoenholtz et al., 2000).

La sostanza organica, influenzando sulle proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo ha un effetto diretto sulla sua qualità. Essa svolge un importante ruolo nella determinazione della struttura del suolo. La presenza di sostanza organica garantisce una buona porosità, che consentendo una maggiore aerazione e il drenaggio del suolo, favorisce lo sviluppo delle radici, l'attività della biomassa microbica e i processi coinvolti nei cicli degli elementi nutritivi.

La sostanza organica influisce anche sulla capacità di ritenzione idrica e sul colore del suolo. Influenzando sulla porosità e sulla formazione degli aggregati, la sostanza organica permette di trattenere nel suolo grandi quantità di acqua influenzando il regime di temperatura del suolo.

Nei suoli umidi per l'elevato calore specifico dell'acqua, si riscontrano variazioni di temperatura più lente. La sostanza organica ha un'elevata superficie specifica, interagisce con i metalli e con i minerali argillosi, costituisce una riserva di azoto e agisce da scambiatore ionico. La sostanza organica contiene tra il 20-80% di fosforo del suolo e più del 90% di zolfo totale nei suoli non calcarei. Essa favorisce lo sviluppo delle radici, la fotosintesi e la germinazione dei semi e rappresenta la fonte energetica per i microrganismi autotrofi e per i batteri azotofissatori liberi; stimola i processi fisiologici e biochimici del metabolismo cellulare (Marzaioli, 2006).

La sostanza organica del suolo può assumere valori compresi tra meno 0.5% (dotazione bassa) e oltre il 4% (dotazione alta) secondo Soil Conservation Service (Russell, 1994; Marzaioli, 2006).

La sostanza organica stimola processi fisiologici e biochimici del metabolismo cellulare e svolge una funzione di filtro permettendo di ridurre gli effetti tossici di metalli pesanti e pesticidi (Marzaioli, 2006).

4.6.4 Rapporto carbonio/azoto (C/N)

Il rapporto C/N è un indicatore della tendenza alla mineralizzazione dei residui vegetali e delle macromolecole uniche dei microrganismi del terreno.

L'attività microbica è esaltata dalla disponibilità di azoto, quindi saranno maggiormente soggetti a completa decomposizione i materiali organici per i quali il rapporto C/N è basso. I materiali con un valore di C/N al di sotto di 20 hanno una quantità di azoto organico sufficiente a soddisfare le necessità delle entità biotiche. I materiali con un rapporto C/N superiore a 30 non forniscono quantità sufficienti di azoto costringendo i microrganismi ad utilizzare tutte le forme di azoto nitrico e ammoniacale disponibili per la produzione di biomassa causando delle momentanee difficoltà nutrizionali per le piante. Si giudica ottimale un rapporto C/N pari a 10, valori inferiori a 10 indicano un suolo con una veloce mineralizzazione della sostanza organica con il suo conseguente impoverimento e con liberazione di azoto mentre valori superiori a 10 indicano una situazione di riduzione sia di sostanza organica sia di azoto. Quando i valori del rapporto C/N sono elevati, il tasso di decomposizione è lento; si interviene per rimediare alla scarsità di azoto con dei fertilizzanti (Zanta, 2011).

4.6.5 Salinità

La presenza di sali solubili nel terreno è fondamentale per la nutrizione delle piante. Si definiscono sali solubili tutti i composti chimici aventi solubilità maggiore di quella del gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) pari, alla temperatura di 0°C, a 0,241 g per 100 mL di acqua (Sannazzaro, 2008).

I sali solubili sono costituiti prevalentemente dai cationi Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e dagli anioni Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- e in piccola parte da K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , CO_3^{2-} e pochi altri ioni (AA VV, 2000).

Scarse quantità di sali solubili indicano un'incapacità del terreno di alimentare le specie vegetali mentre un elevato contenuto di sali può causare problemi alla sopravvivenza delle piante. Alte concentrazioni di sali disciolti nel terreno causano un aumento della tensione della soluzione circolante che dipende dalla pressione osmotica determinata da essi. All'aumentare della pressione osmotica della soluzione circolante nel suolo, la velocità di traspirazione e la resistenza stomatica nelle foglie tendono a diminuire, rallentando così lo sviluppo della pianta e riducendo l'intensità del processo di fotosintesi. La salinità di un substrato si determina misurandone la conducibilità elettrica (EC, Electrical Conductivity). Il valore della misurazione si esprime in Siemens al metro (S/m); solitamente si usano i sottomultipli del Siemens, quali il millisiemens al centimetro (mS/cm)

o il microsiemens al centimetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). La conducibilità varia con la temperatura, quindi quando si fornisce un valore di conducibilità esso deve essere sempre riferito ad una determinata temperatura. La temperatura di riferimento è di 25°C . La conducibilità può essere misurata secondo diverse metodologie: su pasta satura, con rapporti suolo/acqua 1:2 oppure 1:5 (Sannazzaro, 2008).

Il contenuto di sali disciolti nel terreno si definisce, nella pratica agronomica, basso se compreso tra 0-3 dS/m, medio se compreso tra 3-6 dS/m, alto tra 6-12 dS/m ed elevato se superiore a 12 dS/m.

4.6.6 Azoto totale

Il contenuto di azoto in un terreno è uno dei principali parametri di fertilità di un terreno. L'azoto è il costituente fondamentale delle proteine, degli acidi nucleici e degli enzimi (Zanta, 2011).

Le forme di azoto nel terreno sono: minerale, elementare e organico.

L'azoto elementare è un componente dell'aria e in un terreno è funzione dell'aerazione. Essendo molto variabile e non direttamente utilizzabile (escludendo alcuni organismi azoto fissatori) non viene considerato. L'azoto minerale presenta due forme assimilabili dalle piante: nitrica e ammoniacale. L'azoto ammoniacale è altamente solubile in acqua ma è disponibile e assimilabile dalle piante lentamente. L'azoto nitrico è molto solubile in acqua e immediatamente disponibile per le piante. Esso costituisce la principale forma di nutrizione azotata perché completamente accessibile e privo di fenomeni di tossicità. L'azoto organico costituisce il 95-99% di azoto nel terreno, non è disponibile direttamente per le piante, è potenzialmente mineralizzabile e può quindi cedere naturalmente azoto alla vegetazione (Sannazzaro, 2008).

Le piante possono accumulare solo bassi livelli di NH_4^+ , valori superiori alle dieci parti per milione inibiscono l'assorbimento del calcio e del rame, provocano un maggiore accrescimento del germoglio rispetto alle radici e colorazione verde scuro delle foglie. Valori più elevati provocano fenomeni di tossicità che si manifestano sulle foglie più vecchie con clorosi lungo i margini e tendenza ad incurvarsi verso l'alto. L'eccesso di azoto causa: abbondante rigoglio vegetativo, allungamento del ciclo colturale, colorazione verde intenso delle foglie, scarsa allegazione dei fiori, scarsa lignificazione e consistente accumulo di nitrati (Zanta, 2011). La carenza di azoto si manifesta con: ingiallimento delle foglie più vecchie, stentato accrescimento e anticipo della senescenza (Pimpini *et al*, 2001).

Nel suolo le riserve di azoto sono rappresentate dalla forma organica e ammoniacale fissata.

I metodi comunemente impiegati per la determinazione dell'azoto del suolo sono: il metodo Kjeldahl e il metodo Dumas.

Il metodo Kjeldahl consente di determinare il contenuto di azoto organico ed ammoniacale presente nel suolo e si basa su un procedimento di ossidazione per via umica. Il metodo Dumas consente la quantificazione dell'azoto totale e prevede un'ossidazione per via secca (combustione) (Sannazzaro, 2008).

4.6.7 Elementi nutritivi

Gli elementi minerali di cui si nutrono le piante possono essere classificati in base alla quantità da loro richiesta in: macro-nutrienti (carbonio, ossigeno, idrogeno, azoto, potassio, calcio, fosforo, magnesio e zolfo) e micro-nutrienti (ferro, cloro, rame, manganese, zinco, molbdeno e boro). I nutrienti possono trovarsi nel suolo: disciolti nell'acqua interstiziale del suolo, legati ai composti organici e a quelli inorganici parzialmente insolubili ed adsorbiti su colloidali o particelle minerali attraverso i legami ionici. I nutrienti in queste tre forme possono essere assimilati dalle piante mediante: assorbimento dalla soluzione del suolo, alcuni ioni vengono assorbiti direttamente dalle radici anche a concentrazioni molto basse; scambio ionico di sostanze adsorbite, gli ioni H^+ e HCO_3^- rilasciati dalle radici, vengono scambiati sulla superficie di particelle argillose o umiche e assorbiti dalla pianta; mobilizzazione di nutrienti legati, mediante secrezione di ioni H^+ e sostanze organiche chelanti a basso peso molecolare capaci di chelare con legami covalenti alcuni elementi che diversamente non potrebbero entrare nelle radici. I minerali raggiungono la pianta con una velocità che è funzione della loro concentrazione nel suolo, della velocità di diffusione ione specifica e della superficie radicale. Le radici delle piante si sviluppano nella parte di suolo dove è maggiore la concentrazione di nutrienti e per questo sono dette chemotropiche (Leonardi, 2010).

Il potassio è di fondamentale importanza per la distensione cellulare, la sintesi proteica, l'attivazione degli enzimi, la fotosintesi. Esso agisce da trasportatore di altri elementi attraverso la membrana cellulare e svolge un ruolo importante nella regolazione dell'apertura stomatica. La carenza di potassio si manifesta attraverso macchie gialle sulle foglie che poi necrotizzano sui bordi (Zanta, 2011). Il contenuto di potassio nel suolo, secondo l'interpretazione agronomica, viene considerato scarso se compreso tra 41-81 mg/l, tra 81-141 mg/l sufficiente, tra 141-200 mg/l buono e se superiore a 200 mg/l elevato.

Il fosforo svolge un ruolo fondamentale nella formazione di composti ad elevata energia (ATP) necessari per il metabolismo dei vegetali. Viene assorbito facilmente dalla pianta, senza danni dovuti al suo accumulo, favorisce la crescita delle radici, il rapido sviluppo dei germogli e dei fiori. L'assorbimento del fosforo è elevato nelle prime fasi di crescita della pianta mentre è notevolmente

ridotto dalle basse temperature del suolo (-13°C) e da valori di pH superiori a 6.5. La carenza di fosforo è caratterizzata da una colorazione sul verde-viola delle foglie più vecchie con possibilità in seguito di sviluppo di clorosi e necrosi fogliare (Zanta, 2011). La concentrazione di fosforo nel suolo è considerata molto scarsa se compresa tra 0-5 mg/l, scarsa tra 5-11 mg/l, sufficiente tra 11-16 mg/l, buona tra 16-25 mg/l ed elevata se superiore a 25 mg/l.

Il calcio partecipa alla formazione delle pareti cellulari e della permeabilità delle membrane. Il movimento del calcio nella pianta avviene attraverso lo xilema ed è condizionato dalla salinità della soluzione e dall'eccessiva umidità relativa dell'aria (Zanta, 2011).

Il contenuto di calcio nel suolo viene giudicato, nella pratica agronomica, scarso se compreso tra 0-1000 mg/l, 1000-2000 mg/l sufficiente e buono se superiore a 2000 mg/l.

Il magnesio si trova in molti minerali silicatici (olivine, pirosseni e anfiboli) e in alcuni allumosilicati come ad esempio le miche. Il suo contenuto nei suoli oscilla tra 0.05 e 0.5%, raggiungendo valori massimi solo nei suoli argillosi (Marzaioli, 2006).

Le quantità di magnesio disponibile e solubile, che rappresentano le forme assimilabili dalle piante, sono, in genere, minori del 5% del magnesio totale (Petronici, 1989). Il magnesio svolge un ruolo fondamentale nelle piante nella formazione dei composti metallorganici di cui il più importante è la clorofilla; a questo si aggiunge il suo ruolo di attivatore di molti enzimi tra cui quelli che coinvolgono l'ATP (Marzaioli, 2006). La concentrazione di magnesio nel suolo è giudicata, in agronomia, scarsa tra 50-101 mg/l, tra 101-151 mg/l sufficiente, tra 151-250 mg/l buona e superiore a 250 mg/l elevata.

Il rapporto Mg/K ottimale è tra 2 e 5, inferiore a 2 è insufficiente e se superiore a 5 si rischia una carenza di potassio. Il manganese partecipa all'accrescimento delle cellule radicali. Il ferro è molto importante per le piante intervenendo in processi fondamentali come la fotosintesi, la sintesi proteica e la respirazione. La sua carenza potrebbe essere causata da un eccesso di calcare attivo, da un pH alcalino, da un eccesso di fosforo e da una eccedenza di cationi bivalenti come il Ca^{++} , Mg^{++} , Zn^{++} , Cu^{++} (Zanta, 2011).

La carenza da magnesio si manifesta con sintomi simili a quella da carenza di ferro e con la comparsa di aree leggermente incavate nelle zone internervali (Pimpini et al, 2001).

Il rame svolge un ruolo importante nella sintesi delle proteine e di alcuni pigmenti. L'eccesso di fosforo può causare una carenza di rame. Lo zinco è importante per la germinazione e la formazione dell'amido (Zanta, 2011).

In agronomia, una concentrazione di rame compresa tra 0-1 mg/l è considerata scarsa, 1-2 mg/l sufficiente e buona se superiore a 2 mg/l. Per lo zinco, una concentrazione nel suolo tra 0-1 mg/l è giudicata scarsa, tra 1-2 mg/l sufficiente e superiore a 2 mg/l sufficiente.

4.7 Caratteristiche fisiche dei substrati

Le caratteristiche fisiche di un substrato di coltivazione devono: favorire il supporto e l'ancoraggio alle piante; trattenere l'acqua e renderla disponibile alla pianta; favorire lo scambio di gas tra le radici e l'atmosfera esterna al substrato; garantire l'elevato potere isolante per contenere gli sbalzi termici; consentire l'assenza di semi, di parassiti vegetali e animali; fornire una struttura con una buona porosità, fino al 75% costituita dal 42% dalla fase liquida e dal 33% da quella gassosa (Nelson, 2003; Brazzale, 2012).

4.7.1 Granulometria

La granulometria di un suolo si definisce come la ripartizione percentuale delle particelle in funzione del loro diametro (Sequi, 1989).

La distribuzione granulometrica di un substrato caratterizza la composizione di un materiale rispetto alla dimensione delle particelle che lo costituiscono (Zanta, 2011).

La ripartizione delle dimensioni delle particelle e dei pori determina il bilancio tra il contenuto d'acqua e l'aria del substrato. I substrati con particelle di dimensioni superiori a 0.9 mm con pori superiori a 100 μm hanno una buona aerazione ma trattengono ridotte quantità d'acqua; i substrati con particelle al di sotto di 0.25 mm e con pori di dimensioni inferiori a 30 μm hanno una cattiva aerazione e contengono grandi quantità d'acqua non facilmente fruibili (Sannazzaro, 2008).

Un buon substrato dovrebbe avere una distribuzione delle dimensioni dei pori compresa tra 30 e 300 μm corrispondente a una distribuzione delle dimensioni delle particelle compresa tra 0.25 e 2.5 mm. Queste caratteristiche permettono di trattenere una sufficiente quantità di acqua di facile disponibilità e consentono un adeguato contenuto d'aria (Calderón, 2002).

4.8 Metalli pesanti

Il contenuto di metalli pesanti nei substrati è disciplinato dalle disposizioni di legge che indicano i valori massimi di metalli pesanti che non devono essere superati.

È ammessa la presenza di metalli pesanti nei substrati in concentrazioni variabili. Un eccessivo carico di metalli pesanti nei substrati può causare fenomeni di tossicità, l'accumulo nelle specie vegetali con conseguente inquinamento della catena alimentare, delle falde e dei corsi d'acqua (Zanta, 2011).

4.9 Substrati alternativi

In Italia si consumano annualmente circa 5 milioni di m³ di substrati prevalentemente costituiti da torbe brune e bionde importate dall'estero (Pinamonti e Centemero, 1997).

Recentemente sono stati presi in considerazione, sia per motivi economici sia per la tutela ambientale, substrati alternativi a quelli tradizionali. Diverse motivazioni hanno contribuito ad orientare la ricerca verso l'impiego di materiali alternativi alla torba nella produzione di substrati.

Le cause principali sono: l'aumento dei costi energetici che incidono nelle fasi di produzione e di trasporto della materia prima e un aumento della domanda di substrati privi di torba ("peat-free") in seguito ad una campagna ambientalista contro lo sfruttamento delle torbiere in quanto viene depauperato un ecosistema naturale con peculiari caratteristiche di flora e fauna (UFAFP/WSL, 2002).

Nel 2001, la Commissione Europea, ha escluso dal rilascio del marchio comunitario di qualità ecologica, ECOLABEL, i substrati di coltivazione contenenti torba o derivati (Decisione 2001/688/CE).

Un'alternativa all'uso della torba è rappresentata dall'utilizzo di materiali come la lolla di riso e il digestato che possono sostituire parzialmente o interamente la torba senza apportare variazioni qualitative del prodotto finale (Sambo e Santamaria, 2009).

CAPITOLO 5: LE SPECIE VEGETALI IMPIEGATE

5.1 Introduzione

L'individuazione e la scelta delle specie vegetali da impiegare per il ripristino ambientale si è basata su dati bibliografici. Sono state scelte le seguenti specie vegetali: l'*Artemisia arborescens*, il *Nerium oleander* e il *Populus nigra L. italica*.

L'*Artemisia arborescens* è una pianta autoctona, nitrofila (Pasta et al., 2008) e pioniera. L'*Artemisia arborescens* è una specie a spiccata “funzionalità naturalistica” da preferire per gli interventi di recupero ambientale e negli interventi antierosivi (Cornellini et al., 2009).

Dalla letteratura si osserva che l'*Artemisia arborescens* è stata impiegata in un precedente studio per il ripristino ambientale di aree contaminate da metalli pesanti, allevate su substrati artificiali (Cella e Collu, 2004).

Sempre in ambito minerario è stato realizzato un progetto pilota in Sardegna, realizzato dall'AIPIN dal 1993 al 1996, nell'ambito di un progetto finanziato dall'Unione Europea (Cornellini, Sauli, 2001; Bacci et al., 2010); il risultato migliore è stato ottenuto con diverse specie legnose introdotte come talee o come arbusti radicati, tra cui l'*Artemisia arborescens* (Bacci et al., 2010). Bacci et al. (2010) indicano l'*Artemisia arborescens* tra le specie ruderali che svolgono un ruolo importante su pendii soggetti a sfaldamento e a parziali distacchi.

L'*Artemisia arborescens* e il *Nerium oleander* possiedono la capacità di riprodursi per via vegetativa, ovvero per talea (Cornellini et al., 2009).

Il *Nerium Oleander* è una specie che si rinviene in Sardegna (centro-sud) lungo i corsi d'acqua a regime torrentizio soggetti a periodi di secca prolungati (Bacci et al., 2010); essendo una specie perenne può essere campionata durante tutto l'anno (Rossini et al., 2003).

Il *Nerium oleander* viene indicato tra le specie legnose arbustive che possono essere impiantate nei letti fluviali o a margine degli stessi svolgendo un'adeguata azione di difesa alla base degli argini mentre nelle parti rilevate delle sponde un ulteriore consolidamento della struttura potrà essere svolto da specie arboree tipiche dei boschi edafoigrofilo e planiziali: *Populus alba*, *P. nigra*, (Bacci et al., 2010).

Il *Nerium oleander* è stato scelto per l'attitudine della specie di crescere vicino ai corsi d'acqua; si potrebbe impiegare per le zone lungo il Rio Sitzerri svolgendo anche un'azione di regimazione.

Secondo i risultati ottenuti da uno studio condotto da Rossini et al. (2003), il *Nerium oleander* può considerarsi una specie biomonitor in particolare per il Ba e Mn.

Il *Populus nigra L. Italica* è stato scelto perché è una specie autoctona a rapida crescita con una percentuale di attecchimento per riproduzione vegetativa del 65% e si è voluto testare la sua crescita in substrati dedicati (AIPIN Bolzano adattata alla Regione Lazio, in Sauli et al., 2006).

In letteratura si trovano numerose testimonianze della capacità del *Populus nigra* di estrarre metalli pesanti dal suolo (Coletto, 2006; Djingova et al., 1996; Smulders et al., 2008).

5.2 *Artemisia arborescens*

Tassonomia

Dominio: Eukaryota

Regno: Vegetale

Divisione: Spermatofite

Classe: Dicotiledoni

Ordine: Asterales

Famiglia: Asteraceae

Genere :Artemisia

Specie: Artemisia arborescens

Nome italiano: Assenzio arbustivo

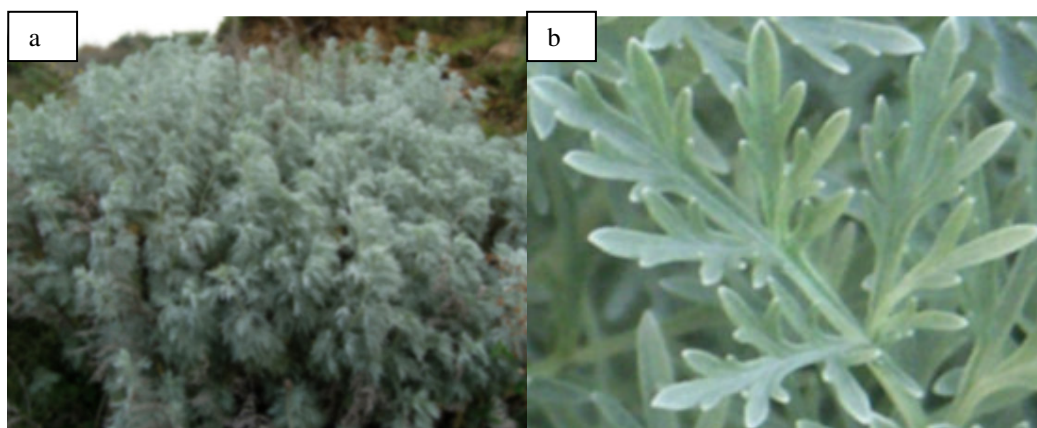


Figura 5.1: pianta di *Artemisia arborescens* (a) e particolare delle foglie (b).

Etimologia

Il nome deriva dal greco ἀρτεμης ‘sano’ per le sue virtù medicinali. Nel mondo antico venne consacrata ad Artemide, divinità greca, figlia di Zeus e Latona, sorella di Apollo e identificata dai Romani con Diana.

Descrizione

L'*Artemisia arborescens* è un arbusto con fusto eretto e ramoso grigio-argenteo per la presenza di un fitto tomento, foglie bipennatosette lunghe 3-5 cm, di colore verde grigio, soffici al tatto; aromatico se stropicciato, con segmenti estremi ottusi lunghi 10-12 mm, capolini emisferici larghi 5-8 mm disposti in pannocchie, fiori tubolosi giallo-bruni di circa 2 mm; il frutto è un achenio affusolato e gibboso.

I fiori vengono utilizzati in erboristeria, il fogliame è commestibile, dal sapore pungente ed aromatico. L'olio essenziale estratto dalle foglie e dai fiori possiede diverse azioni farmacologiche e, grazie al suo alto contenuto di camazulene (11.32%), manifesta anche una spiccata e ben nota attività antinfiammatoria. Numerose sperimentazioni svolte in tutto il mondo hanno permesso di attribuire all'*Artemisia arborescens* un ampio spettro di attività biocide (Militello e Carrubba, 2012).

L'*Artemisia arborescens* cresce alle altitudini comprese tra 0-1000 metri, preferisce le posizioni soleggiate, ma sopporta anche periodi di semi ombreggiatura e di brevi gelate; in caso di gelo intenso l'apice dei rami potrebbe rovinarsi.

Gli arbusti a dimora da tempo sopportano senza problemi anche periodi prolungati di siccità, grazie allo spiccato carattere xerofito della specie (Piotto e Di Noi, 2001).

L'*Artemisia arborescens* è sempreverde; durante l'inverno assume una colorazione verde bianco; gli esemplari adulti sono di taglia piccola e raggiungono 1,4 m di altezza. Periodo di fioritura: Aprile-Giugno. Tipica delle zone mediterranee meridionali (montagna): Liguria, Toscana, Lazio, Campania, Puglia, Calabria, Sicilia e Sardegna.

L'*Artemisia arborescens* in Sardegna, diversamente da quanto osservato sino ad ora in altri settori del Mediterraneo, presenta una eccezionale capacità nel colonizzare incolti e campi abbandonati (Biondi et al., 1988). Dall'*Artemisia arborescens* è possibile estrarre un olio essenziale di colore blu carico. Una dettagliata attività di screening ha permesso di attribuire alla specie numerose interessanti proprietà, tra cui un'elevata efficacia biocida che è stata accertata nei confronti di

funghi, batteri e insetti, nonché verso la capacità germinativa dei semi di alcune specie infestanti (Militello e Carrubba, 2012).

5.3 *Nerium oleander*

Tassonomia

Dominio: Eukaryota

Regno: Plantae

Divisione: Magnoliophyta

Classe: Magnoliopsida

Ordine: Gentianales

Famiglia: Apocynaceae

Genere: *Nerium*

Specie: *Nerium oleander*

Nome italiano: Oleandro

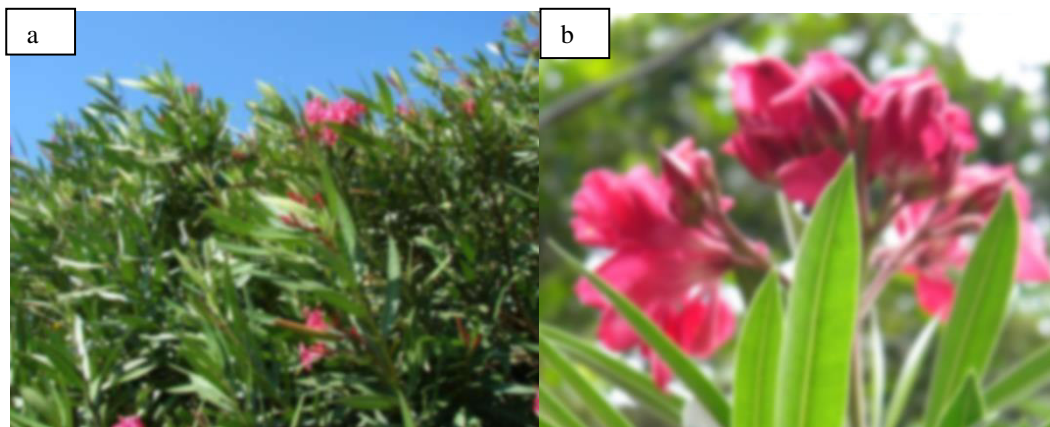


Figura 5.2: pianta di *Nerium oleander* (a) e particolare delle foglie (b).

Etimologia

Il nome deriva dal greco *nerón*, che significa acqua, probabilmente perché i luoghi dove questa specie cresce spontaneamente sono i ruscelli o sulle rive dei fiumi.

Descrizione

Il *Nerium oleander* è originario delle regioni mediterranee e del Giappone, cresce spontaneo nelle regioni meridionali italiane vicino ai ruscelli. È un arbusto cespuglioso sempreverde da fiore, può assumere un aspetto arboreo o essere allevato ad alberetto, che può raggiungere un'altezza di 4 metri. La corteccia è liscia, assumendo una colorazione verde-grigio cenere da giovane e screpolata e grigia da adulta. Le foglie sono lanceolate, coriacee con picciolo di 5-8 mm e lamina di 1,5-2*9-12 cm, acuta con bordo cartilagineo e nervature quasi ad angolo retto. Cime multiflore all'apice dei rami; peduncolo 2-3 mm; calice purpureo 7 mm, diviso su 2/3 della lunghezza (Pignatti, 1982).

La fioritura inizia a giugno e si protrae per tutta l'estate. I frutti del *Nerium oleander* sono costituiti da capsule allungate, che si schiudono longitudinalmente per lasciare uscire i semi piumosi. Il *Nerium oleander* contiene due sostanze molto tossiche: la oleandrina e la nerioside.

Il *Nerium oleander*, pur essendo una specie con un fabbisogno idrico medio-alto, riesce a resistere a lunghi periodi di stress idrico grazie alla peculiare struttura delle foglie: uno strato ceroso sopra l'epidermide e cavità stomatiche ricche di peli e tricomi all'interno delle quali gli stomi vengono protetti contro l'eccessiva traspirazione (Mugnai, 2004).

5.4 *Populus Nigra L. Italica*

Tassonomia

Dominio: Eukaryota

Regno: Plantae

Divisione: Magnoliophyta

Classe: Magnoliopsida

Ordine: Salicales

Famiglia: Salicaceae

Genere: *Populus*

Specie: *Populus Nigra L. Italica*

Nome italiano: Pioppo nero, Pioppo italico, Pioppo cipressino

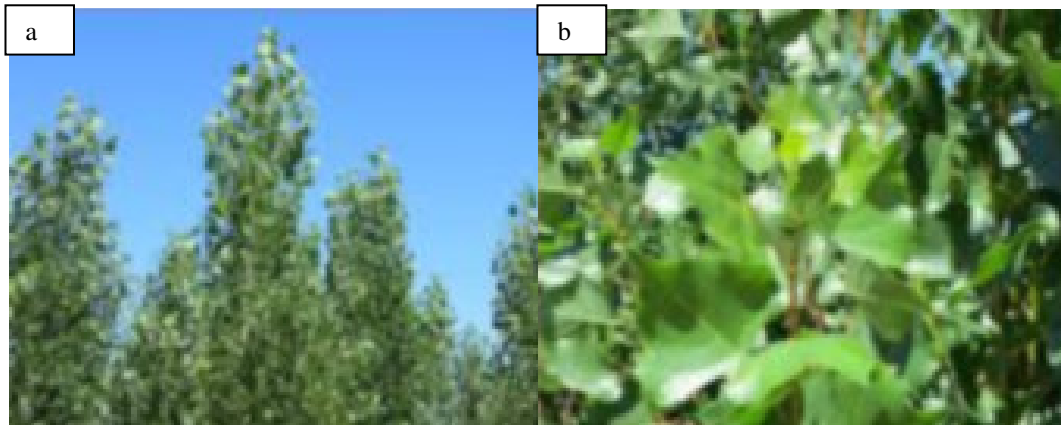


Figura 5.3: pianta di *Populus nigra* (a) e particolare delle foglie (b).

Etimologia

Il termine latino deriva dal greco ΠÀΛ - lô = agito per il movimento delle foglie e dei rami più giovani. Gli antichi Romani chiamavano questa specie *Populus*, in seguito la parola venne ridotto in Pop-lus e in italiano venne chiamata Pioppo; nigra: termine latino che significa nero, per il colore del tronco e dei rami; pyramidalis = piramidale, per la forma dell'apice.

Descrizione

Il *Populus nigra* è un albero deciduo che può superare i 30 metri di altezza; ha portamento variabile; piramidato o colonnare con corteccia profondamente lacerata e scura. Le foglie del *Populus nigra* hanno una forma ovato-triangolare di dimensioni 5-7 * 4-6 cm, sono acuminate, caduche e regolarmente dentellate sul bordo. Il colore delle foglie è verde nella pagina superiore e giallo chiaro in quella inferiore. Le foglie della subspecie pyramidalis si sviluppano prevalentemente in larghezza. Il *Populus nigra* è una pianta in solitamente dioica ossia portatrice di soli fiori maschili o femminili. Raramente su uno stesso individuo possono essere presenti fiori di entrambi i sessi su infiorescenze separate. I fiori staminiferi e pistilliferi sono riuniti in amenti di 10- 15 cm; gli staminiferi di dimensioni 6÷9 x 1÷1,2 cm, di colore rossastro e muniti di numerosi stami, i pistilliferi, di dimensioni fino a 12 x 0,7÷0,8 cm, sono più radi, di colore verde-giallastro, più lunghi e sottili. L'impollinazione è prevalentemente anemogama, ma in alcuni casi può essere entomogama. I frutti sono costituiti da capsule giallo-verdastre, lunghe 7÷9 mm che aprendosi liberano numerosi semi piumosi bianchi. Il *Populus nigra* fiorisce in marzo e aprile. È una specie a

crescita rapida che si adatta a ogni tipo di temperatura climatica. Cresce spontaneo lungo i fiumi e i laghi fino a 1200 m (Pignatti, 1982).

CAPITOLO 6: MATERIALI E METODI

6.1 INTRODUZIONE

Lo scopo del presente lavoro è studiare lo sviluppo di metodologie, mediante un approccio tecnico-scientifico, per l'impiego di substrati artificiali negli interventi di ripristino ambientale in aree contaminate da metalli pesanti. Questo obiettivo è stato perseguito mediante lo studio di diversi substrati, ottenuti miscelando differenti percentuali di suolo contaminato con i substrati dedicati. Sono stati condotti dei test di coltivazione allo scopo di testare i diversi substrati in associazione con le diverse specie vegetali oggetto di studio. Sono state condotte quattro diverse sperimentazioni, che si sono differenziate per la composizione del substrato adottato e per le specie vegetali impiegate.

Il materiale contaminato è stato prelevato presso il bacino di sterili del compendio minerario di Montevecchio (Sardegna sud-occidentale) mentre i substrati dedicati sono stati ottenuti miscelando diverse materie prime secondo specifiche proporzioni.

Le specie vegetali impiegate sono: l'*Artemisia arborescens*, il *Nerium oleander* e il *Populus nigra*. Gli individui delle popolazioni delle specie vegetali sono stati ottenuti propagando per via agamica, tramite taleggio, i cloni delle specie che crescono allo stato spontaneo, in diverse zone della Sardegna.

Le analisi di caratterizzazione dei substrati sono state effettuate presso i laboratori del Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale ed Architettura, ex Digita, Facoltà di Ingegneria dell'Università degli Studi di Cagliari. Le prove sperimentali di coltivazione sono state realizzate presso la serra della Nuova Cem.Ar s.r.l, SS 387 Km 23,400, Cagliari.

6.2 PRODUZIONE VEGETALE

Tutto il materiale vegetale impiegato nella sperimentazione è stato ottenuto seguendo un determinato processo di produzione vegetale.

Sono state individuate in campo, in diverse zone della Sardegna, le piante migliori sulla base della sanità della pianta, della dimensione della pianta affinché potesse fornire il numero di talee necessarie e sulla posizione delle diverse piante madri che non dovevano essere troppo vicine.

L'*Artemisia arborescens* impiegata nella sperimentazione è stata prelevata presso la strada statale sulcitana (S.S. 195, Cagliari), in un punto avente coordinate geografiche di 39°9' 40" N e 9° 1' 32" E. Le piante madri del *Nerium oleander* sono state prelevate presso Monte Arcosu, in un punto caratterizzato da coordinate piane $x=8.918889$ m e $y=39.202499$ m, datum WGS84.

La specie vegetale *Populus nigra L. italica*, impiegata nella sperimentazione è stata prelevata presso una strada sterrata lungo la S.S. 387 (Cagliari), in un punto di coordinate piane $x=9.161944$ m e $y=39.404720$ m, datum WGS84.

Le piante madri migliori sono state prelevate, trasportate in serra e successivamente sono state propagate per via agamica tramite taleggio. I cloni sono stati suddivisi in base al calibro del fusto in tre classi: fine, medio e grande in modo che fossero il più possibile omogenei tra loro. Dopo aver effettuato la stratificazione degli elementi della popolazione, ogni classe (o strato) è stata posta a dimora nei plateaux in una miscela di torba e perlite. I cloni sono stati allevati in serra e innaffiati per aspersione.



Figura 6.1: serra presso la quale sono stati eseguiti i test di rivegetazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

Dopo un periodo di 30-40 gg, necessario per la radicazione delle talee, i cloni sono stati prelevati dai plateaux e trapiantati in vasi della capacità di un litro, precedentemente riempiti con il substrato sperimentale. Ogni test di rivegetazione è stato formato estraendo da ogni strato i cloni, proporzionalmente alla loro numerosità nello strato, in modo che ogni strato contribuisse alla formazione del campione totale nella stessa misura in cui ogni sotto popolazione contribuisce a formare l'intera popolazione (campionamento stratificato).

Il substrato sperimentale è stato ottenuto miscelando, secondo specifici rapporti, le diverse materie prime e il suolo contaminato. I cloni così ottenuti sono stati posti a dimora in serra, in condizioni di temperatura e umidità controllate. La temperatura media in serra è stata di 19°C e l'umidità media del 75% con fotoperiodo variabile in funzione del periodo di esecuzione dei test.



Figura 6.2: cloni di *Populus nigra* in serra durante il test di rivegetazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

I cloni sono stati irrigati regolarmente mediante gocciolatoi. È stata monitorata costantemente la fitosanità delle piante. A cadenza settimanale è stato rilevato il parametro biometrico altezza delle piante, misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta. Le misurazioni sono state rilevate fino al naturale decremento della velocità di crescita.

Nel paragrafo 6.4 si fornisce una descrizione di dettaglio dei diversi test di coltivazione condotti allo scopo di testare le diverse specie oggetto di studio in associazione con i diversi substrati.

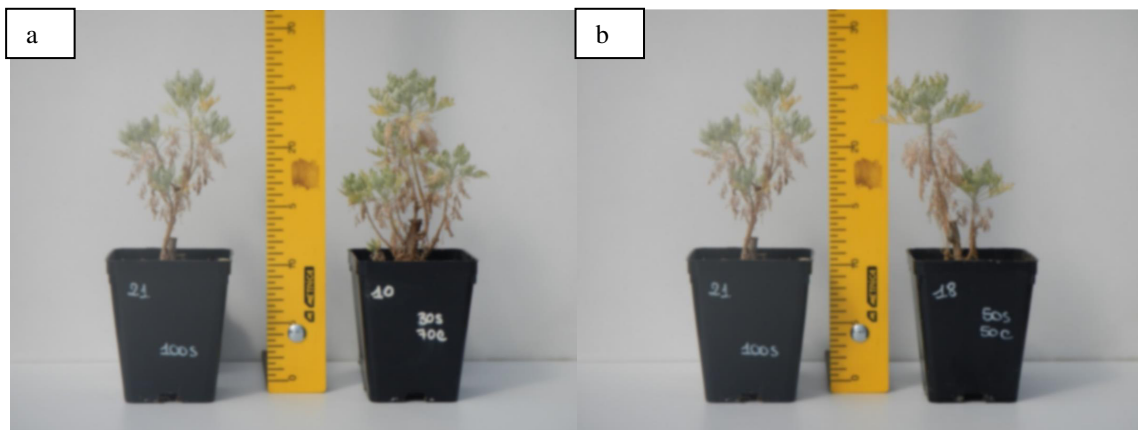


Figura 6.3: cloni di *Artemisia arborescens*, durante il rilevamento del parametro biometrico altezza.

I cloni a sinistra della riga nelle due immagini sono stati allevati nel substrato privo di contaminante, quelli a destra contengono rispettivamente il 70% (a) e il 50% di contaminante (b).

6.3 SUBSTRATI IMPIEGATI

Per il confezionamento dei substrati necessari per le attività sperimentali sono stati utilizzati i seguenti materiali:

- Sterili di Miniera;
- Sabbia fine (granulometria 0-2 mm);
- Ghiaia (granulometria 2-6 mm);
- Torba 1 (granulometria 0-2 mm);
- Torba 2 (granulometria 2-10 mm);
- Digestato da trattamento di depurazione di reflui urbani.

Gli sterili di miniera sono stati prelevati presso il bacino di sterili del distretto minerario di Montevecchio (Sardegna sud-occidentale), pozzo Sant' Antonio.

L'area ricade nella carta CTR in scala 1:10.000, sezione 546030 e nel foglio 225 Guspini nella carta Geologica d'Italia dell'IGM in scala 1:100.000.

Per il campionamento è stato eseguito uno scavo di forma quadrata lontano da zone anomale (fossi, superfici con riporti di materiale) prelevando il suolo ad una profondità di 10 cm in quattro repliche di campo.

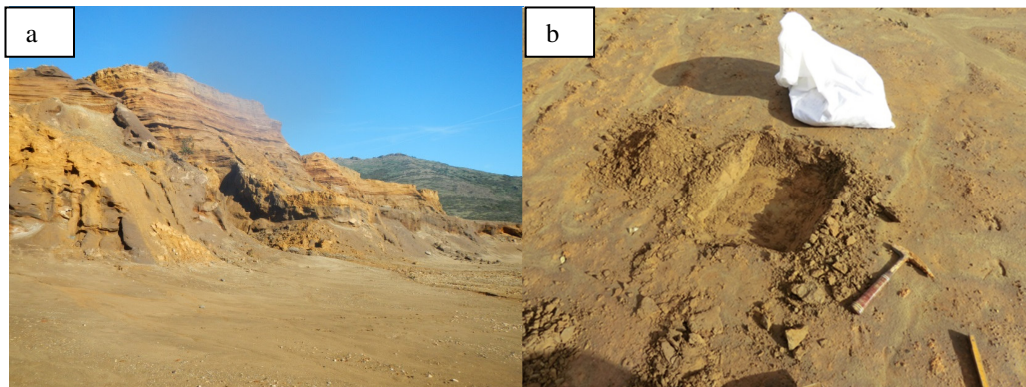


Figura 6.4: bacino di sterili (a) presso il pozzo S. Antonio nella miniera di Montevecchio (Sardegna sud-occidentale) e particolare dello scavo (b).

La sabbia fine è stata prelevata direttamente dal cumulo di sabbia fine presente nel piazzale vendite della Nuova Cem. Ar. Granulati; la sabbia grossa è stata ottenuta dal sopravaglio della griglia da 2 mm del materiale prelevata dal frantoio della Nuova Cem. Ar.

Le torbe sono state prelevate presso la Ditta Fratelli Caboni di Villasor, successivamente sono state vagliate al fine di ottenere due frazioni granulometriche: tra 0-2 mm e 2-10 mm.

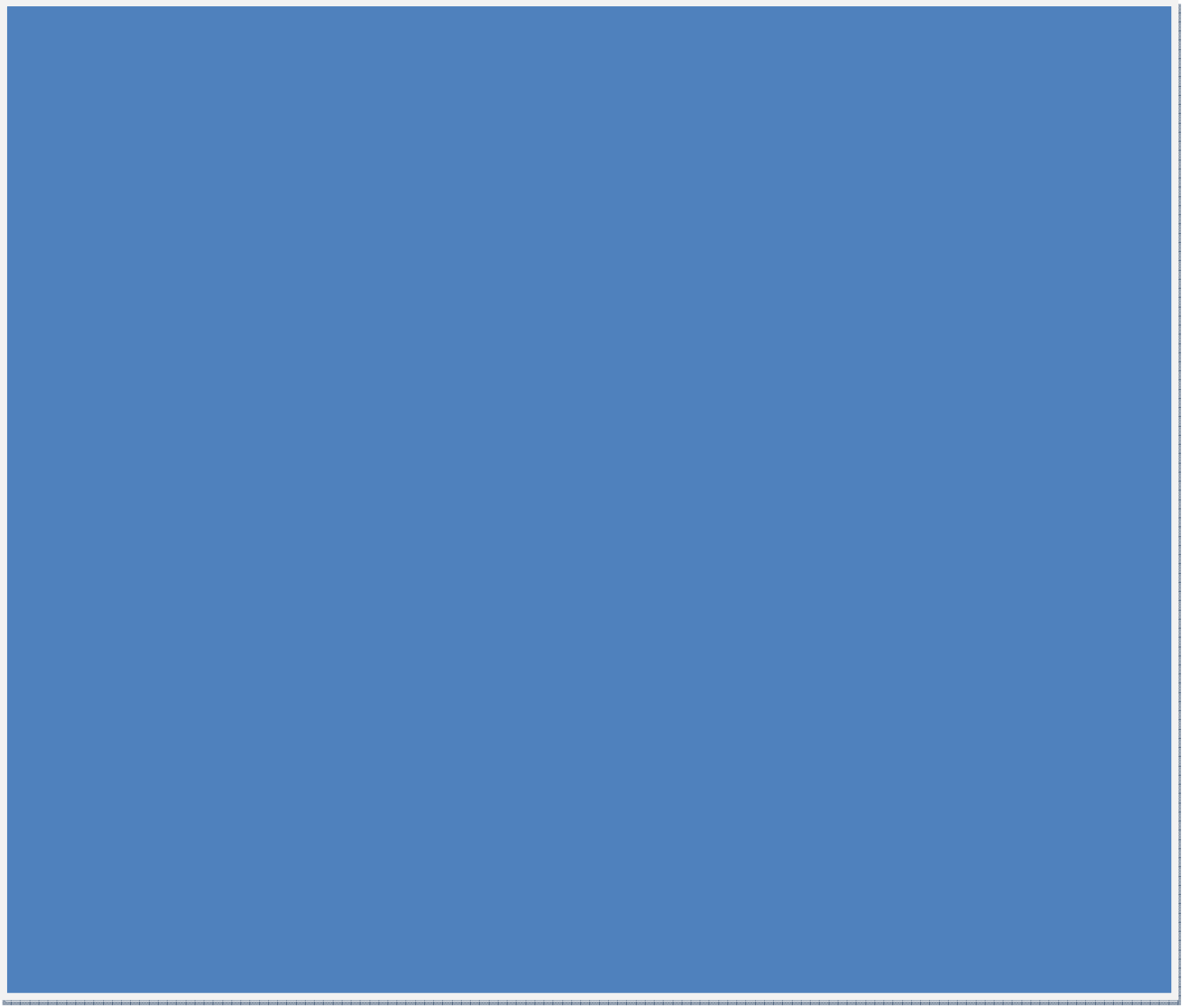
La torba impiegata è Laflora –Kaigu Kudra Darzam, avente un pH compreso tra 2.5-3.5, un peso specifico di 325-410 kg/m³ asciutta e umida di 550-650 kg/m³.

Il digestato impiegato, proveniente dal trattamento di depurazione di reflui urbani, è stato vagliato al fine di ottenere una frazione granulometrica inferiore ai 2 mm.

I vari materiali sono stati successivamente miscelati in percentuali diverse per comporre i substrati utilizzati nelle attività sperimentali. In Tabella 6.1 si riporta una sintesi delle caratteristiche compositive dei diversi substrati testati.

Ogni substrato è stato codificato mediante una sigla identificativa che riporta le iniziali delle componenti presenti in ciascun substrato in percentuale decrescente e la percentuale di suolo contaminato.

Tabella 6.1:Composizione dei diversi substrati utilizzati nelle attività sperimentali. Non visibile per motivi legati al copyright.

A large blue rectangular area representing a redacted table. The table content is completely obscured by a solid blue fill.

6.4 DESCRIZIONE TEST DI RIVEGETAZIONE

6.4.1 Sperimentazione 1

Nel primo test sperimentale è stata impiegata l'*Artemisia arborescens*, clone 1. Le piante madri sono state propagate per via agamica e le talee sono state poste a dimora nei plateau in una miscela di torba e perlite all'interno della serra. I plateau contenenti le talee sono stati innaffiati per aspersione.

Dopo un periodo di 30-45 giorni, necessario per la radicazione delle talee, queste sono state trapiantate in vasi della capacità di 1 litro contenenti il substrato dedicato che si differenziava per il diverso contenuto di materiale contaminato. La percentuale di attecchimento delle talee è stata del 66.6 %.

Dopo il trapianto, i cloni di *Artemisia arborescens* sono stati messi a dimora in serra e innaffiati mediante gocciolatoi. Settimanalmente è stato controllato lo stato fitosanitario delle piante e valutato l'accrescimento della parte aerea attraverso il parametro biometrico altezza, misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta.

Il set up sperimentale è stato costituito da 120 vasetti, della capacità di un litro. I primi 30 vasetti contenevano una miscela composta da 30% di substrato e dal 70% di contaminante; 30 erano composti dal 50% di substrato e dal 50% di contaminante; 30 erano composti dal 70% di substrato e dal 30% di contaminante. Gli ultimi 30 vasetti costituiscono il testimone ed erano composti dal 100% di substrato, al fine di verificare la crescita delle piante in condizioni di non inquinamento.

La prima sperimentazione ha avuto una durata di 118 giorni.

Di seguito si riporta nella tabella 6.2 la scheda riassuntiva della prima sperimentazione.

Tabella 6.2: Scheda riassuntiva della prima sperimentazione.

<i>Artemisia arborescens</i> clone 1		
Substrati	Sigla	Numero vasi
12	GST	30
12d	GST 30%	30
12c	GST 50%	30
12b	GST 70%	30

Nella tabella 6.3 che segue si riporta la scheda riassuntiva della composizione dei substrati impiegati nella prima sperimentazione.

Tabella 6.3: Scheda riassuntiva delle caratteristiche compositive dei substrati impiegati nella prima sperimentazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

Sperimentazione 1



6.4.2 Sperimentazione 2

Le specie vegetali impiegate nel secondo test sperimentale sono state l'*Artemisia arborescens*, cloni 1 e 2 e il *Nerium oleander*, cloni 1 e 3.

Dopo aver prelevato le piante madri delle specie vegetali che crescevano allo stato spontaneo si è proceduto, in serra, alla loro propagazione per via agamica tramite taleaggio.

Le talee sono state poste a dimora nei plateau in una miscela di torba e perlite. Trascorsi 45 giorni i cloni che avevano radicato sono stati trapiantati in vasi della capacità di un litro contenenti il substrato dedicato.

Per la specie *Nerium oleander* sono state trapiantate 39 talee del clone 1 e 36 talee del clone 3; per l'*Artemisia arborescens* sono state trapiantate per il clone 1, 48 talee e per il clone 2, 15 talee. Per la specie *Artemisia arborescens*, clone 1 la percentuale di attecchimento è stata del 21.8% e per il clone 2 del 9.3%. Per il *Nerium oleander* la percentuale di attecchimento è stata, rispettivamente per il clone 1 e 3, del 27.46% e del 25.35%.

In questa sperimentazione si è verificata una bassa percentuale di radicazione dei cloni a causa di una infestazione in serra da parte della cocciniglia bianca. I cloni delle due specie vegetali sono stati testati in tre diversi tipi di substrato: 13, 13b e 13c, aventi diverse percentuali di materiale contaminato e con l'aggiunta di digestato, al 20% del volume di base. Le talee trapiantate sono state

poste a dimora in serra, in condizioni di temperatura e umidità controllate e regolarmente innaffiate mediante gocciolatoi.

A cadenza settimanale è stato verificato sia lo stato fitosanitario dei cloni sia lo sviluppo della parte aerea mediante la misura del parametro biometrico altezza, misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta. La sperimentazione ha avuto una durata di 156 giorni. Di seguito si riporta nella tabella 6.4 la scheda riassuntiva del secondo blocco sperimentale.

Tabella 6.4 Scheda riassuntiva della seconda sperimentazione.

Substrati	Sigla	<i>Artemisia arborescens</i>		<i>Nerium oleander</i>	
		Clone		Clone	
		1	2	1	3
		Numero vasi		Numero vasi	
13	GSTD	18	5	13	12
13b	GSTD 30%	18	5	13	12
13c	GSTD 70%	12	5	13	12

Nella tabella 6.5 che segue si riporta la scheda riassuntiva della composizione dei substrati impiegati nella seconda sperimentazione.

Tabella 6.5: scheda riassuntiva delle caratteristiche compositive dei substrati impiegati nella seconda sperimentazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

Sperimentazione 2



6.4.3 Sperimentazione 3

Nella terza sperimentazione è stato testato un diverso clone della specie *Nerium oleander*, che aveva fatto registrare le altezze di crescita maggiori nella precedente sperimentazione, sullo stesso substrato al fine di testare l'influenza della componente genetica.

Le piante madri del *Nerium oleander* sono state propagate per via agamica, tramite taleaggio e poste a radicare all'interno di plateau in una miscela di torba e perlite in serra. Le talee sono state innaffiate per aspersione. Dopo un periodo di radicazione di 30-45 giorni, non tutte le talee avevano radicato ed è stato possibile trapiantare, in vasi della capacità di 1 litro contenenti il substrato dedicato, 75 talee. Per il *Nerium oleander*, clone 31, la percentuale di attecchimento è stata del 62.5%. I vasi sono stati posti a dimora in serra e innaffiati regolarmente mediante gocciolatoi. Il clone 31 del *Nerium oleander* è stato testato su tre differenti substrati.

Ogni sette giorni veniva controllato lo stato fitosanitario delle piante e rilevato l'accrescimento della parte aerea mediante la misura del parametro biometrico altezza, misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta. Il naturale decremento della velocità di crescita si è verificato dopo 140 giorni.

Nella tabella 6.6 si riporta la scheda riassuntiva della terza sperimentazione.

Tabella 6.6 Scheda riassuntiva della terza sperimentazione.

Substrati	Sigla	<i>Nerium oleander</i>
		Clone 31
13	GSTD	25
13b	GSTD 30%	25
13c	GSTD 70%	25

Di seguito nella tabella 6.7 si riporta la scheda riassuntiva della composizione dei substrati impiegati nella terza sperimentazione.

Tabella 6.7: scheda riassuntiva delle caratteristiche compositive dei substrati impiegati nella terza sperimentazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

Sperimentazione 3



6.4.4 Sperimentazione 4

Nella quarta sperimentazione è stato impiegato il *Populus nigra*. Esso è stato testato su quattro differenti tipi di substrati che si differenziavano per il diverso contenuto di sabbia, ghiaia, torba, digestato e di materiale contaminato.

Il materiale vegetale prelevato è stato propagato per via agamica, tramite taleaggio e posto a radicare in plateau contenenti una miscela di torba e perlite. Le talee sono state successivamente allevate in serra e innaffiate regolarmente per aspersione. Dopo un periodo di 30-45 giorni, le talee che avevano radicato sono state trapiantate in vasi della capacità di un litro, contenenti il substrato dedicato. Successivamente i vasi sono stati posti a dimora in serra in condizioni di temperatura e umidità controllate.

Il test sperimentale è stato condotto su 120 talee con una percentuale di attecchimento del 66.6%. Settimanalmente è stata verificata la fitosanità delle piante e misurato l'incremento della parte aerea mediante la rilevazione del parametro biometrico, altezza, misurando la distanza tra il piano del bordo del vaso e la parte apicale della pianta. La sperimentazione ha avuto una durata di 76 giorni, superato questo periodo si è verificata la naturale diminuzione della velocità di crescita.

Di seguito nella tabella 6.8 si riporta la scheda riassuntiva della quarta sperimentazione.

Tabella 6.8: scheda riassuntiva della quarta sperimentazione.

Substrati	Sigla	<i>Populus nigra</i>
		Clone 1
		Numero vasi
23	SGTD	30
26	SGTD 30%	30
25	SGTD 50%	30
24	SGTD 70%	30

Di seguito nella tabella 6.9 si riporta la scheda riassuntiva della composizione dei substrati impiegati nella quarta sperimentazione.

Tabella 6.9: scheda riassuntiva delle caratteristiche compositive dei substrati impiegati nella quarta sperimentazione. Non visibile per motivi legati al copyright.

Sperimentazione 4

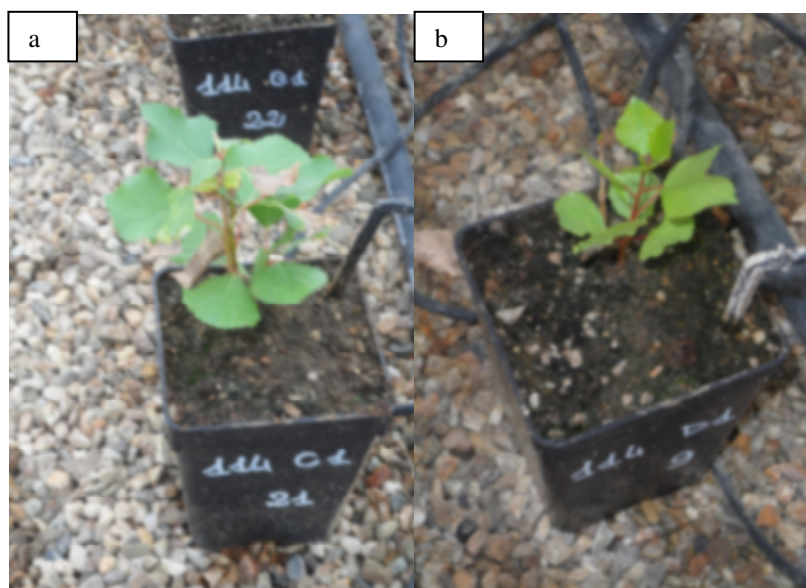


Figura 6.5: cloni di *Populus nigra* (a, b) all'interno della serra.



Figura 6.6: clone di *Populus nigra* al termine del test di rivegetazione.

6.5 CARATTERIZZAZIONE DEI SUBSTRATI

I substrati dedicati e i campioni di suolo contaminato sono stati essiccati all'aria, successivamente macinati e setacciati con vaglio di apertura 2 mm (terra fine). Una parte di terra fine è stata successivamente macinata mediante mortaio in agata per ottenere un campione omogeneo di 0.002 mm. Tutte le analisi sono state eseguite in tre repliche per ciascun campione.

Le analisi chimiche dei suoli sono state effettuate seguendo le indicazioni del D.M. 13/09/1999 N°248, "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo".

6.5.1 Umidità

Il contenuto di umidità è stato determinato dalla differenza tra la massa del campione di terra fine e la massa dello stesso campione dopo essiccamento a 105° C in accordo con il Metodo Ufficiale II.2 del D.M. n°248 del 13/09/1999.

Il porta campione è stato posto in stufa a 105°C per due ore e pesato dopo raffreddamento. Successivamente, dopo aver pesato venti grammi del campione di terra fine, il campione è stato posto in stufa a 105°C per 24 ore e dopo raffreddamento è stato nuovamente rilevato il peso del campione. L'umidità, espressa in g/kg di terra fine è stata determinata mediante la seguente formula:

$$C = 1000 * (M_0 - M_1) / M_1$$

dove

C= umidità del campione di terra fine [g/kg];

M₀= massa del campione prima dell'essiccazione [g];

M₁= massa del campione dopo l'essiccazione [g].

Per convertire i dati analitici ottenuti per il suolo secco all'aria in dati riferiti al suolo secco a 105°C, si determina il fattore di conversione f mediante la seguente formula:

$$f = M_0/M_1$$

dove

M₀= massa del campione prima dell'essiccazione [g];

M₁= massa del campione dopo l'essiccazione [g].

6.5.2 pH

Il pH è stato determinato per via potenziometrica su sospensioni di suolo-soluzione di sali neutri di CaCl₂ seguendo le prescrizioni del Metodo Ufficiale III.1 del D.M. n°248 del 13/09/1999.

A 10 g del campione di terra fine sono stati aggiunti 25 ml di CaCl₂; i campioni così preparati sono stati posti in un agitatore magnetico (Velp Scientifica) per 2 ore.

Dopo la taratura del sistema di misura, la misura del pH è stata effettuata immergendo l'elettrodo del pH-metro, modello Crison GLP 22, nel surnatante.

6.5.3 Conduttività elettrica

La conduttività elettrica è stata determinata strumentalmente in estratti acquosi del suolo, con un rapporto acqua/ suolo 5:1 in accordo con il Metodo Ufficiale IV.1 del D.M. n°248 del 13/09/1999.

In un matraccio conico di Erlenmeyer da 250 ml sono stati trasferiti 30 g del campione di terra fine e 150 ml di H₂O. Le beute sono state poste in un agitatore meccanico per 2 ore e successivamente lasciate riposare per altre due ore.

Il surnatante è stato filtrato su filtro di carta Filter-Lab di 110 mm di diametro. Ogni 25 ml di estratto è stata aggiunta 1 goccia di soluzione (0,1 %) di sodio esametafosfato [(NaPO₃)₆].

Sul nuovo estratto è stata effettuata la misura mediante un conduttimetro (elettrodo specifico) che fornisce direttamente il valore di conduttività espresso in dS/m alla temperatura di 25° C.

6.5.4 Capacità di scambio cationico

La capacità di scambio cationico è stata determinata trattando i campioni con una soluzione di bario cloruro e trietanolamina a pH 8.2 come prescritto nei Metodi Ufficiali XIII.2 del D.M. n° 248 del 13/09/1999.

Il campione viene monosaturato con Ba mediante successivi trattamenti con bario cloruro a pH 8.2. Al campione saturato si aggiunge una soluzione di solfato di magnesio a concentrazione nota che consente di determinare la capacità di scambio, mediante titolazione complessometrica con una soluzione di EDTA per misurare la quantità di bario legata ai complessi di scambio.

In un tubo da centrifuga da 50 ml con tappo a vite si trasferiscono 2 g del campione di terra fine, rilevando la massa del tubo più quella del campione. Si aggiungono 25 ml della soluzione di bario cloruro a pH 8.2. Il tubo è stato messo in un agitatore per 1 ora e successivamente centrifugato a 3000 giri/minuto per 5 minuti. La soluzione limpida è stata estratta con una pipetta e l'intero trattamento è stato ripetuto altre due volte. Successivamente il campione è stato lavato con 25 ml di H₂O, centrifugato per 5 minuti a 3000 giri/minuto e dopo aver scartato il surnatante è stata rilevata la massa del tubo + campione. Al campione sono stati aggiunti 25 ml di magnesio solfato mediante una buretta di precisione; il tubo è stato messo in agitazione per 2 ore e successivamente centrifugato per 5 minuti a 3000 giri/minuto. In un matraccio conico di Erlenmeyer da 250 ml sono stati trasferiti 10 ml della soluzione limpida, 100 ml di H₂O, 10 ml della soluzione tampone di ammonio cloruro a pH 10 e una punta di spatola di indicatore (20 g di sodio cloruro e 0,2 g di nero

eriocromo). La soluzione della prova in bianco è stata preparata trasferendo in una beuta da 250 ml 100 ml di H₂O, 10 ml della soluzione di magnesio solfato (5 cmol/l), 10 ml della soluzione tampone di ammonio cloruro e una punta di spatola dell'indicatore. La soluzione della prova in bianco e quella del campione sono state titolate con la soluzione di EDTA (2,5 cmol/l) fino a colorazione azzurra. Per il calcolo della capacità di scambio cationico è stata utilizzata la seguente espressione:

$$CSC = [(V_B - V_A) * M * 1000] / (M * 1000) * 25 / 10 * [(25 + B - A) / 25]$$

dove

CSC= capacità di scambio cationico espressa in cmol/kg;

V_A= volume della soluzione di EDTA utilizzato per la titolazione della soluzione del campione, espresso in ml;

V_B= volume della soluzione di EDTA utilizzato per la titolazione della soluzione della prova in bianco, espresso in ml;

A= massa del tubo da centrifuga + il campione, espressa in g;

B= massa del tubo da centrifuga + il campione dopo saturazione con soluzione di bario cloruro e lavaggio con H₂O;

M= concentrazione della soluzione di EDTA, espressa in cmol/l;

M= massa del campione utilizzata, espressa in g.

6.5.5 Carbonio organico e azoto totale

Il contenuto in carbonio organico e azoto totale del suolo è stato determinato mediante analizzatore elementare, come prescritto dal Metodo Ufficiale n°VII.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. Il metodo analitico si basa sulla completa ed istantanea ossidazione del campione per “flash combustion” con conseguente conversione di tutte le sostanze organiche ed inorganiche in prodotti gassosi.

Il campione di suolo, compreso tra 0,05 e 0,1 g, è stato posto all'interno di capsule di stagno, aventi un diametro di 6 mm e 15 mm di altezza, successivamente, sono state chiuse e poste

nell'autocampionatore dell'analizzatore. Lo strumento (LECO, CHN-1000) trasferisce i campioni dall'autocampionatore alla colonna di combustione dell'analizzatore (colonna di ossidazione, 950°C in eccesso di ossigeno) nella quale si ha una combustione rapida e completa del campione. I gas così prodotti vengono fatti passare su uno specifico catalizzatore (ossido di cobalto argentato e ossido di cromo) alla temperatura di 850°C per un'ulteriore ossidazione e rimozione del percolato. I gas vengono successivamente raccolti in un contenitore detto ballast, avente un volume di 4.5 litri, all'interno del quale sono omogeneizzati ed inviati ai rivelatori ad assorbimento infrarosso per la misura della CO₂ e dell'H₂O. Il carbonio viene misurato sotto forma di CO₂ e l'idrogeno sotto forma di H₂O. Una parte dei gas di combustione, circa 3 cc, viene trasferita in un flusso di elio e fatta passare attraverso un catalizzatore di rame caldo per rimuovere l'ossigeno e convertire gli NO_x ad azoto elementare N₂ ed attraverso altri filtri per rimuovere l'anidride carbonica e l'acqua. Per determinare il contenuto di azoto viene utilizzato un rivelatore a termococonducibilità. Il contenuto di carbonio organico e di azoto totale, espressi come percentuale su peso secco di campione, sono indicati direttamente dallo strumento sulla base della curva di taratura elaborata dal software di gestione dell'analizzatore realizzata utilizzando campioni di uno standard a peso noto (Soil calibration sample for CHNS, Leco Corporation, part no 502-062: C = 0.91+/- 0.04; N=0.016 +/- 0.006; H=0.43 +/- 0.01).

6.5.6 Metalli pesanti

La determinazione del contenuto di metalli pesanti nel suolo è stata effettuata seguendo le indicazioni dei Metodi ufficiali di analisi chimica dei suoli n° XI del supplemento ordinario G.U. n° 248 del 21/10/1999.

Il metodo prevede la solubilizzazione dei metalli pesanti in soluzione nitro-cloridrica a caldo.

Il campione di suolo, pretrattato con perossido di idrogeno, è mineralizzato con acqua regia. La digestione del campione può essere eseguita su piastra riscaldante, a riflusso oppure in apparecchiatura a microonde. In un matraccio conico di Erlenmeyer da 250 ml, è stato trasferito 1 g del campione di terra fine successivamente umettato con pochi ml di H₂O e acidificato con poche gocce di HNO₃. Sono state aggiunte, in aliquote successive, 20 mL di H₂ O₂ miscelando la sospensione e tenendo il matraccio conico su piastra riscaldante e riscaldando con cautela dopo ogni aggiunta. La formazione di schiuma è stata controllata mediante piccole aggiunte di etanolo. Si riduce il volume del campione a circa 3 ml e dopo raffreddamento si sono aggiunti 9 ml HCl e 3 ml

di HNO₃. Il campione è stato riscaldato su piastra per 2 ore. Dopo raffreddamento, il surnatante è stato filtrato su filtri di carta Filter-Lab di 110 mm di diametro e raccolto in un matraccio tarato da 100 ml. Il filtrato è stato portato a volume e acidificato con qualche goccia di HNO₃. I metalli pesanti presenti negli estratti sono stati determinati mediante ICP/OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy). Lo strumento impiegato è l'Optima 7000 DV ICP-OES della PerkinElmer con sistema di prelievo sequenziale.

6.5.7 Elementi nutritivi

Il contenuto di elementi nutritivi nei substrati è stato determinato seguendo le indicazioni del Decreto Ministeriale n.79 dell'11/05/1992, Metodo 30 "Determinazione delle basi di scambio (potassio, magnesio, calcio e sodio) con bario cloruro. Il metodo prevede l'estrazione di potassio, magnesio, calcio e sodio con una soluzione a base di bario cloruro e trietanolammina.

Dopo aver posto 2.5 g del campione in un matraccio da 250 ml sono state aggiunte, all'interno di ciascun matraccio, 50 ml della soluzione estraente a base di bario cloruro e trietanolammina a pH 8.1 preparata precedentemente. Successivamente i matracci sono stati posti nell'agitatore oscillante per 60 minuti a 180 rpm. Trascorsa un'ora i matracci sono stati prelevati dall'agitatore e il loro contenuto è stato filtrato in tubi di plastica da 50 ml muniti di tappo.

Il contenuto di K, Mg, Ca e Na del filtrato è stato determinato mediante ICP/OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy). Lo strumento impiegato è l'Optima 7000 DV ICP-OES della PerkinElmer con sistema di prelievo sequenziale.



Figura 6.7: campioni di substrati in laboratorio durante l'analisi per la determinazione del contenuto di Ca, Mg, K e Na.

6.6 ELABORAZIONE DATI BIOMETRICI

Tutte le misure dell'accrescimento della parte aerea delle specie vegetali rilevate durante la fase sperimentale sono state elaborate al fine di ottenere le curve di crescita delle specie vegetali.

Il processo di crescita è stato ricostruito ipotizzando che nell'intervallo tra una misurazione e la precedente esso abbia seguito un andamento lineare; ottenendo in questo modo le curve empiriche di crescita. Allo scopo di rappresentare l'andamento di crescita delle specie con una sola funzione continua, valida all'interno dell'intervallo temporale della sperimentazione, le traiettorie delle curve empiriche sono state approssimate con delle curve teoriche.

Le curve teoriche utilizzate tra quelle proposte da Thornley & Johnson (1990), sono le seguenti:

Equazione esponenziale semplice:

$$W_t = W_0 * e^{\mu t}$$

Nell'ipotesi che la disponibilità di nutrienti sia illimitata, la biomassa W_t , al tempo t , è proporzionale al suo valore iniziale (W_0), e funzione del tasso di crescita (μ);

Equazione monomolecolare:

$$W_t = W_f - (W_f - W_0) * e^{-kt}$$

Se la quantità di nutrienti tende a diminuire nel tempo, la biomassa W_t , al tempo t , dipende solo dal suo valore iniziale (W_0), da quello raggiunto al termine del processo di crescita (W_f) e dal tasso di crescita (k);

Equazione logistica:

$$W_t = [(W_0 * W_f)] / [W_0 + (W_f - W_0)] * e^{-\mu t}$$

Ad una prima fase con una illimitata disponibilità di nutrienti ne segue una in cui diminuiscono progressivamente; la biomassa W_t , al tempo t , dipende dai suoi valori iniziale (W_0) e finale (W_f) e dal tasso di crescita (μ);

Equazione lineare:

$$W_t = W_0 + kt$$

La crescita è proporzionale al tempo t ; W_0 è il valore iniziale della crescita, k è la costante di proporzionalità.

Per ciascuna funzione si hanno i seguenti parametri:

W_0 = altezza della pianta al momento iniziale della sua crescita;

W_t = altezza della pianta al momento t ;

W_f = altezza della pianta al momento finale della crescita;

μ, k = valori costanti.

Per ogni test, è stato elaborato il relativo grafico nel quale è stato messo a confronto l'andamento della curva empirica con quello della curva teorica.

6.7 ANALISI STATISTICA DEI DATI

Il parametro biometrico, altezza, misurato a cadenza settimanale per ciascuna specie vegetale, è stato impiegato per calcolare: il minimo, il massimo, il campo di variabilità, la media aritmetica, la varianza, la deviazione standard, l'errore standard, il coefficiente di variabilità, l'asimmetria e curtosi in ogni set up sperimentale.

I dati sperimentali sono stati sottoposti al test ANOVA (Analysis of Variance) al fine di verificare se le variazioni di crescita nel tempo misurate per il *Populus nigra*, l'*Artemisia arborescens* e il *Nerium oleander* sui substrati a diversa percentuale di suolo contaminato sono statisticamente significative.

I fattori considerati sono: le diverse percentuali di suolo contaminato nei substrati, la presenza del digestato, le specie vegetali. Prima di eseguire il test sono state verificate le principali assunzioni su cui si basa l'ANOVA ossia che le variabili siano distribuite in modo normale, l'omoschedasticità delle varianze (le varianze tra i gruppi siano omogenee) e che le variabili siano continue o misurate in un intervallo.

I dati espressi in percentuale sono stati convertiti nel rispettivo valore angolare.

Allo scopo di confermare i risultati ottenuti con l'ANOVA è stato eseguito il test di Kruskal-Wallis, per tre livelli di significatività: 0.05, 0.01 e 0.001.

L'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di correlazione di Pearson (p-value di 0.05) ha permesso di valutare se esiste una correlazione significativa tra la crescita delle specie vegetali, le diverse percentuali di contaminante nei substrati e i parametri chimici misurati.

La significatività del coefficiente di correlazione r è stata verificata mediante il test t di Student.

CAPITOLO 7: RISULTATI E DISCUSSIONE

Nel presente capitolo vengono riportati e discussi i risultati della caratterizzazione degli sterili di miniera. Successivamente vengono riportati e discussi i risultati della caratterizzazione e dell'analisi statistica dei substrati impiegati seguiti dai risultati dei test di crescita suddivisi per specie vegetale, riportando e analizzando prima le curve di crescita e in seguito l'analisi statistica.

7.1 CARATTERIZZAZIONE DEGLI STERILI DI MINIERA

Di seguito nella tabella 7.1 si riportano i parametri chimici degli sterili di miniera provenienti dal distretto minieraio di Montevecchio.

Il suolo contaminato prelevato presso il bacino di sterili di Montevecchio ha un valore di pH pari a 7.42, valore che non si discosta dai valori precedentemente misurati nell'area mineraria di Montevecchio (Fanfani et al., 2000). Il valore della conducibilità elettrica, 0.9 dS/m, indica una bassa presenza di sali disciolti nel terreno. Il valore di C è di 0.5% (espresso come percentuale su peso secco di campione), indice di una scarsa quantità di sostanza organica nel suolo. Il valore di N non è stato rilevato in quanto presente in quantità inferiore rispetto al campione dello standard, a peso noto, utilizzato per la curva di taratura ($N=0.016 \pm 0.006$).

Il valore di Mg è di 18.05 mg/l, concentrazione considerata molto scarsa per i suoli perché compresa tra 0-50 mg/l. Il Mg è fondamentale per le piante per la formazione di composti organici, il più importante dei quali è la clorofilla e viene assorbito dalle piante nella forma ionica Mg^{2+} . La concentrazione di K è di 42.82 mg/l, valore considerato scarso. La CSC è pari a 4.76 cmol/kg indice di un suolo che non è in grado di trattenere quantità sufficienti di elementi nutritivi. Il rapporto Mg/K è pari a 0.42 ed essendo inferiore a 2 indica carenza di Mg. Il valore di Ca è di 84.8 mg/l, concentrazione considerata scarsa per i suoli perché compresa tra 0-1000 mg/l. La concentrazione di Na è di 1.41 mg/l, valore considerato scarso, anche se dosi elevate ostacolano lo sviluppo vegetativo.

Tabella 7.1: parametri chimici degli sterili di miniera di Montevecchio.

	Montevecchio
Umidità [g/kg]	6038 ± 1.52E-3
pH	7.42 ± 1.09E-15
CSC [cmol/kg]	4.76 ± 0.8E-7
EC [dS/m]	0.9 ± 1.19E-2
C [%]	0.5 ± 7.07E-3
N [%]	n.r.
Ca [mg/l]	84,8 ± 2.65E-1
K [mg/l]	42.82 ± 6.96E-1
Mg [mg/l]	18.05 ± 6.02E-1
Na [mg/l]	1.41 ± 1.11E-1

Dall'analisi dei dati riportati nelle tabelle 7.2 si osserva che le concentrazioni di Pb riscontrate nel suolo contaminato prelevato presso la diga di sterili di Montevecchio è di 751.29 mg/kg il cui valore supera il valore della concentrazione soglia di contaminazione nel suolo per siti destinati ad uso verde mentre rientra entro il valore di 1000 mg/kg per siti ad uso industriale e commerciale indicati nel D. Lgs. 152/06, allegato 5 e riportati nella tabella 7.3. Il valore dello Zn è di 4858.81 mg/kg, superiore al valore di 1500 mg/kg della concentrazione soglia di contaminazione per siti destinati ad uso industriale e commerciale. Il Cd e l'As superano il valore di concentrazione di soglia per siti ad uso industriale e commerciale indicato nel D. Lgs. 152/06.

Tabella 7.2 : concentrazioni di Pb, Zn, Cd e As nel campione prelevato presso il bacino di sterili di Montevecchio.

Montevecchio	
[mg/kg]	
As	126.96
Cd	32.62
Pb	751.29
Zn	4858.81

Tabella 7.3: valori di concentrazione soglia di contaminazione nel suolo in funzione della specifica destinazione d'uso del sito.

D.Lgs. 152/2006		
	Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale [mg/kg]	Siti ad uso commerciale e industriale [mg/kg]
As	20	50
Cd	2	15
Pb	100	1000
Zn	150	1500

7.2 CARATTERIZZAZIONE DEI SUBSTRATI

Dall'analisi del grafico riportato nella figura 7.4 si osserva che il pH medio dei substrati contenenti il 30% di contaminante è di 5.1, per i substrati contenenti il 50% di contaminante è di 5.29, per i substrati con il 70% di contaminante è di 5.53 e per quelli non contenenti il suolo contaminato è di 4.47. I substrati contenenti il digestato hanno un pH medio di 5.61 mentre quelli senza digestato hanno un pH medio di 4.15.

In letteratura vengono indicati valori di pH ottimali per un substrato quelli compresi tra 5.2 e 5.5 (Zaccheo, 2009) mentre altri autori indicano un intervallo di pH compreso tra 6.2 e 6.8 (Bailey, 1996). A seconda delle specifiche necessità delle specie vegetali impiegate questi intervalli possono variare. Tutti i substrati rientrano negli intervalli indicati esclusi quelli senza digestato che hanno dei valori di pH più bassi. Il pH aumenta all'aumentare della percentuale di contaminante; questo dato è giustificabile considerando il pH della torba, tra 2.5 e 3.5, infatti all'aumentare della percentuale di contaminante nei substrati è stata diluita la base contenente la torba.

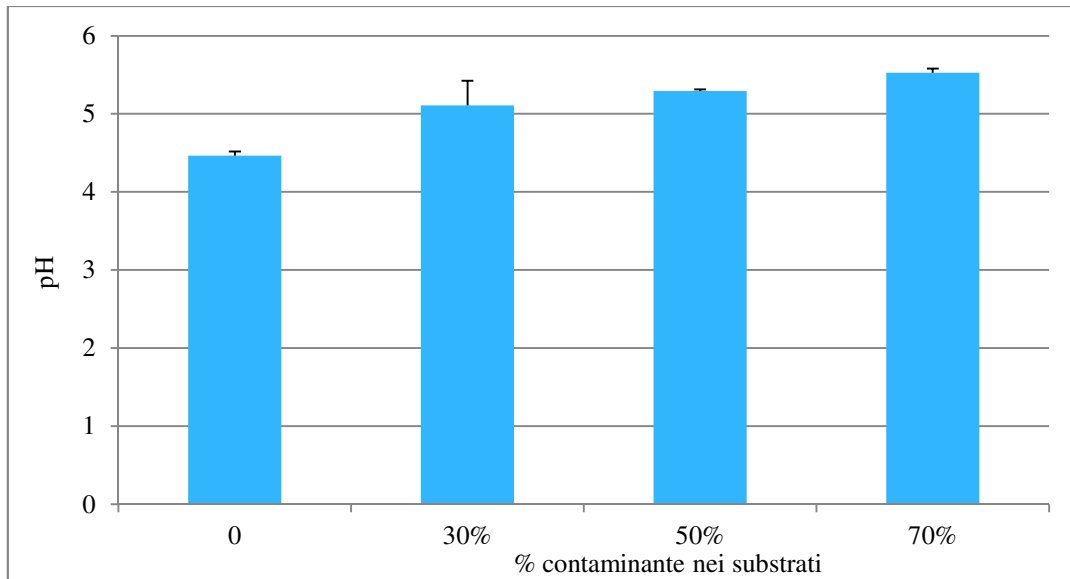


Figura 7.4: valori di pH nei substrati al variare della percentuale di contaminante. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Dall'analisi del grafico riportato nella figura 7.5 si osserva che la capacità di scambio cationico (CSC) nei substrati contenenti il digestato è in media di 9.62 cmol/kg mentre per quelli senza digestato è di 11.02 cmol/kg. Nei substrati con il 30% di contaminante il valore della CSC è in media di 9.557 cmol/kg, aumenta nei substrati contenenti il 50% di contaminante, 10.058 cmol/kg per poi diminuire nei substrati con il 70% di contaminante, 7.205 cmol/kg. Nei substrati senza suolo contaminato il valore della CSC è di 14.146 cmol/kg. I valori della CSC sono considerati buoni se compresi tra 6 e 15 meq/100g (Pimpini et al., 2001) e tutti i substrati esaminati sono compresi in questo intervallo. Nelle figure 7.6, 7.7 e 7.8 si riportano i grafici della CSC per ciascuno dei substrati testati.

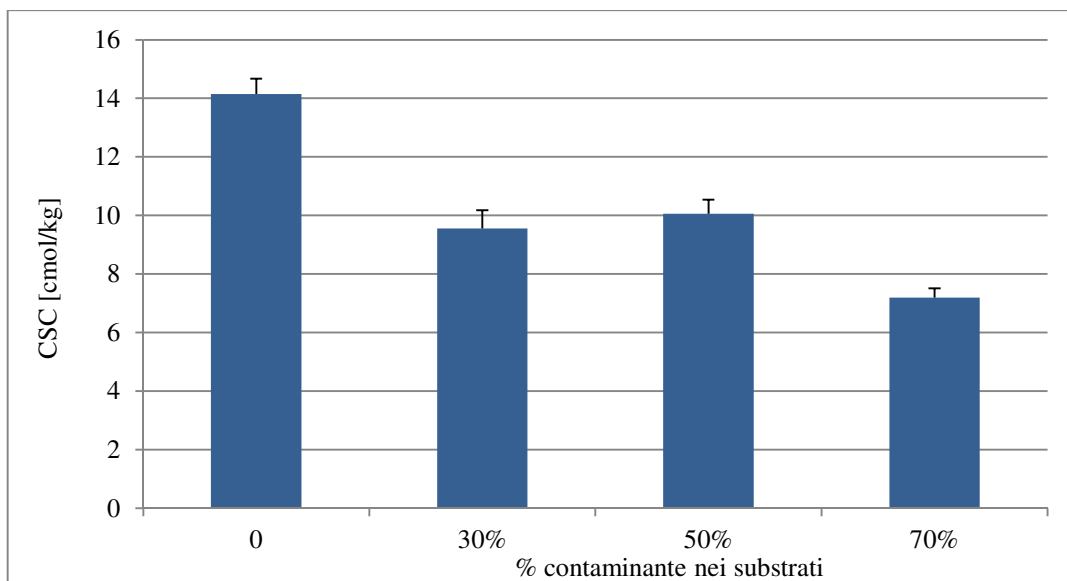


Figura 7.5: valori CSC al variare della percentuale di contaminante nei substrati. Le barre verticali indicano l'errore standard.

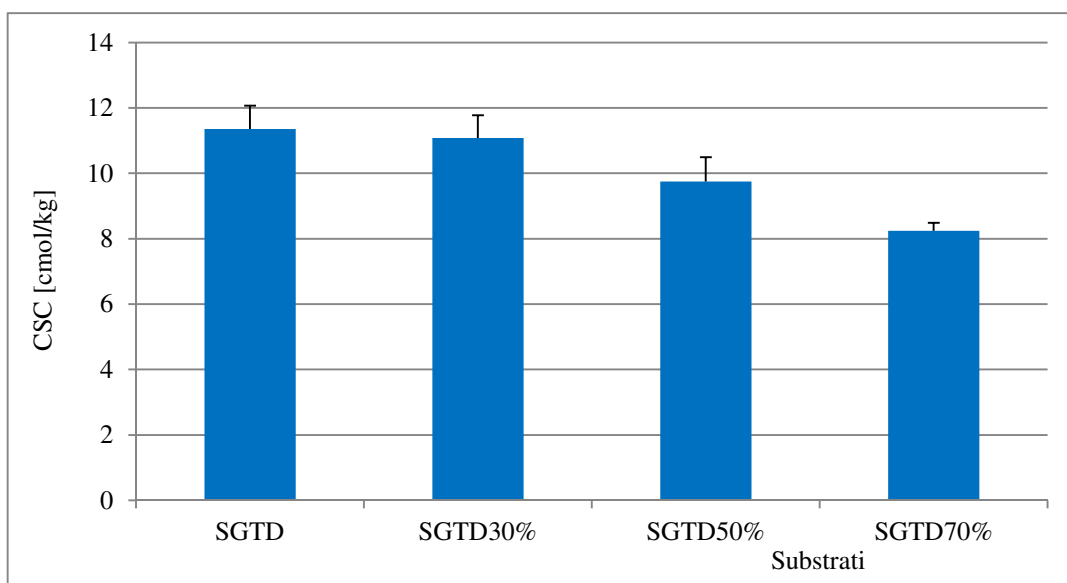


Figura 7.6: valori CSC nei substrati SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70% impiegati nella quarta sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

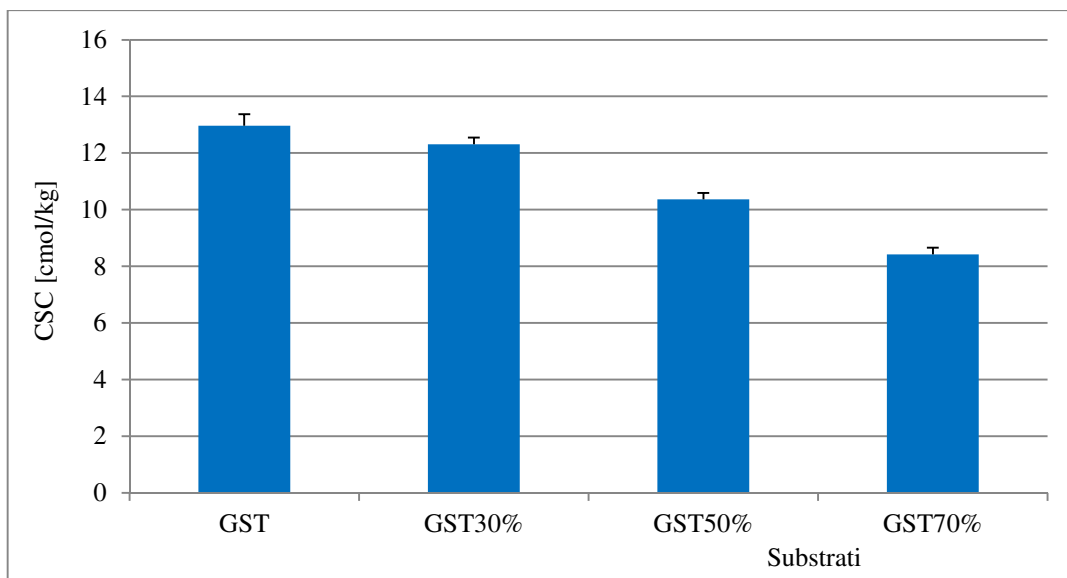


Figura 7.7: valori CSC nei substrati GST, GST30%, GST50% e GST70% impiegati nella prima sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

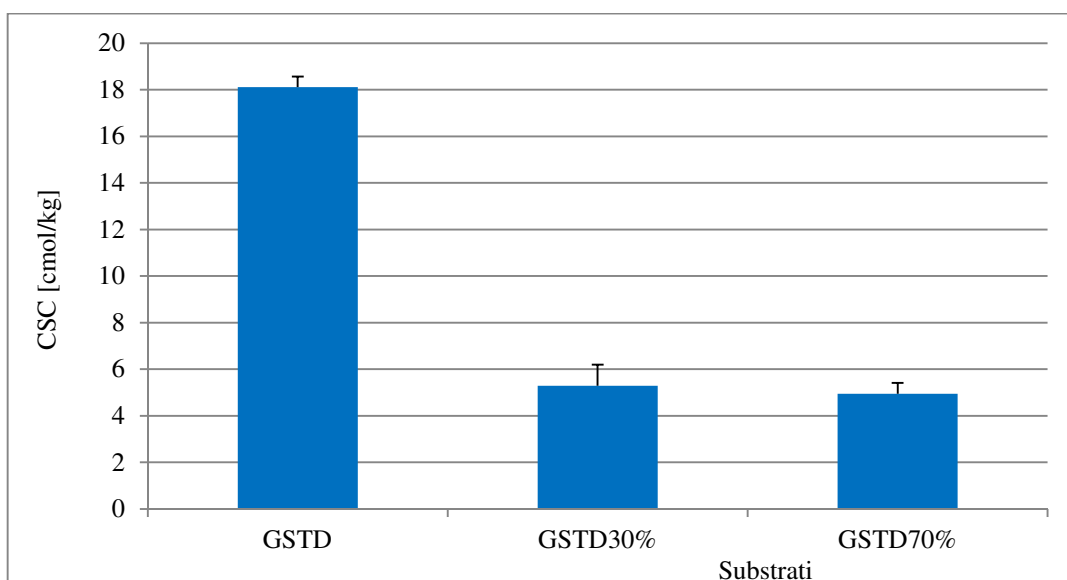


Figura 7.8: valori CSC nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% impiegati nella seconda e terza sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Il substrato impiegato come base ha influito positivamente sul miglioramento del parametro EC dei substrati; infatti dall'analisi del grafico riportato nella figura 7.9, si osserva che il valore della EC nei substrati è compreso tra 3 e 9 dS/m. In riferimento al metodo impiegato per la determinazione della EC (estratti acqua/suolo 5:1) si può considerare l'intervallo come un valore medio-alto del suolo in grado di sostenere la crescita delle specie vegetali ma comunque inferiore a 12 dS/m; infatti i valori di EC superiori a 12 dS/m indicano un eccesso di salinità che può provocare squilibri

osmotici nelle piante con conseguente appassimento e riduzione della crescita. Nelle figure 7.10, 7.11 e 7.12 si riportano i grafici della EC per ciascuno dei substrati impiegati.

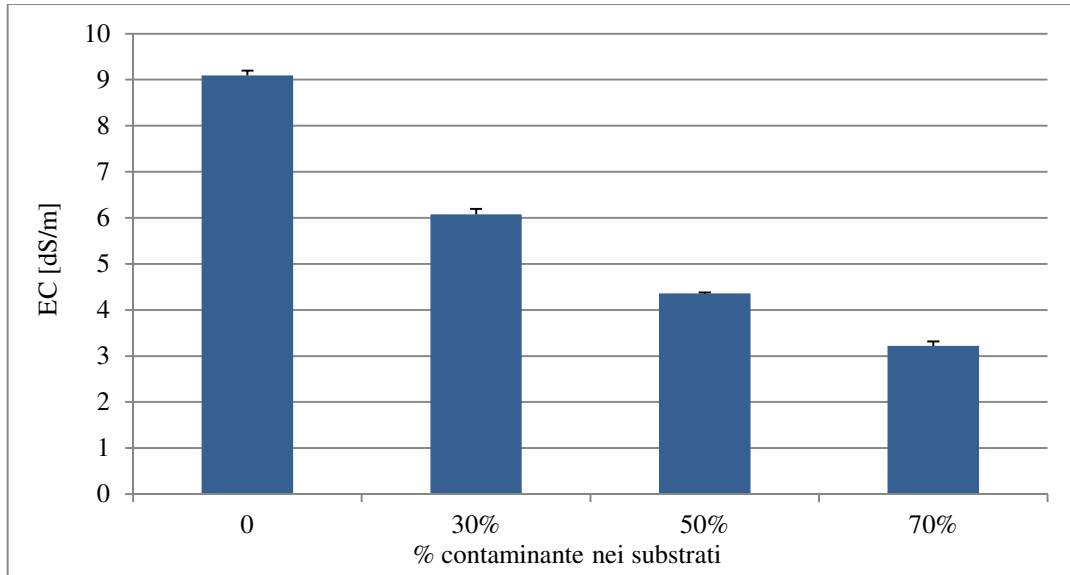


Figura 7.9: valori di EC nei substrati al variare della percentuale di contaminante. Le barre verticali indicano l'errore standard.

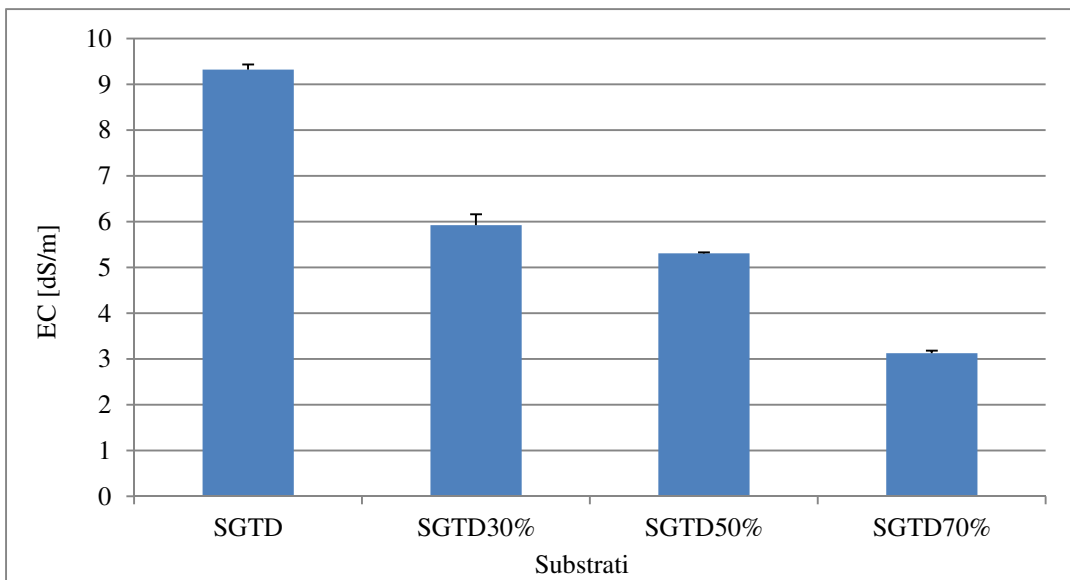


Figura 7.10: valori di EC nei substrati SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70% impiegati nella quarta sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

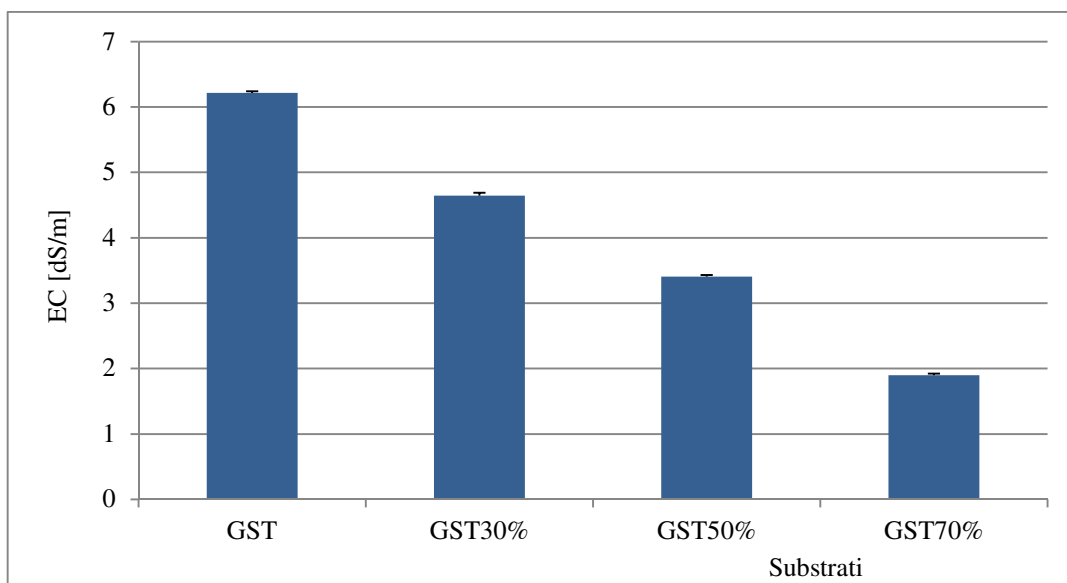


Figura 7.11: valori di EC nei substrati GST, GST30%, GST50% e GST70% impiegati nella prima sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

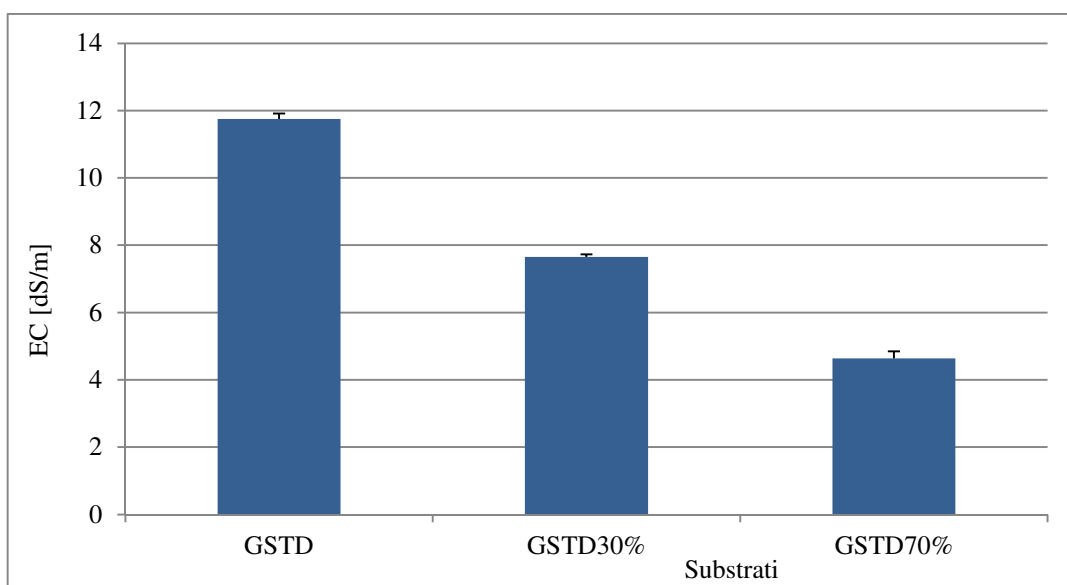


Figura 7.12: valori di EC nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% impiegati nella seconda e terza sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Anche per i substrati non è stato possibile rilevare il valore di N in quanto presente in quantità inferiore rispetto al valore dello standard utilizzato ($N=0.016 \pm 0.006$). La base impiegata come substrato ha migliorato il contenuto di C rispetto a quello presente nel suolo contaminato ($C=0.5\%$) come si può osservare nella figura 7.13 riportata di seguito.

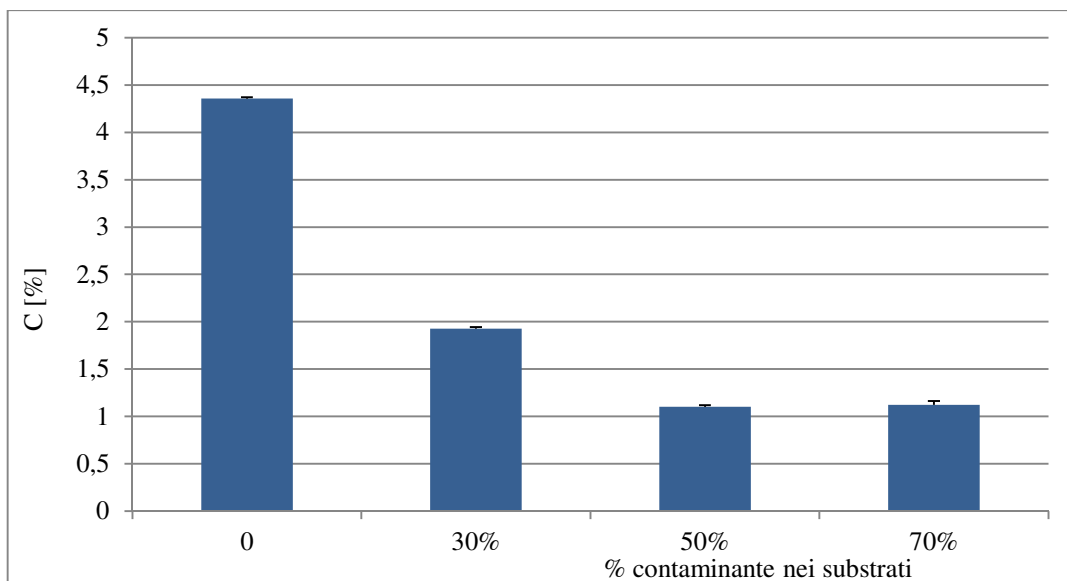


Figura 7.13: valori di C nei substrati in funzione delle diverse percentuali di contaminante. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Dall'analisi dei grafici riportati nelle figure 7.14, 7.15 e 7.16 si osserva che il contenuto di Ca, K, Mg e Na è in media maggiore nei substrati contenenti il digestato rispetto a quelli privi di digestato. I valori medi di Na, Mg e Ca diminuiscono all'aumentare della percentuale di suolo contaminato. All'aumentare della base nei substrati si osserva il miglioramento delle concentrazioni di Ca, Mg, K e Na rispetto ai valori di concentrazione misurati per gli sterili di miniera.

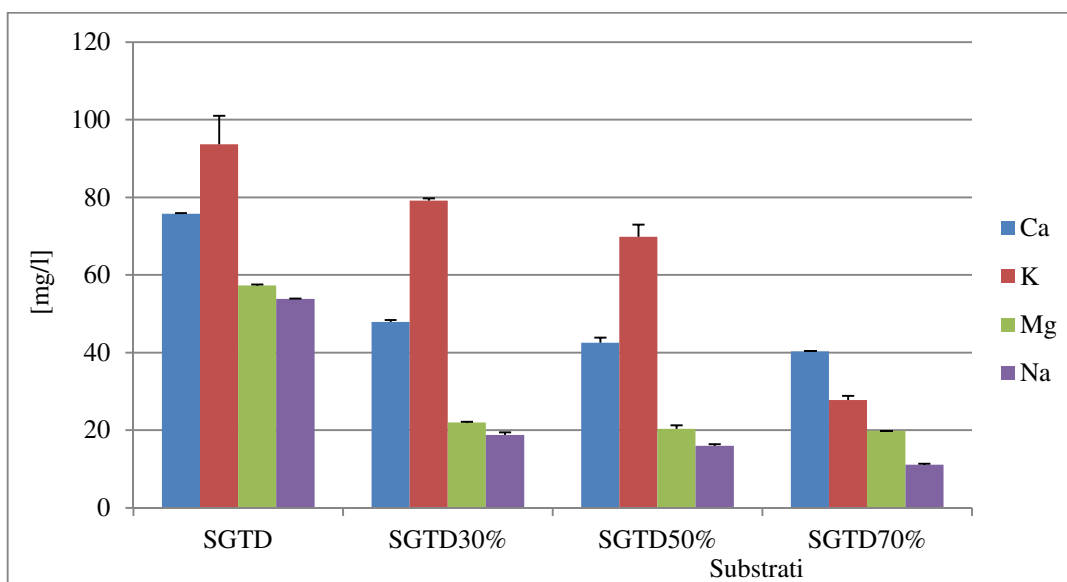


Figura 7.14: concentrazioni di Ca, K, Mg e Na nei substrati SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70% impiegati nella quarta sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

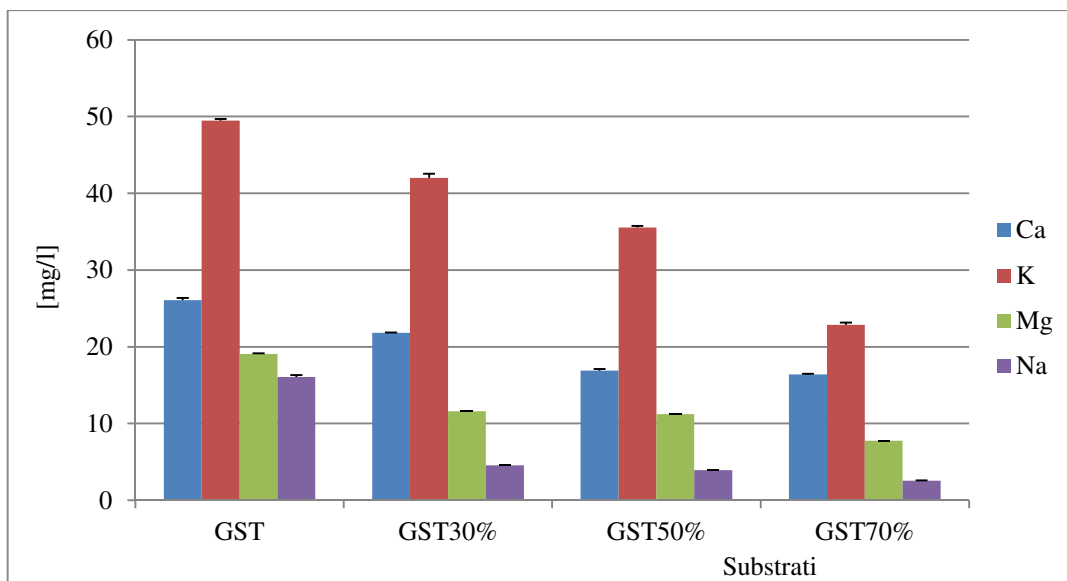


Figura 7.15: concentrazioni di Ca, K, Mg e Na nei substrati GST, GST30% GST50% e GST70% impiegati nella prima sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

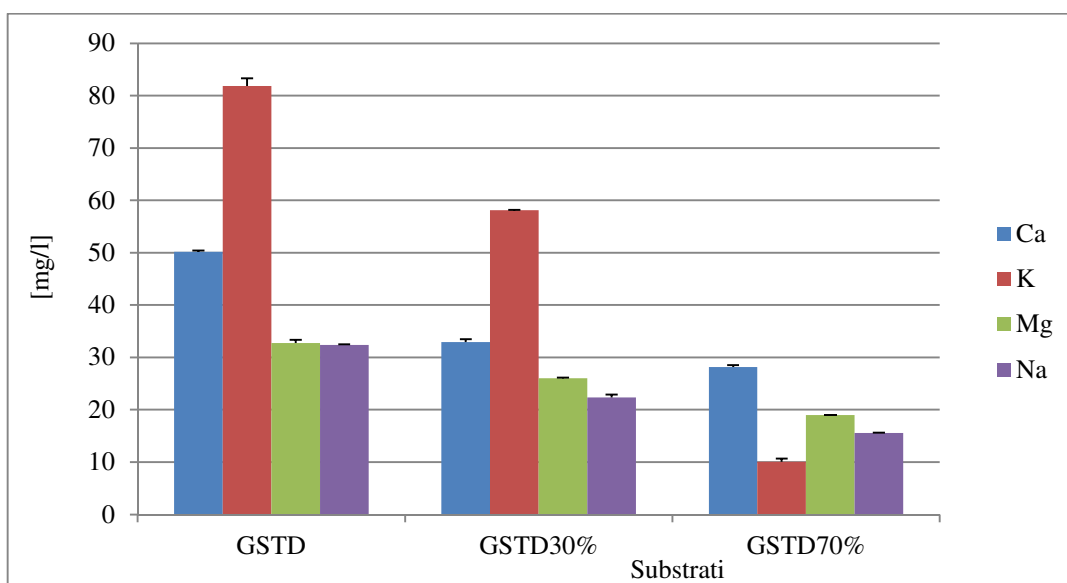


Figura 7.16: concentrazioni di Ca, K, Mg e Na nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% impiegati nella seconda e terza sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Dall'analisi dei grafici riportanti nelle figure 7.17, 7.18 e 7.19 si evince che le concentrazioni di Pb e Zn nei substrati testati nella prima sperimentazione superano i limiti imposti dal D.Lgs 152/2006, riportati nella tabella 7.20, ad eccezione del substrato GST30% (12d) per il quale la concentrazione di Pb per siti ad uso commerciale e industriale è sotto la soglia limite.

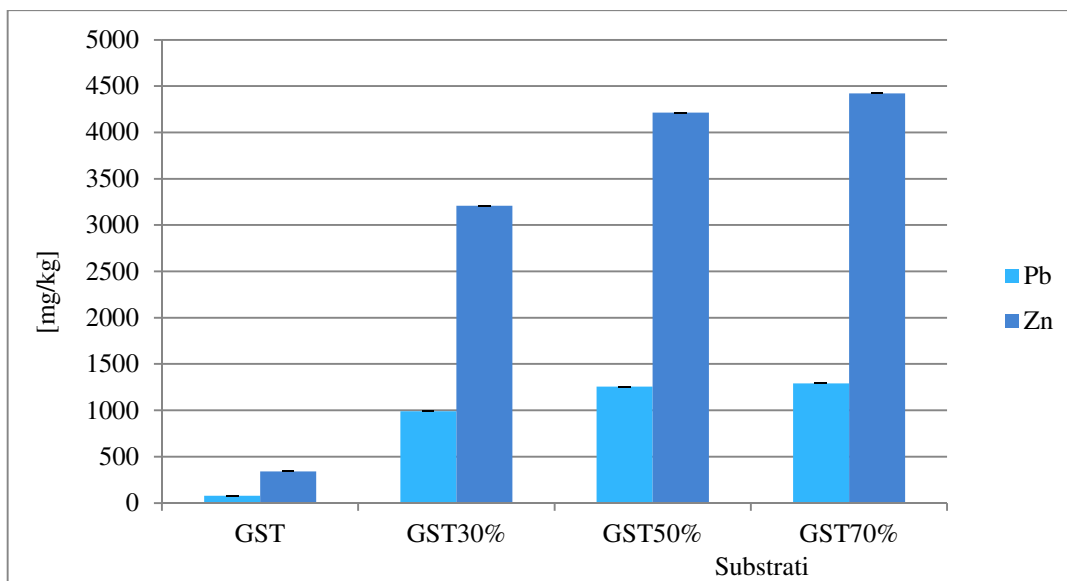


Figura 7.17: concentrazioni di Pb e Zn nei substrati testati nella prima sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

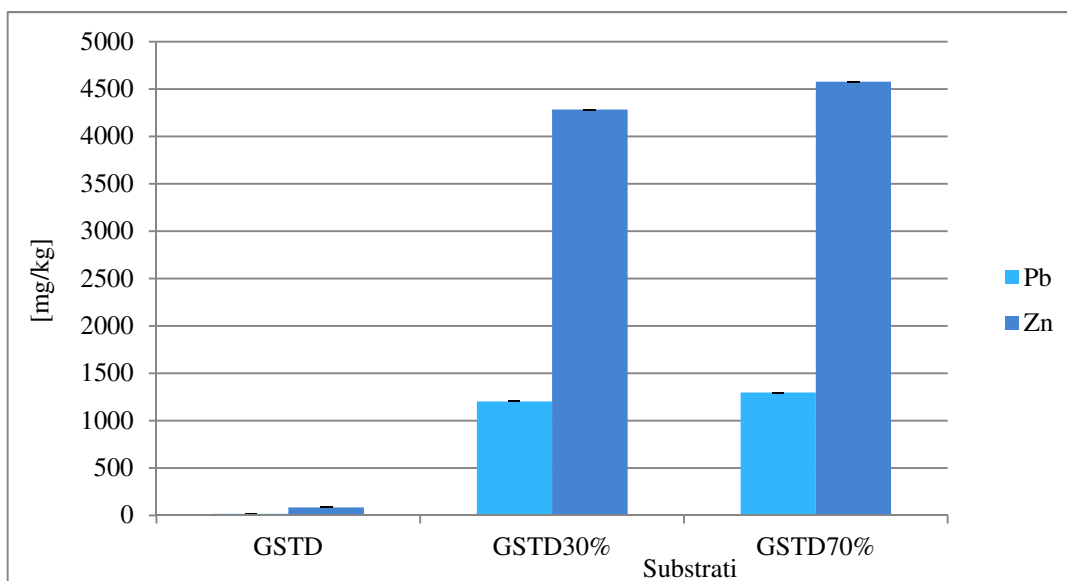


Figura 7.18: concentrazione di Pb e Zn nei substrati testati nella seconda e terza sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

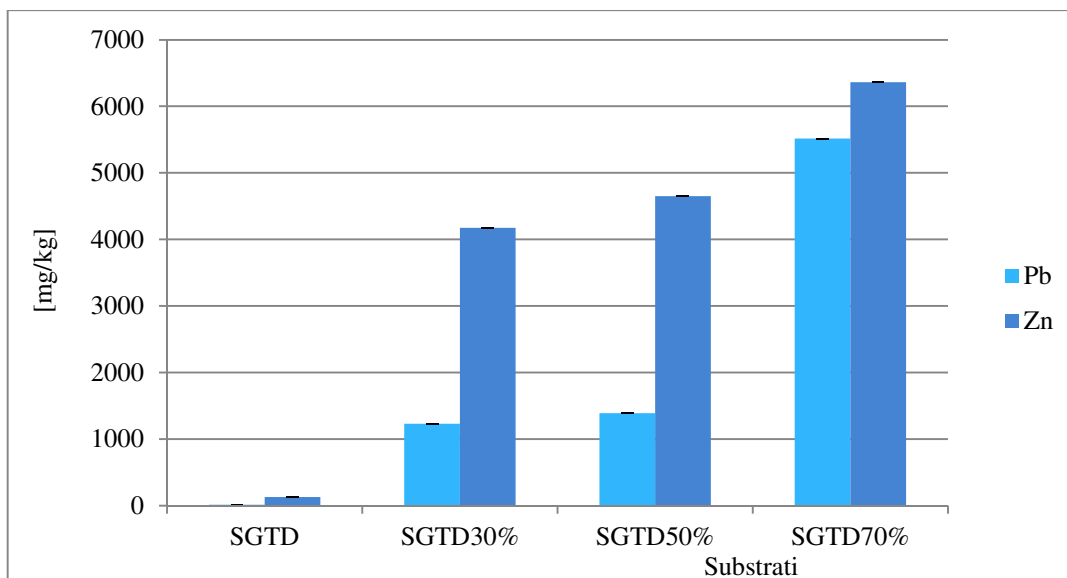


Figura 7.19: concentrazioni di Pb e Zn nei substrati testati nella quarta sperimentazione. Le barre verticali indicano l'errore standard.

Tabella 7.20: valori di concentrazione soglia di contaminazione nel suolo in funzione della specifica destinazione d'uso dei siti.

	D. Lgs. 152/2006	
	Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale [mg/kg]	Siti ad uso commerciale e industriale [mg/kg]
Pb	100	1000
Zn	150	1500

Dall'analisi dei risultati ottenuti con il test statistico ANOVA e riportati nella figura 7.21 si evince che le differenze tra le medie dei valori di pH sono statisticamente significative per il fattore digestato (D) e per l'interazione dei fattori digestato x contaminante (DxC) per un valore di $P < 0.01$; ossia si verifica se esistono delle differenze significative nelle variazioni del parametro pH per il fattore digestato e contaminante e se sono significative le differenze tra le medie del parametro pH per la combinazione dei due fattori, digestato x contaminante. Per il solo fattore contaminante (C) le variazioni di pH sono statisticamente significative per $P < 0.05$. Le variazioni dei valori della capacità di scambio cationico sono statisticamente significative per tutti i fattori considerati per $P < 0.01$. Le variazioni dei valori della conducibilità elettrica e dei valori di C sono statisticamente significative per $P < 0.01$ per tutti i fattori considerati.

Tabella 7.21: risultati dell'analisi statistica mediante il test ANOVA. *** significativo per $P < 0.001$; ** significativo per $P < 0.01$; * significativo per $P < 0.05$; n.s.: non significativo.

Substrati	pH	CSC	EC	C
SGTD	5.7	11.36	9.32	0.28
SGTD30%	6.09	11.08	5.92	0.14
SGTD50%	6.3	9.75	5.31	0.12
SGTD70%	6.65	8.24	3.13	0.10
GST	3.58	12.97	6.21	0.20
GST30%	4.16	12.31	4.64	0.12
GST50%	4.29	10.36	3.41	0.09
GST70%	4.56	8.42	1.90	0.09
GSTD	4.12	18.11	11.75	0.22
GSTD30%	5.07	5.29	7.66	0.15
GSTD70%	5.36	4.95	4.64	0.12
Digestato				
con	5.61	9.62	6.82	0.16
senza	4.15	11.02	4.04	0.13
Contaminante				
0	4.47	14.15	9.09	0.23
30%	5.11	9.56	6.07	0.14
50%	5.29	10.06	4.36	0.10
70%	5.53	7.20	3.22	0.11
Significatività				
D	**	**	**	**
C	*	**	**	**
DxC	**	**	**	**

Dall'analisi dei dati riportati nella tabella 7.22 si osserva che le variazioni delle concentrazioni di Pb presentano delle differenze statisticamente significative per il fattore contaminante (C) e per l'interazione di secondo ordine digestato x contaminante (DxC) per valori di $P < 0.01$. Le variazioni delle concentrazioni di Zn presentano differenze statisticamente significative per C e DxC per $P < 0.01$. Le variazioni delle concentrazioni di Al sono significative per i fattori C per $P < 0.01$ mentre per il fattore DxC sono statisticamente significative per $P < 0.05$. Le variazioni delle concentrazioni di Cr, As, Cd, Ni e Mn sono statisticamente significative per $P < 0.01$ per tutti i fattori considerati. Tutte le variazioni misurate delle concentrazioni di Pb, Zn, Al, Cr, As, Mn, Cd e Ni non sono statisticamente significative per il solo fattore digestato (D).

Tabella 7.22: risultati dell'analisi statistica mediante il test ANOVA. *** significativo per $P < 0.001$; ** significativo per $P < 0.01$; * significativo per $P < 0.05$; n.s.: non significativo.

Substrati	Pb	Zn	Al	Cr	As	Mn	Cd	Ni
SGTD	13.78	127.37	2954.26	7.01	4.74	265.72	0.41	9.97
SGTD30%	1232.87	4172.90	4180.13	18.80	94.74	2129.33	27.40	22.28
SGTD50%	1387.45	4649.12	5230.27	20.66	94.84	4520.56	31.51	28.37
SGTD70%	5517.73	6363.51	11699.79	23.44	106.98	5309.39	37.51	33.40
GST	76.34	339.35	3365.74	7.00	13.63	302.64	1.65	6.44
GST30%	989.30	3210.12	4919.81	13.24	62.75	1396.43	12.77	14.77
GST50%	1257.80	4214.84	5287.58	16.58	86.54	1829.51	14.26	19.21
GST70%	1290.87	4419.83	5385.55	17.48	3365.74	2033.05	19.02	21.38
GSTD	16.40	82.88	3852.01	6.12	3.60	152.46	-	7.08
GSTD30%	1201.35	4283.54	4797.15	16.82	77.56	1850.11	17.43	21.68
GSTD70%	1297.56	4575.47	5415.58	18.99	79.16	1969.37	20.28	29.68
Digestato								
con	1523.88	3464.97	5447.03	15.98	64.92	2313.85	19.22	21.78
senza	903.58	3046.03	4739.67	13.57	882.16	1390.41	11.93	15.45
Contaminante								
0	35.51	183.20	3390.67	6.71	4.92	240.27	0.69	7.83
30%	1141.18	3888.85	4632.36	16.29	78.35	1791.95	19.20	19.57
50%	1322.63	4431.98	5258.92	18.62	90.69	3175.03	22.89	23.79
70%	2702.05	5119.60	7500.31	19.97	1183.96	3103.94	25.60	28.15
Significatività								
D	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C	**	**	**	**	**	**	**	**
DxC	**	**	*	**	**	**	**	**

Dai risultati dell'analisi statistica mediante il test ANOVA, riportati nella tabella 7.23, si osserva che le variazioni delle concentrazioni di Ca sono statisticamente significativamente per il digestato (D) e per l'interazione di secondo ordine digestato x contaminante (DxC) per valori di $P < 0.01$ mentre non sono state rilevate differenze statisticamente significative nelle variazioni delle concentrazioni di Ca, per il solo fattore contaminante (C). Le variazioni delle concentrazioni di K sono statisticamente significative per valori di $P < 0.05$ per il fattore DxC mentre non sono statisticamente significative le variazioni delle concentrazioni per i fattori D e C. Le variazioni delle concentrazioni di Mg e Na differiscono statisticamente per valori di $P < 0.01$ per i fattori D e DxC e per $P < 0.05$ per il solo fattore contaminante (C).

Tabella 7.23: Risultati dell'analisi statistica mediante il test ANOVA. *** significativo per $P < 0.001$; ** significativo per $P < 0.01$; * significativo per $P < 0.05$; n.s.: nonsignificativo.

Substrati	Ca	K	Mg	Na
SGTD	75.74	93.69	57.27	53.83
SGTD30%	47.88	79.17	21.97	18.82
SGTD50%	42.55	69.87	20.33	15.99
SGTD70%	40.28	27.76	19.85	11.14
GST	26.08	49.47	19.08	16.07
GST30%	21.83	42.01	11.61	4.56
GST50%	16.90	35.56	11.21	3.93
GST70%	16.41	22.87	7.77	2.54
GSTD	50.17	81.84	32.76	32.36
GSTD30%	32.93	58.14	26.04	22.34
GSTD70%	28.18	10.06	18.96	15.54
Digestato				
con	45.39	60.07	28.17	24.29
senza	20.30	37.48	12.42	6.77
Contaminante				
0	50.66	75.00	36.37	34.09
30%	34.21	59.77	19.87	15.24
50%	29.72	52.71	15.77	9.96
70%	28.29	20.23	15.53	9.74
Significatività				
D	**	n.s.	**	**
C	n.s.	n.s.	*	*
DxC	**	*	**	**

Dall'analisi della matrice di correlazione di Pearson (per $P < 0.05$, $g = 11$), riportata nella tabella 7.24, possiamo osservare che il pH è correlato positivamente con il Pb, ossia le due variabili aumentano o diminuiscono insieme; lo stesso si osserva per il Mn, Cd e Ni. La CSC è correlata negativamente con lo Zn e il Cr; questo significa che all'aumento della CSC corrisponde una diminuzione dello Zn (o del Cr) o viceversa; la CSC è correlata positivamente con il K. La EC è correlata positivamente con il C, Ca, Mg, K Na mentre risulta correlata negativamente con lo Zn e il Cr. Il C è correlato negativamente con il Pb, Zn, Al, Cr, Mn, Cd e Ni e positivamente con il Ca, Mg, K e Na. Il Pb è correlato positivamente con lo Zn, Al, Cr, Mn, Cd e Ni. Lo Zn è correlato positivamente con l'Al, Cr, Mn, Cd e Ni mentre risulta correlato negativamente con K, Mg e Na. L'Al è correlato positivamente con il Cr, Mn, Cd e Ni. Il Cr è correlato positivamente con Mn, Cd e Ni e negativamente con il Na. Il Mn è correlato positivamente con Cd e Ni. Il Cd è correlato positivamente con il Ni. Il Ca è correlato positivamente con K, Mg e Na. Il K è correlato

positivamente con Mg e Na e il Mg è correlato positivamente con il Na. Un valore assoluto basso o nullo di correlazione non deve essere interpretato come la mancanza di una qualsiasi forma di relazione tra le variabili considerate ma indica soltanto che è assente una relazione di tipo lineare e potrebbe comunque esistere una relazione di diverso tipo.

Tabella 7.24: matrice di correlazione di Pearson ottenuta dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di correlazione di Pearson. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	pH	CSC	EC	C	Pb	Zn	Al	Cr	As	Mn	Cd	Ni	Ca	K	Mg	Na
pH	1															
CSC	-0.44	1														
EC	-0.14	0.56	1													
C	-0.14	0.51	0.86	1												
Pb	0.61	-0.42	-0.55	-0.56	1											
Zn	0.55	-0.72	-0.75	-0.88	0.77	1										
Al	0.51	-0.37	-0.54	-0.56	0.99	0.73	1									
Cr	0.66	-0.71	-0.71	-0.83	0.75	0.98	0.70	1								
As	-0.15	-0.19	-0.48	-0.36	0.03	0.21	0.05	0.17	1							
Mn	0.74	-0.48	-0.57	-0.66	0.85	0.85	0.82	0.89	0.04	1						
Cd	0.75	-0.57	-0.63	-0.73	0.79	0.93	0.73	0.97	0.10	0.94	1					
Ni	0.73	-0.75	-0.62	-0.72	0.76	0.94	0.72	0.97	0.10	0.89	0.94	1				
Ca	0.50	0.29	0.69	0.77	-0.13	-0.43	-0.19	-0.32	-0.39	-0.12	-0.18	-0.20	1			
K	0.14	0.56	0.78	0.74	-0.46	-0.59	-0.53	-0.51	-0.37	-0.33	-0.36	-0.51	0.79	1		
Mg	0.25	0.24	0.77	0.89	-0.30	-0.59	-0.34	-0.52	-0.38	-0.36	-0.44	-0.38	0.93	0.73	1	
Na	0.20	0.28	0.83	0.92	-0.39	-0.65	-0.42	-0.57	-0.37	-0.43	-0.49	-0.43	0.91	0.76	0.99	1

Nella tabella 7.25 vengono riportati i risultati del test di Kruskal-Wallis. Per tutti gli elementi considerati le variazioni dei valori di pH, CSC, EC e C sono significative per l'interazione dei fattori digestato x contaminante (DxC) e hanno permesso di rifiutare l'ipotesi nulla con una probabilità di commettere un errore di I° tipo (rifiutare l'ipotesi nulla quando in realtà è vera) inferiore a 0.001; ossia si verifica l'ipotesi che esista una differenza statisticamente significativa tra le mediane dei valori di pH (CSC, EC e C) per i fattori digestato x contaminante. Le variazioni dei valori di pH, della CSC, dell'EC e di C sono statisticamente significativi per valori di $P < 0.01$ per i fattori contaminante (C) e digestato (D).

Tabella 7.25: risultati dell'analisi statistica mediante il test di Kruskal-Wallis. *** significativo per $P < 0.001$, ** significativo per $P < 0.01$, * significativo per $P < 0.05$.

Substrati	pH	CSC	EC	C
SGTD	5.70	11.36	9.32	0.28
SGTD30%	6.09	11.08	5.92	0.14
SGTD50%	6.30	9.75	5.31	0.12
SGTD70%	6.66	8.24	3.13	0.10
GST	3.58	12.97	6.21	0.20
GST30%	4.17	12.31	4.64	0.12
GST50%	4.29	10.36	3.41	0.09
GST70%	4.57	8.42	1.90	0.09
GSTD	4.13	18.11	11.75	0.22
GSTD30%	5.07	5.29	7.66	0.15
GSTD70%	5.36	4.95	4.64	0.12
Digestato				
con	5.61	9.62	6.82	0.16
senza	4.15	11.02	4.04	0.13
Contaminante				
0	4.47	14.15	9.09	0.23
30%	5.11	9.56	6.07	0.14
50%	5.29	10.06	4.36	0.10
70%	5.53	7.20	3.22	0.11
Significatività				
D	**	**	**	**
C	**	**	**	**
DxC	***	***	***	***

Dall'analisi della tabella 7.26 si evince che esiste una differenza statisticamente significativa per $P < 0.001$ tra le variazioni delle concentrazioni di Pb, Zn, Al, Cr, As, Mn, Cd e Ni per l'interazione dei fattori digestato x contaminante (DxC). Le variazioni delle concentrazioni di Pb, Zn, Al, Cr, As, Mn, Cd e Ni sono statisticamente significative per il fattore contaminante per $P < 0.01$. Il test di Kruskal-Wallis non ha consentito di rilevare differenze statisticamente significative tra le variazioni di concentrazioni di tutti gli elementi considerati all'interno del gruppo digestato confermando i risultati ottenuti con il test ANOVA.

Tabella 7.26: risultati dell'analisi statistica mediante il test di Kruskal-Wallis. *** significativo per $P < 0.001$, ** significativo per $P < 0.01$, * significativo per $P < 0.05$.

Substrati	Pb	Zn	Al	Cr	As	Mn	Cd	Ni
SGTD	13.78	127.37	2954.26	7.01	4.74	265.72	0.41	9.97
SGTD30%	1232.87	4172.90	4180.13	18.80	94.74	2129.33	27.40	22.28
SGTD50%	1387.45	4649.12	5230.27	20.66	94.84	4520.56	31.51	28.37
SGTD70%	5517.73	6363.51	11699.79	23.44	106.98	5309.39	37.51	33.40
GST	76.34	339.35	3365.74	7.00	13.63	302.64	1.65	6.44
GST30%	989.30	3210.12	4919.81	13.24	62.75	1396.43	12.77	14.77
GST50%	1257.80	4214.84	5287.58	16.58	86.54	1829.51	14.26	19.21
GST70%	1290.87	4419.83	5385.55	17.48	3365.74	2033.05	19.02	21.38
GSTD	16.40	82.88	3852.01	6.12	3.60	152.46	-	7.08
GSTD30%	1201.35	4283.54	4797.15	16.82	77.56	1850.11	17.43	21.68
GSTD70%	1297.56	4575.47	5415.58	18.99	79.16	1969.37	20.28	29.68
Digestato								
con	1523.88	3464.97	5447.03	15.98	64.92	2313.85	19.22	21.78
senza	903.58	3046.03	4739.67	13.57	882.16	1390.41	11.93	15.45
Contaminante								
0	35.51	183.20	3390.67	6.71	4.92	240.27	0.69	7.83
30%	1141.18	3888.85	4632.36	16.29	78.35	1791.95	19.20	19.57
50%	1322.63	4431.98	5258.92	18.62	90.69	3175.03	22.89	23.79
70%	2702.05	5119.60	7500.31	19.97	1183.96	3103.94	25.60	28.15
Significatività								
D	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C	**	**	**	**	**	**	**	**
DxC	***	***	***	***	***	***	***	***

Dall'analisi della tabella 7.27 si osserva che esiste una differenza statisticamente significativa tra le variazioni di concentrazioni di Ca, K, Mg e Na per l'interazione dei fattori digestato x contaminante (DxC) per $P < 0.001$ e per $P < 0.01$ per il fattore digestato (D). Il test di Kruskal-Wallis non ha rilevato differenze statisticamente significative per le variazioni di concentrazione di Ca e K all'interno del gruppo contaminante confermando il risultato ottenuto con il test ANOVA.

Tabella 7.27: risultati dell'analisi statistica mediante il test di Kruskal-Wallis. *** significativo per $P < 0.001$, ** significativo per $P < 0.01$, * significativo per $P < 0.05$.

Substrati	Ca	K	Mg	Na
SGTD	75.74	93.69	57.27	53.83
SGTD30%	47.88	79.17	21.97	18.82
SGTD70%	42.55	69.87	20.33	15.99
SGTD70%	40.28	27.76	19.85	11.14
GST	26.08	49.47	19.08	16.07
GST30%	21.83	42.01	11.61	4.56
GST50%	16.90	35.56	11.21	3.93
GST70%	16.41	22.87	7.77	2.54
GSTD	50.17	81.84	32.76	32.36
GSTD30%	32.93	58.14	26.04	22.34
GSTD70%	28.18	10.06	18.96	15.54
Digestato				
con	45.39	60.07	28.17	24.29
senza	20.30	37.48	12.42	6.77
Contaminante				
0	50.66	75.00	36.37	34.09
30%	34.21	59.77	19.87	15.24
50%	29.72	52.71	15.77	9.96
70%	28.29	20.23	15.53	9.74
Significatività				
D	**	**	**	**
C	n.s.	n.s.	*	*
DxC	***	***	***	***

Sulla base dei risultati sopra esposti si può affermare che i substrati dedicati testati hanno migliorato le proprietà chimiche degli sterili di miniera. In particolare il substrato impiegato come base ha influito positivamente sul miglioramento della EC, della CSC, del contenuto di C, delle concentrazioni di Ca, K, Mg e Na. Dall'analisi statistica mediante il test ANOVA e il test di Kruskal-Wallis si evince che le variazioni dei parametri chimici considerati sono statisticamente significative sia per i singoli fattori contaminante (C) e digestato (D) sia per l'interazione di secondo ordine digestato x contaminante (DxC). I substrati impiegati come base sono stati in grado di sostenere la crescita delle specie vegetali testate e risultano per questo adatti a migliorare le caratteristiche chimiche dei suoli contaminati. In particolare, il miglior substrato sulla base delle proprietà chimiche, è il substrato contenente il 22% di ghiaia, l'11% di sabbia, l'11% di torba di $d < 2$ mm, l'11% di torba con $2 < d < 10$ mm, il 15% di digestato e il 30% di contaminante (GSTD30%).

7.3 RISULTATI DEI TEST DI CRESCITA

7.3.1 *Artemisia arborescens*

Nella prima sperimentazione riguardante l'impiego della specie vegetale *Artemisia arborescens*, clone 1, la curva di crescita sperimentale del substrato GST 30% (12d, contenente il 30% di contaminante) riportata in figura 7.28 è stata sostituita nel primo tratto dall'equazione logistica $W_t = [(W_0 * W_f)] / [W_0 + (W_f - W_0) * e^{-\mu t}]$ con $R^2 = 0.9999$ e tasso di crescita $\mu = 0.474$ e nel secondo tratto dall'equazione lineare $W_t = W_0 + kt$, $k = 0.078$ ed $R^2 = 0.76$.

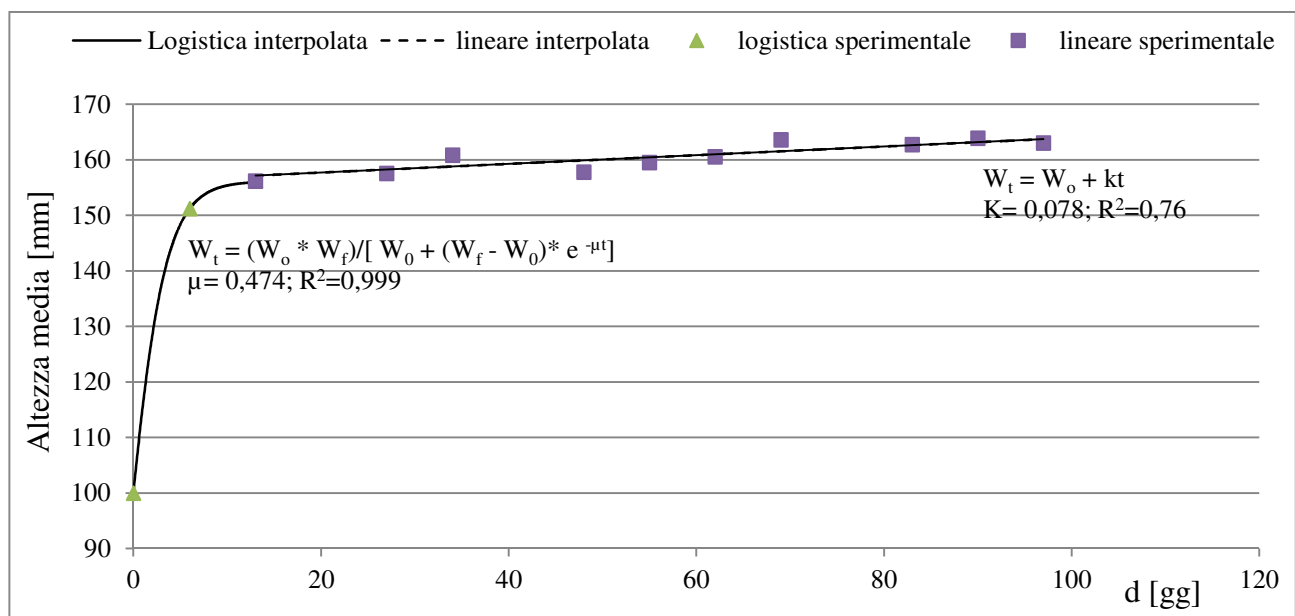


Figura 7.28: substrato GST30% specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

La seconda curva di crescita dell'*Artemisia arborescens*, (figura 7.29) GST50% (12c, 50% contaminante) è stata approssimata nel primo tratto dall'equazione logistica, con $\mu = 0.453$ e $R^2 = 0.999$ e l'ultima parte della curva sperimentale è stata sostituita dall'equazione lineare con $K = 0.126$ e $R^2 = 0.71$. La crescita maggiore dell'*Artemisia arborescens*, clone 1 è stata registrata per il substrato GST50%.

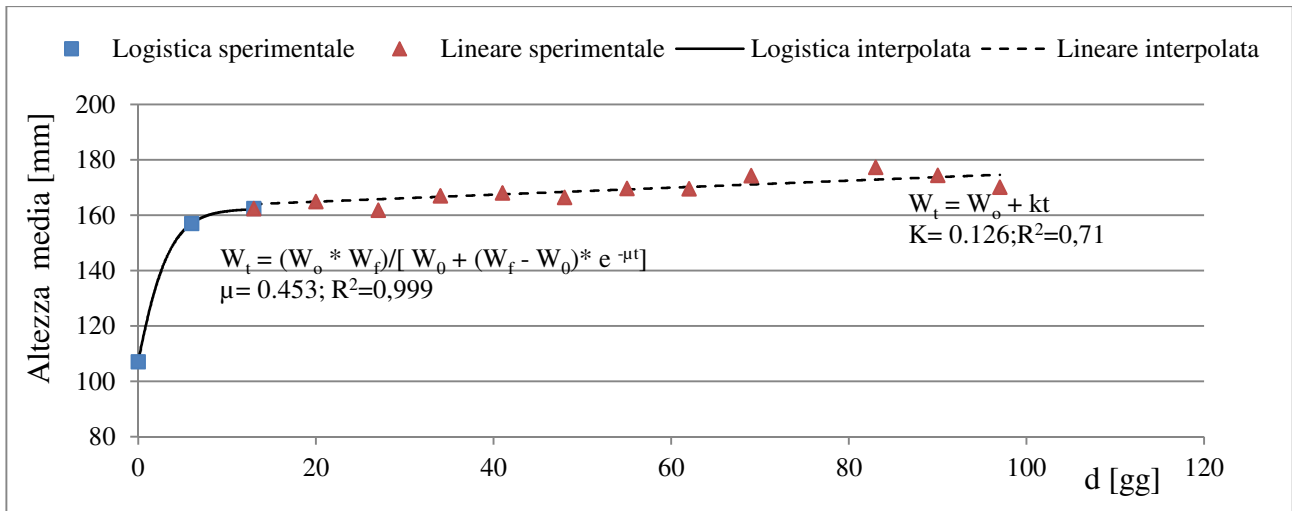


Figura 7.29: substrato GST50%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

La curva sperimentale di crescita dell'*Artemisia arborescens* allevata nel substrato GST70% (12b, 70% contaminante) (figura 7.30) è stata approssimata nel primo tratto dalla curva logistica con $\mu=0.523$ e $R^2=0.999$ mentre il secondo tratto mediante l'equazione lineare con $K=0.064$ e $R^2=0.70$.

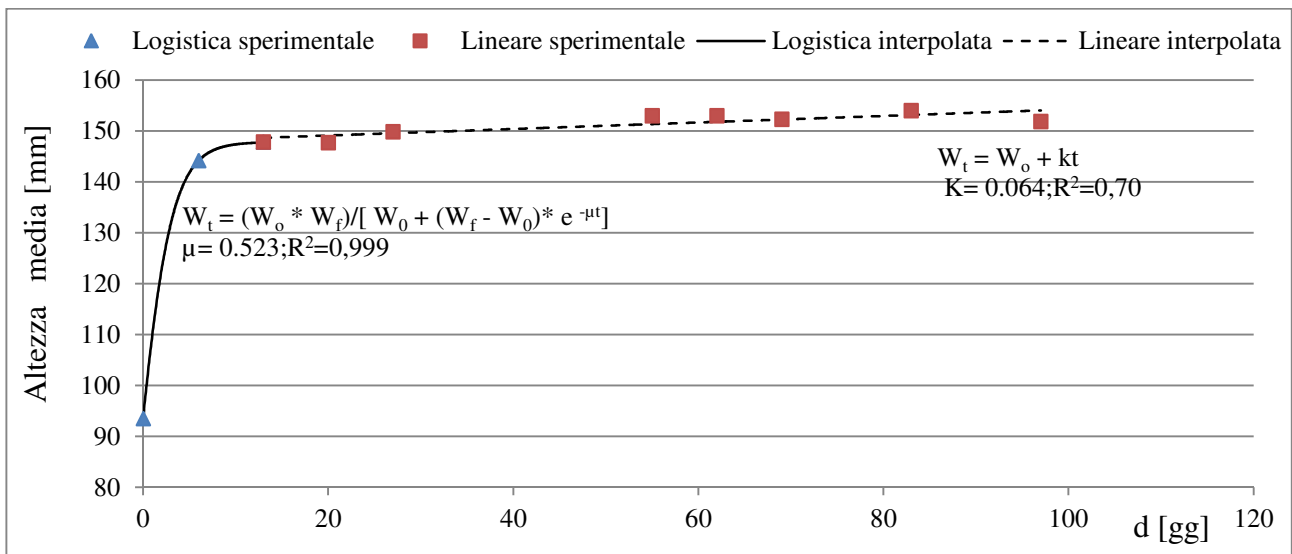


Figura 7.30: substrato GST70%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

La curva sperimentale di crescita dell'*Artemisia arborescens* allevata nel substrato GST (100% substrato), riportata in figura 7.31 è stata approssimata nella prima parte dall'equazione logistica con $\mu=0.487$ e $R^2=0.999$ e nell'ultima parte della curva dall'equazione lineare con $K=0.128$ e $R^2=0.67$.

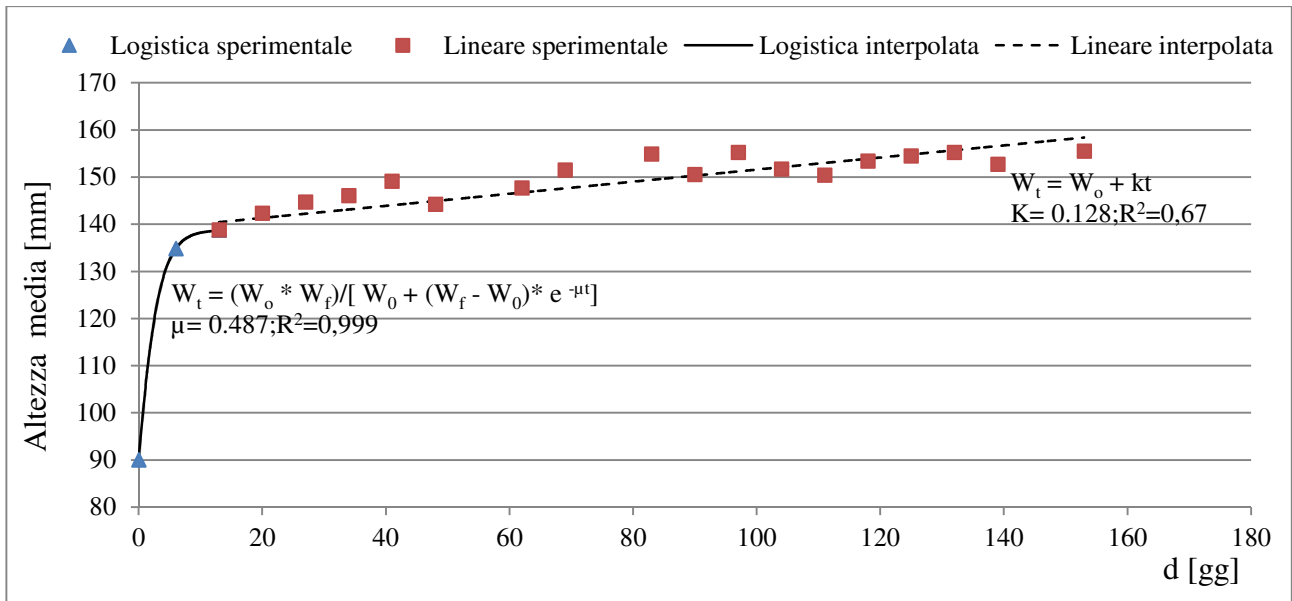


Figura 7.31: substrato GST; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

Dall'analisi delle curve di crescita dell'*Artemisia arborescens* si osserva che i cloni allevati nel substrato privo di contaminante (substrato GST) hanno raggiunto un'altezza media di 155 mm, quelli allevati nel substrato contenente il 30% di materiale contaminato (substrato GST30%) 163 mm, quelli allevati nel substrato contenente il 50% di contaminante (substrato GST50%) 170 mm infine si osserva una riduzione della crescita della specie vegetale quando si raggiunge una concentrazione del 70% di contaminante nel substrato (substrato GST70%) con un'altezza di 151.83 mm.

La popolazione di *Artemisia arborescens* allevata nel substrato GST50% ha un valore finale di crescita, $W_f = 170$, maggiore di quelle allevate nel substrato GST70%, $W_f = 151,8$ pur avendo un tasso di crescita inferiore ($\mu = 0,453$ per GST50%; $\mu = 0,523$ per GST70%). Questa apparente incongruenza è dovuta alla sensibilità alle condizioni iniziali dei sistemi non lineari nei quali piccole variazioni nelle fasi iniziali del fenomeno, in questo caso il parametro W_o , si manifestano con dinamiche completamente differenti. Nel primo test di rivegetazione è stata registrata l'altezza di crescita maggiore per i cloni allevati nel substrato contenente il 50% di contaminante (GST50%). Dall'analisi della varianza (ANOVA), riportata nella tabella 7.32, si evince che per l'*Artemisia arborescens*, clone 1 allevata nei substrati GST, GST30%, GST50% e GST70% si può accettare l'ipotesi che le variazioni delle medie tra i gruppi delle altezze di crescita siano tutte uguali tra loro per $P < 0.01$.

Tabella 7.32: analisi della varianza. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

Artemisia, clone 1

Origine var	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	6598.06	3	2199.35	1.26	0.05	2.686	accetto
In gruppi	202593.67	116	1746.5		0.01	3.961	accetto
Totale	209191.73	119	1757.915				

Il test non parametrico di Kruskal-Wallis, riportato nella figura 7.33, applicato al primo blocco sperimentale evidenzia che si può rifiutare l'ipotesi nulla con una probabilità di commettere un errore di I° tipo inferiore a 0.001, ossia che le differenze osservate tra le mediane dei gruppi delle altezze di crescita non sono casuali ma statisticamente significative. L'apparente incongruenza dei risultati dei due test statistici è di difficile interpretazione.

Tabella 7.33: Risultati del test di Kruskal-Wallis applicato alle altezze di crescita misurate nei quattro substrati della prima sperimentazione. Si può rifiutare l'ipotesi nulla, con una probabilità di commettere un errore di I° tipo inferiore a 0.001.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Artemisia</i> , clone 1, substrati GST, GST30%, GST50% e GST70%	3	188.61	0.05	7.82
			0.01	11.35
			0.001	16.27

Dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson, le altezze di crescita misurate per il clone 1 di *Artemisia arborescens*, allevato nel substrato GST sono correlate positivamente con le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevata nel substrato GST50% per $P < 0.05$, ossia le due variabili aumentano o diminuiscono insieme. Le altezze di crescita dei cloni di *Artemisia arborescens* allevati nel substrato GST30% sono correlate positivamente con le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevate nel substrato GST70% con $P < 0.05$ e analogamente le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevate nel substrato GST30% sono correlate positivamente con le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevate nel substrato GST50% per $P < 0.05$.

Di seguito si riporta la matrice di correlazione di Pearson per le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* nella tabella 7.34.

Tabella 7.34: matrice di correlazione di Pearson per l' *Artemisia arborescens*, clone 1. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GST	GST30%	GST50%	GST70%
GST	1			
GST30%	0.3	1		
GST50%	0.38	0.41	1	
GST70%	0.11	0.32	0.19	1

Si riportano di seguito, nei grafici 7.35, 7.36, 7.37, 7.38, 7.39, 7.40, le curve di crescita dell' *Artemisia arborescens*, clone 1 e 2, allevati nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

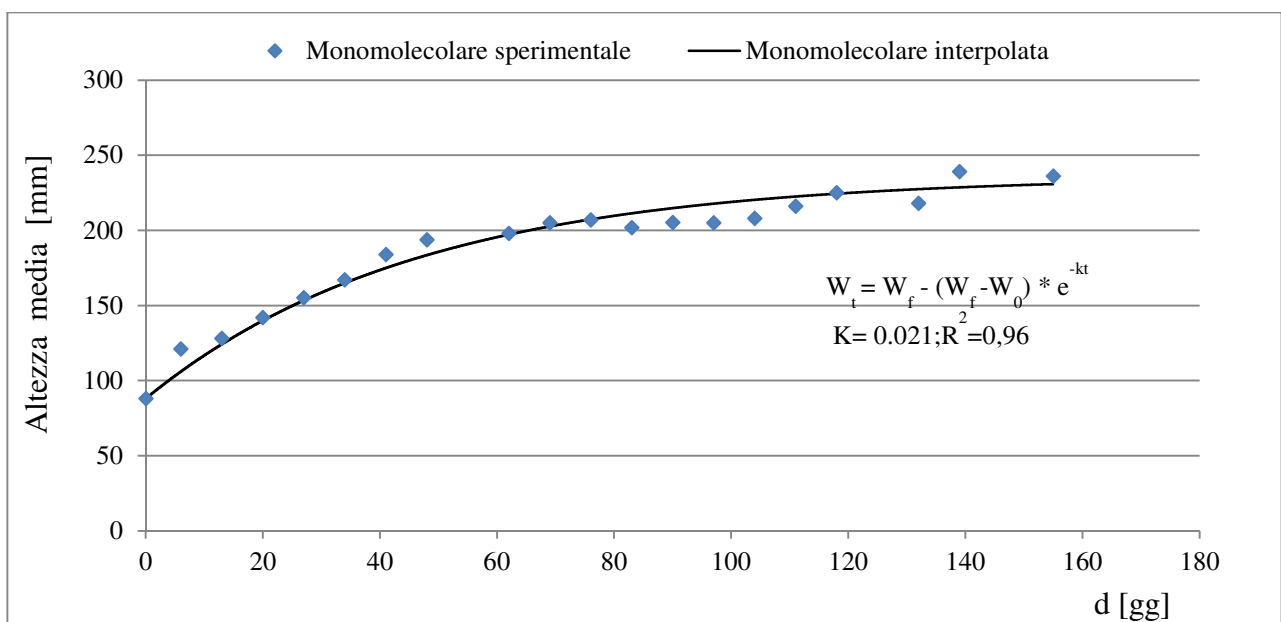


Figura 7.35: substrato GSTD; specie: *Artemisia arborescens*; clone 2.

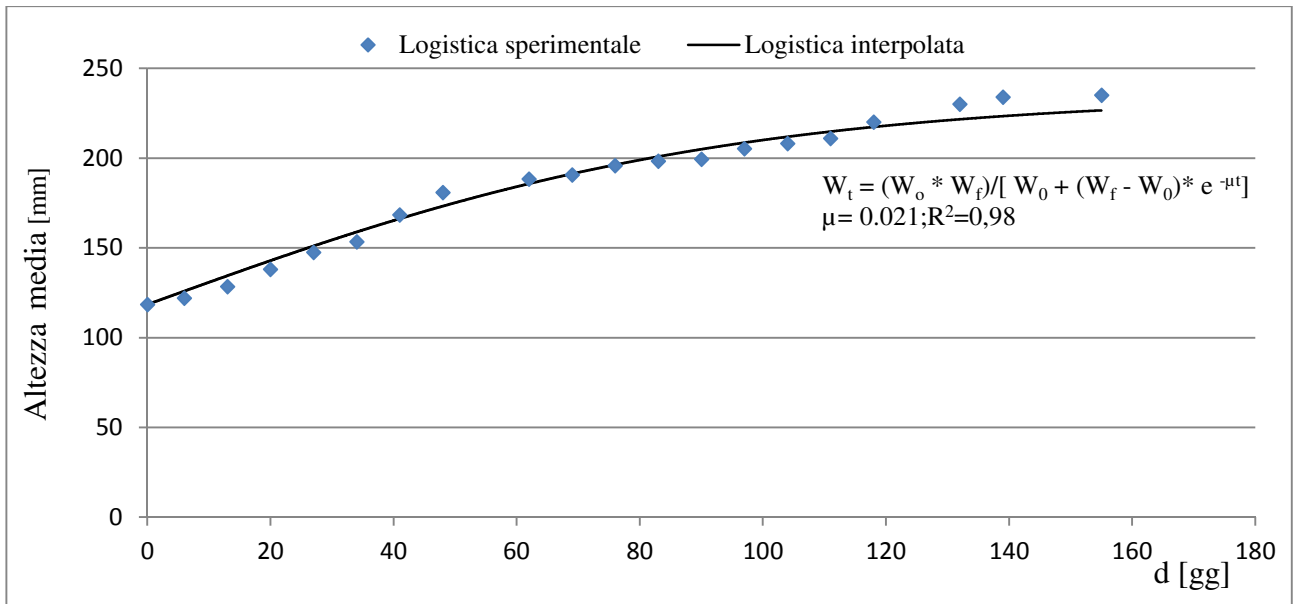


Figura 7.36: substrato GSTD; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

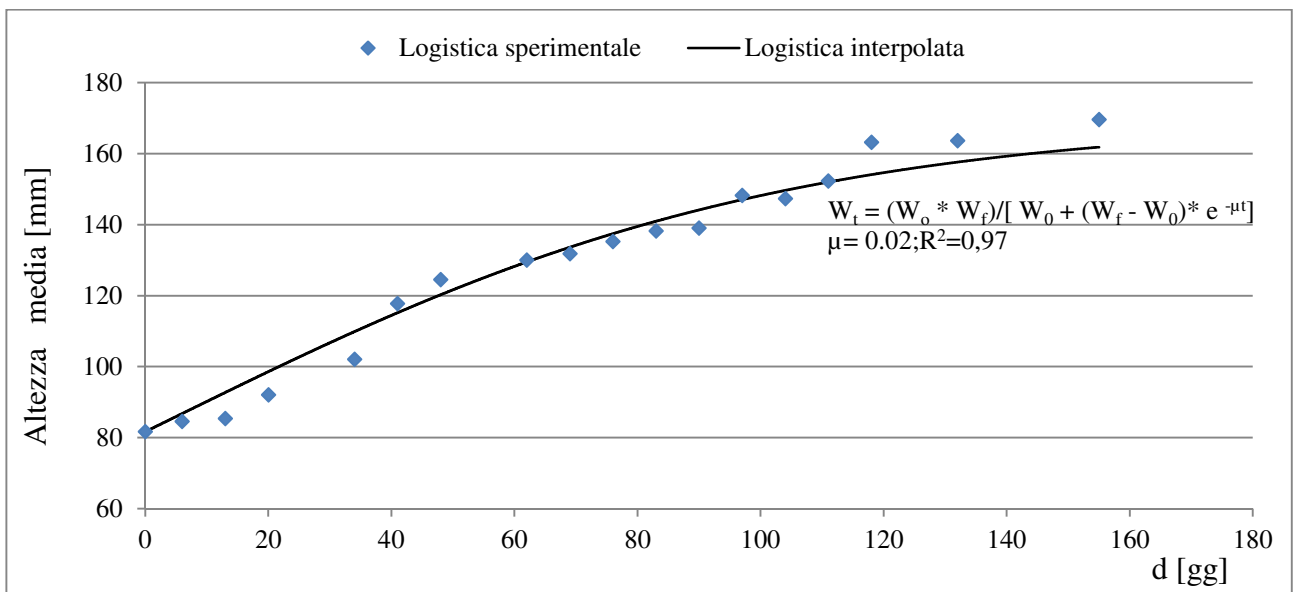


Figura 7.37: substrato GSTD70%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

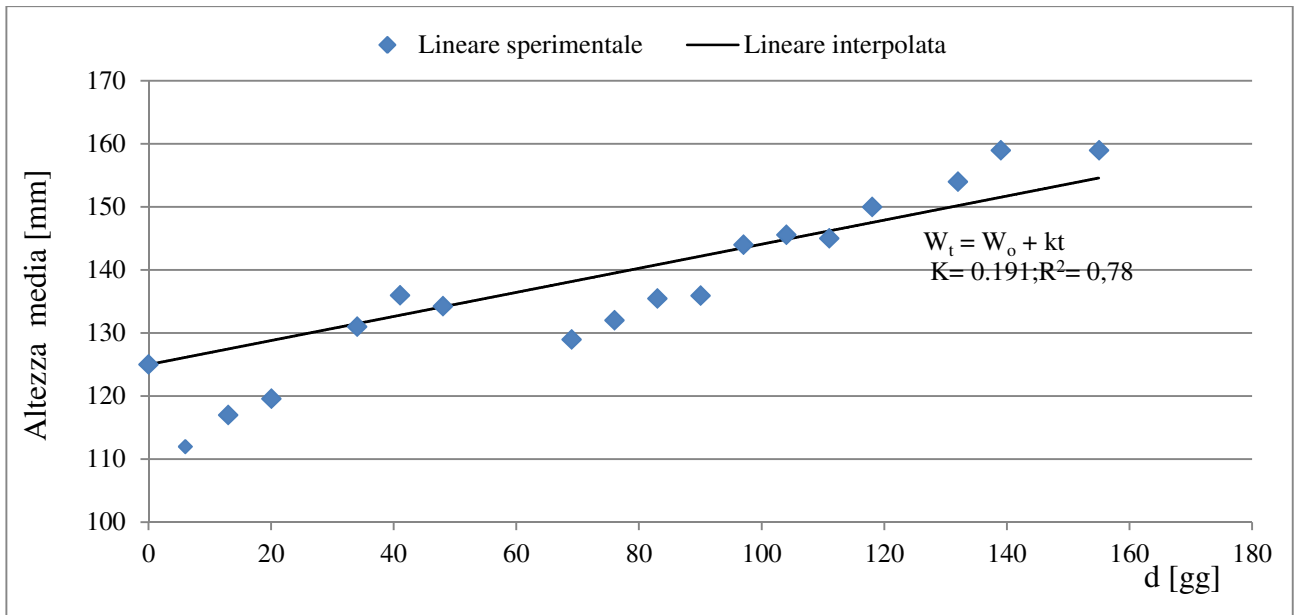


Figura 7.38: substrato GSTD70%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 2.

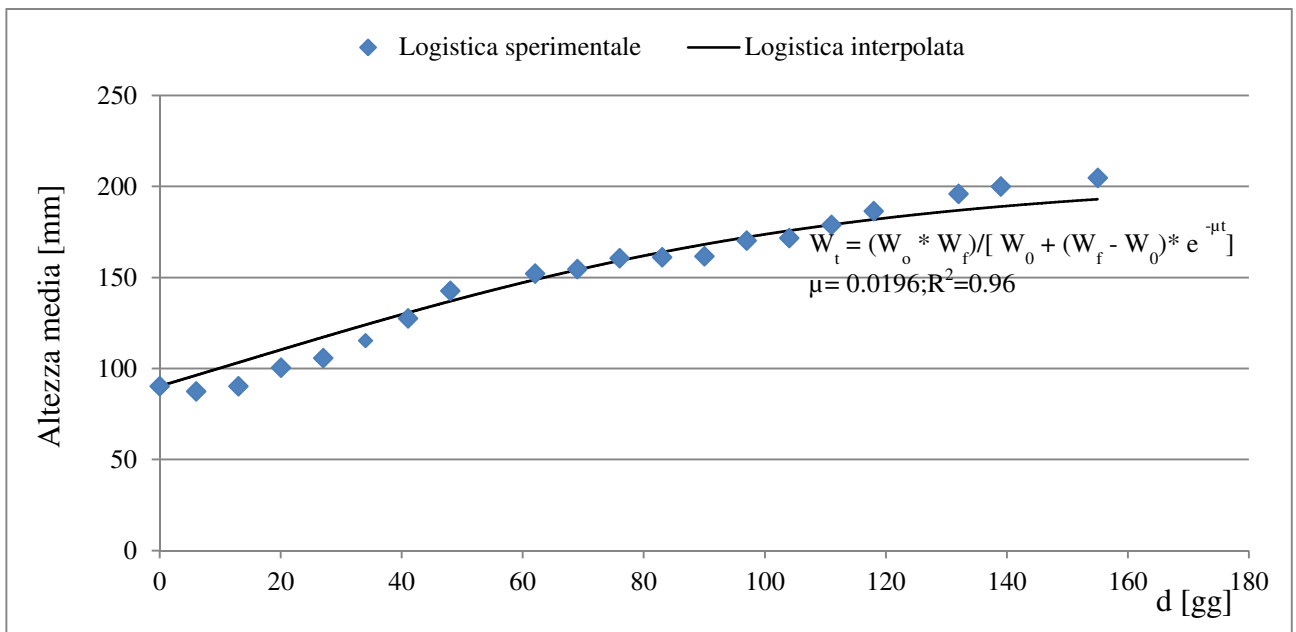


Figura 7.39: substrato GSTD30%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 1.

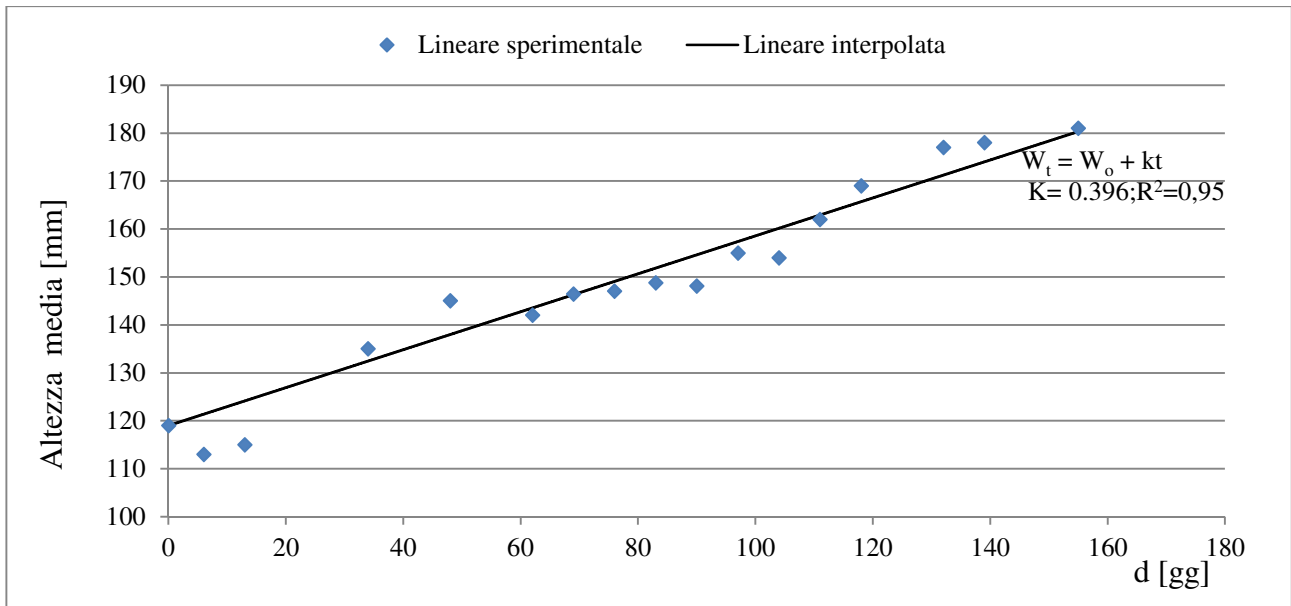


Figura 7.40: substrato GSTD30%; specie: *Artemisia arborescens*; clone 2.

Per il clone 1 di *Artemisia arborescens* si osserva una crescita maggiore nel substrato GSTD, contenente digestato rispetto al substrato GST, privo di digestato, confermando le aspettative data la nitrofilia della specie. Il clone 2 di *Artemisia arborescens* allevato nel substrato GSTD30%, contenente il 30% di contaminante, ha raggiunto un'altezza media di 181 mm, quello allevato nel substrato GSTD70% contenente il 70% di contaminante, 159 mm e il clone allevato nel substrato privo di contaminante, GSTD, 236 mm. Dall'analisi delle curve di crescita si osserva che la popolazione di *Artemisia arborescens*, clone 2, allevata nel substrato GSTD (figura 7.35) ha un valore di crescita finale più alto, $W_f = 236$ mm, rispetto alla popolazione di *Artemisia arborescens*, clone 2, allevata nel substrato GSTD30% (figura 7.40) di 181 mm pur avendo una velocità di crescita inferiore ($\mu = 0,021$ per il primo test e $\mu = 0,396$ per il secondo test). Lo stesso fenomeno è stato osservato in un precedente studio sull'*Artemisia arborescens* allevata su substrati artificiali contenenti sterili di miniera (Cella e Collu, 2004). I diversi valori attribuiti a μ e ai risultati finali W_f trovano una spiegazione in una caratteristica delle funzioni non lineari, ossia la sensibilità alle condizioni iniziali, in base alle quali piccole variazioni all'inizio del fenomeno possono manifestarsi in dinamiche molto diverse. Dal confronto dei cloni 1 e 2 di *Artemisia arborescens*, si osserva che nei substrati contenenti il 70% di contaminante per il clone 2 (figura 7.38), è stata registrata un'altezza di crescita inferiore rispetto al clone 1 (figura 7.37) pur avendo una velocità di crescita superiore. In questo caso si potrebbe ipotizzare che il motivo di questo comportamento non sia dovuto solo alla sensibilità alle condizioni iniziali ma che la crescita sia stata influenzata anche della variabilità genetica. Si tratta, infatti, di due differenti cloni di *Artemisia arborescens* allevati a

parità di condizioni sperimentali (durata del test, temperatura e umidità della serra e stesso fotoperiodo), nella seconda sperimentazione. Dall'analisi della varianza (ANOVA), riportata nelle tabelle 7.41 e 7.42, si evince che per l'*Artemisia arborescens*, clone 1 e 2 allevate nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% si può rifiutare l'ipotesi che le variazioni delle medie delle altezze di crescita tra i gruppi siano tutte uguali tra loro per $P < 0.01$.

Tabella 7.41: test ANOVA. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

Artemisia, clone 1

Origine var	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	259966.27	2	76982.23	74	0.05	3.18	rifiuto
In gruppi	58446.73	51	1146.01		0.01	5.05	rifiuto
Totale	318413	53	6007.79				

Tabella 7.42: test ANOVA. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

Artemisia, clone 2

Origine variaz	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	15730	2	7865	7.86	0.05	3.88	rifiuto
In gruppi	12010	12	1000.83		0.01	6.93	rifiuto
Totale	27740	14	1981.43				

Di seguito si riportano, nelle tabelle 7.43 e 7.44, i risultati del test di Kruskal-Wallis per le altezze di crescita dell'*Artemisia arborescens*, clone 1 e 2 allevate nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%. Per il test non parametrico di Kruskal-Wallis le variazioni delle mediane delle altezze di crescita di *Artemisia arborescens* sono statisticamente significative per i due cloni testati con $P < 0.001$.

Tabella 7.43: risultati del test di Kruskal-Wallis per l'*Artemisia arborescens*, clone 1.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Artemisia</i> , clone 1, substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70%	2	86.33	0.05	5.99
			0.01	9.21
			0.001	13.82

Tabella 7.44: risultati del test di Kruskal-Wallis per l'*Artemisia arborescens*, clone 2.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Artemisia</i> , clone 2, substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70%	2	18.01	0.05	5.99
			0.01	9.21
			0.001	13.82

Dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson emerge che i valori delle altezze di crescita dell'*Artemisia arborescens*, clone 1 allevata nel substrato GSTD sono debolmente correlate positivamente con le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevata nel substrato GSTD70% per $P < 0.05$. Si riporta di seguito, nella tabella 7.45, la matrice di correlazione ottenuta dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson per le altezze di *Artemisia arborescens*, clone 1 allevata nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Tabella 7.45: matrice di correlazione di Pearson per l'*Artemisia arborescens*, clone 1. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GSTD	GSTD30%	GSTD70%
GSTD	1		
GSTD30%	0.10	1	
GSTD70%	0.57	0.23	1

I valori delle altezze di crescita di *Artemisia arborescens*, clone 2 allevata nel substrato GSTD sono correlate negativamente con le altezze di crescita di *Artemisia arborescens* allevata nel substrato GSTD30% per $P < 0.05$. Si riportano nella tabella 7.46 i risultati dell'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson delle altezze di *Artemisia arborescens*, clone 2 allevata nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Tabella 7.46: matrice di correlazione di Pearson per *Artemisia*, clone 2. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GSTD	GSTD30%	GSTD70%
GSTD	1		
GSTD30%	-0.89	1	
GSTD70%	0.34	0.08	1

Sulla base dei risultati sopra riportati si possono fare alcune riflessioni sulla specie testata. Per quanto riguarda il substrato, il migliore in termini di altezze di crescita misurate per entrambi i cloni 1 e 2 di *Artemisia arborescens*, è stato il substrato GSTD30%. Per quanto concerne la specie i risultati di crescita ottenuti incoraggiano ulteriori studi sull'impiego di matrici contaminate per l'allevamento dell'*Artemisia arborescens*. Inoltre, l'*Artemisia arborescens* è una specie adatta ad essere impiegata negli interventi antierosivi e secondo Bacci et al. (2010), è tra le specie ruderali che svolgono un ruolo importante su pendii soggetti a sfaldamento e a parziali distacchi.

7.3.2 *Nerium oleander*

Per il clone 1 di *Nerium oleander* allevato nel substrato privo di contaminante (GSTD) si osserva un accrescimento di 379 mm, nel substrato contenente il 30% di contaminante (GSTD30%) si osserva una riduzione della crescita con un'altezza di 281 mm e per i cloni allevati nel substrato contenente il 70% di contaminante (GSTD70%) si osserva un'altezza media di 196 mm. Di seguito si riportano i grafici delle curve di crescita del *Nerium oleander*, clone 1, nelle figure 7.47, 7.48 e 7.49.

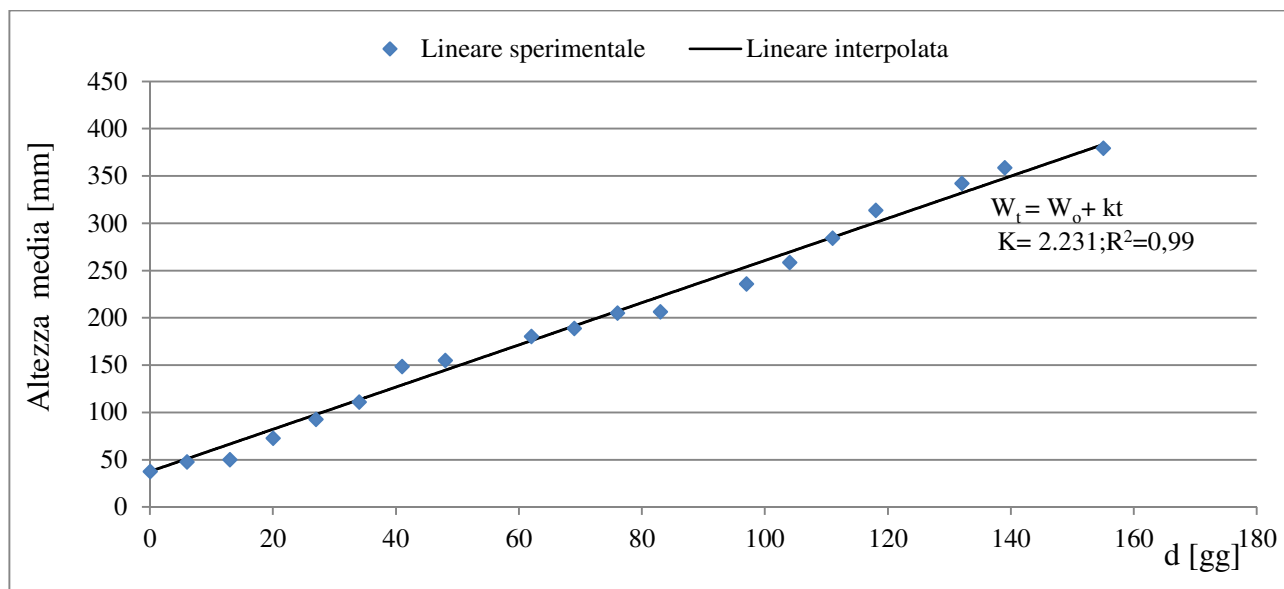


Figura 7.47: substrato GSTD; specie: *Nerium oleander*; clone 1.

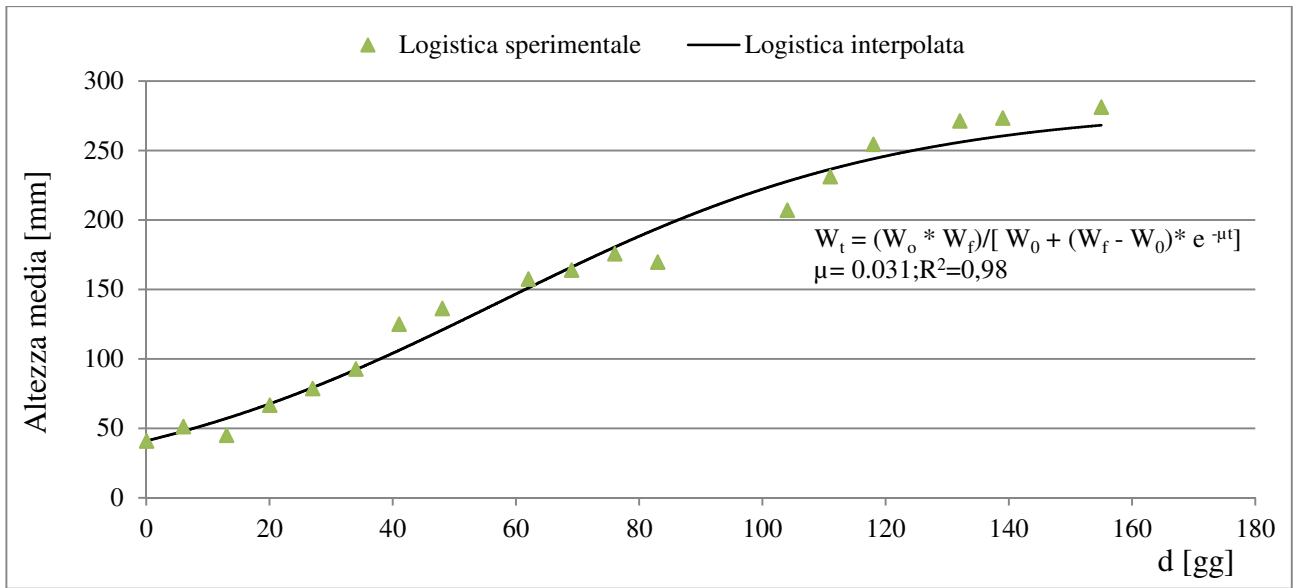


Figura 7.48: substrato GSTD30%; specie: *Nerium oleander*; clone 1.

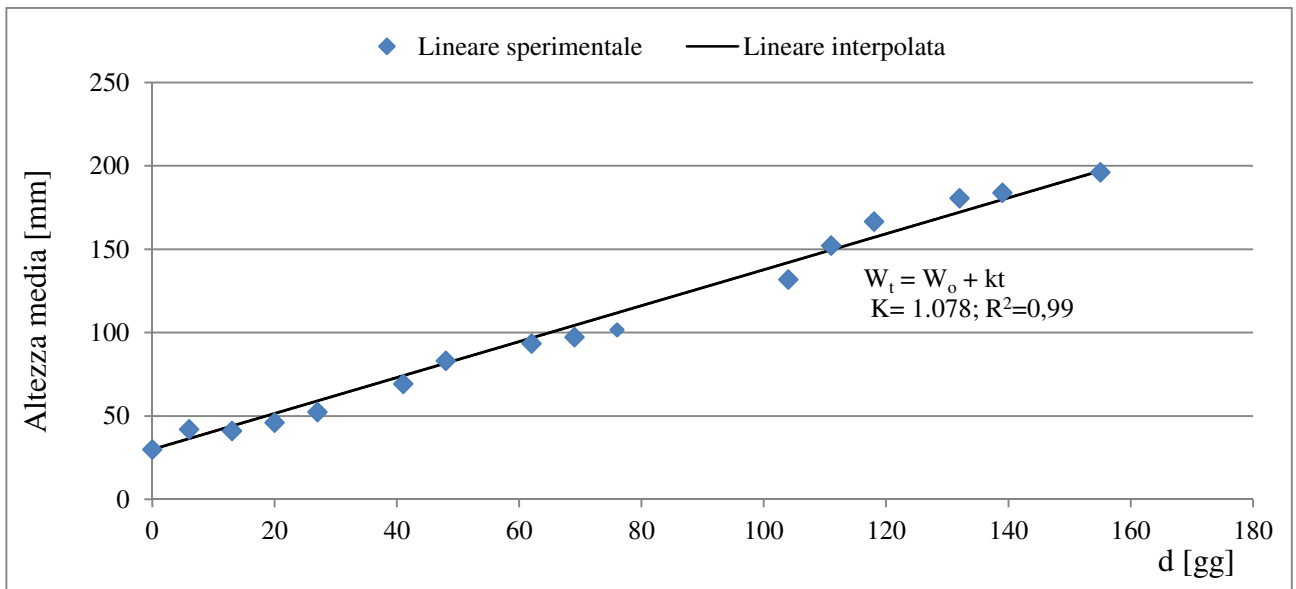


Figura 7.49: substrato GSTD70%; specie: *Nerium oleander*; clone 1.

Le curve di crescita del *Nerium oleander*, clone 3, sono riportate nelle figure 7.50, 7.51 e 7.52.

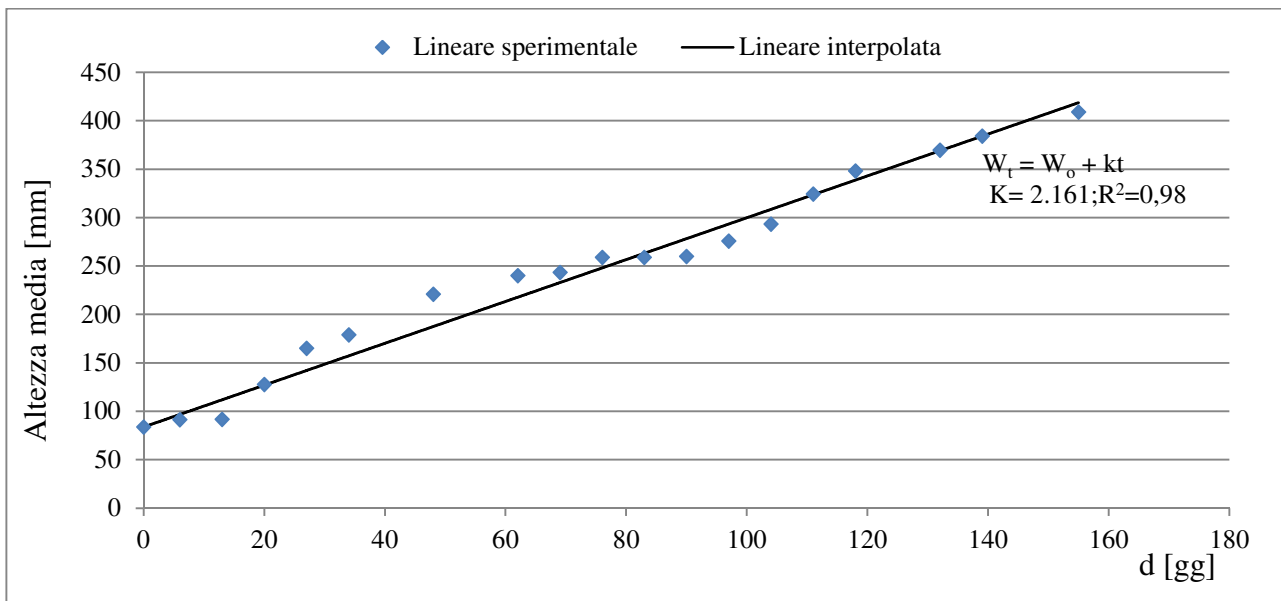


Figura 7.50: substrato GSTD; specie: *Nerium oleander*; clone 3.

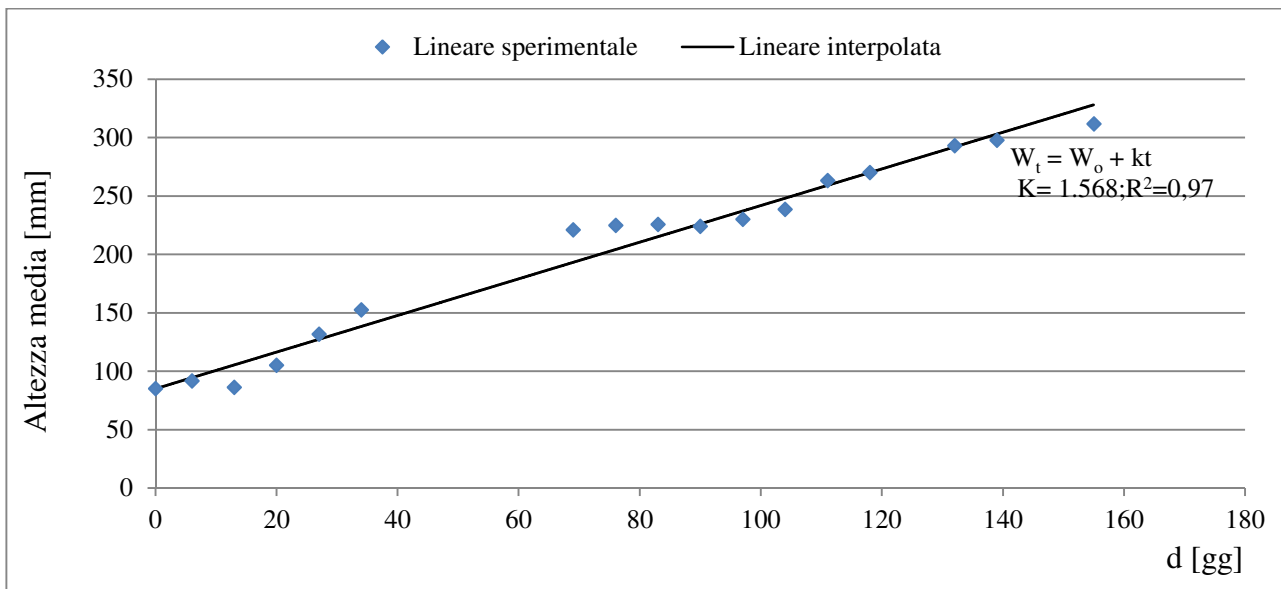


Figura 7.51: substrato GSTD30%; specie: *Nerium oleander*; clone 3.

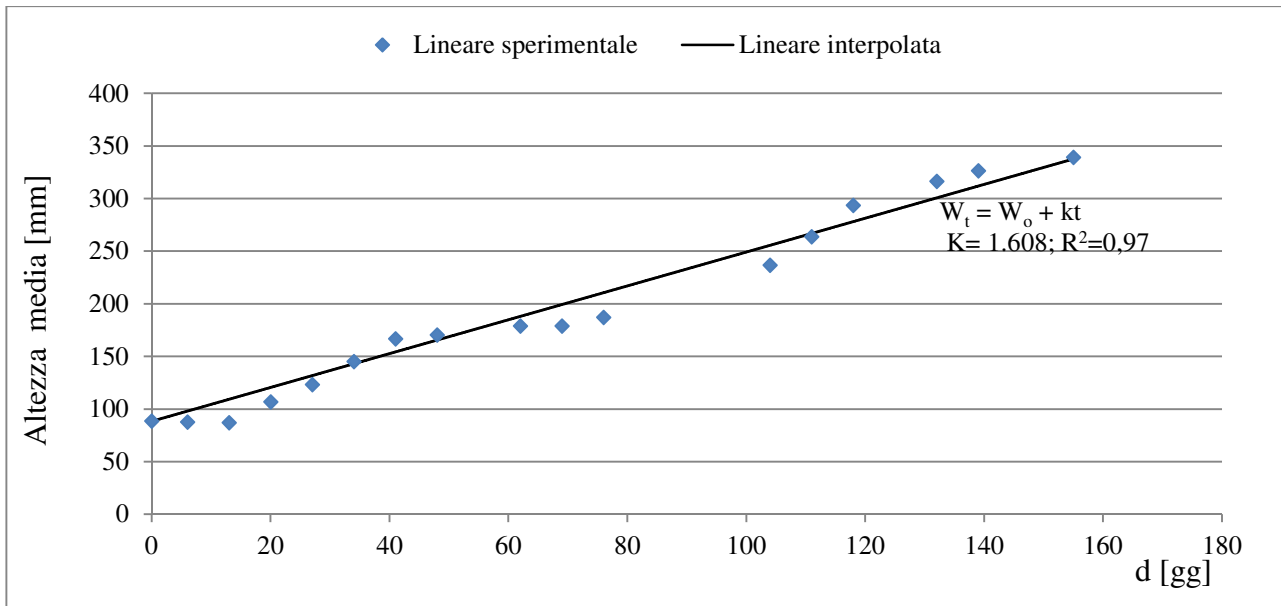


Figura 7.52: substrato GSTD70%; specie: *Nerium oleander*; clone 3.

Per il clone 3 di *Nerium oleander* sono state registrate le altezze di crescita e velocità di crescita maggiori rispetto al clone 1 a parità di percentuale di contaminante nel substrato. Si può osservare, in questo caso, la maggiore influenza della variabilità genetica sulla crescita dei cloni allevati nello stesso substrato. Per il clone 3 di *Nerium oleander* allevato nel substrato non contenente materiale contaminato è stata rilevata un'altezza di 409 mm, per quello allevato nel substrato contenente il 30% di materiale contaminato 312 mm e per i cloni allevati nel substrato contenente il 70% di materiale contaminato 339 mm.

Dall'analisi della varianza (ANOVA) (tabelle 7.53 e 7.54) si evince che per le variazioni delle altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 1 e 3 allevati nel substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70% si può rifiutare l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro per $P < 0.01$.

Tabella 7.53: analisi della varianza. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

***Nerium oleander*, clone 1, substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%**

Origine variazione	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	136295.15	2	159254.49	34.06	0.05	3.26	rifiuto
In gruppi	168329.02	36	4675.81		0.01	5.25	rifiuto
Totale	304624.17	38	8016.43				

Tabella 7.54: analisi della varianza. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

***Nerium oleander*, clone 3, substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%**

Origine variazione	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit
Tra gruppi	58177.01	2	45589.58	9.58	0.05	3.28
In gruppi	157061.56	33	4759.44		0.01	5.31
Totale	215238.57	35	6149.67			

rifiuto
rifiuto

I risultati del test ANOVA sono stati confermati dal test non parametrico di Kruskal-Wallis, per il quale le differenze tra le variazioni delle mediane delle altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 1 e 3, sono statisticamente significative per $P < 0.01$ e non ascrivibili al caso. Di seguito si riportano nelle tabelle 7.55 e 7.56 i risultati del test di Kruskal-Wallis.

Tabella 7.55: risultati test di Kruskal-Wallis per il clone 1 del *Nerium oleander* allevato nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Nerium oleander</i> , clone 1, substrato GSTD, GSTD30%, GSTD70%	2	27.46	0.05	5.99
			0.01	9.21
			0.001	13.82

Tabella 7.56: risultati test di Kruskal-Wallis per il clone 3 del *Nerium oleander* allevato nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Nerium oleander</i> , clone 3, substrato GSTD, GSTD30%, GSTD70%	2	31.08	0.05	5.99
			0.01	9.21
			0.001	13.82

Nella tabella 7.57 si riportano i risultati dell'analisi di correlazione di Pearson per le altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 1. Dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson, riportata di seguito nella tabella 7.58, si osserva che le altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 3 allevato nel substrato GSTD sono debolmente correlate con le altezze di crescita misurate per il *Nerium oleander* allevato nel substrato GSTD70% per $P < 0.05$.

Figura 7.57: matrice di correlazione di Pearson per *Nerium oleander*, clone 1. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GSTD	GSTD30%	GSTD70%
GSTD	1		
GSTD30%	-0.01	1	
GSTD70%	0.36	0.39	1

Figura 7.58: matrice di correlazione di Pearson per *Nerium oleander*, clone 3. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GSTD	GSTD30%	GSTD70%
GSTD	1		
GSTD30%	-0.28	1	
GSTD70%	0.51	0.31	1

Le curve di crescita del *Nerium oleander*, clone 31, sono riportate di seguito nelle figure 7.59, 7.60 e 7.61.

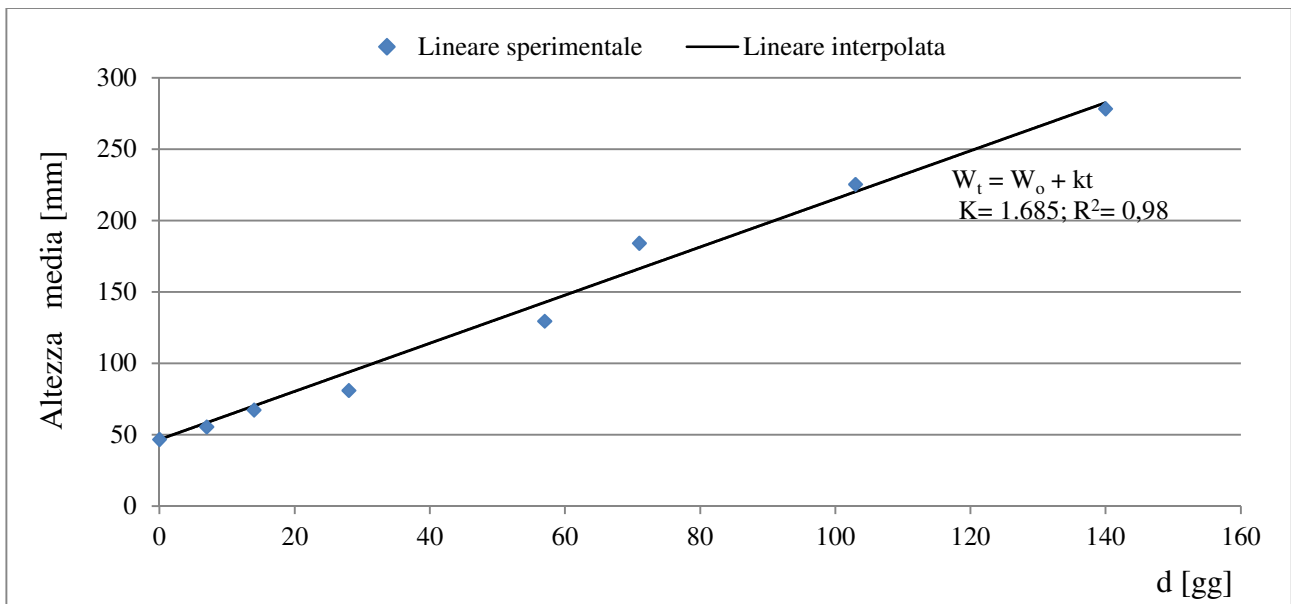


Figura 7.59: substrato GSTD; specie: *Nerium oleander*; clone 31.

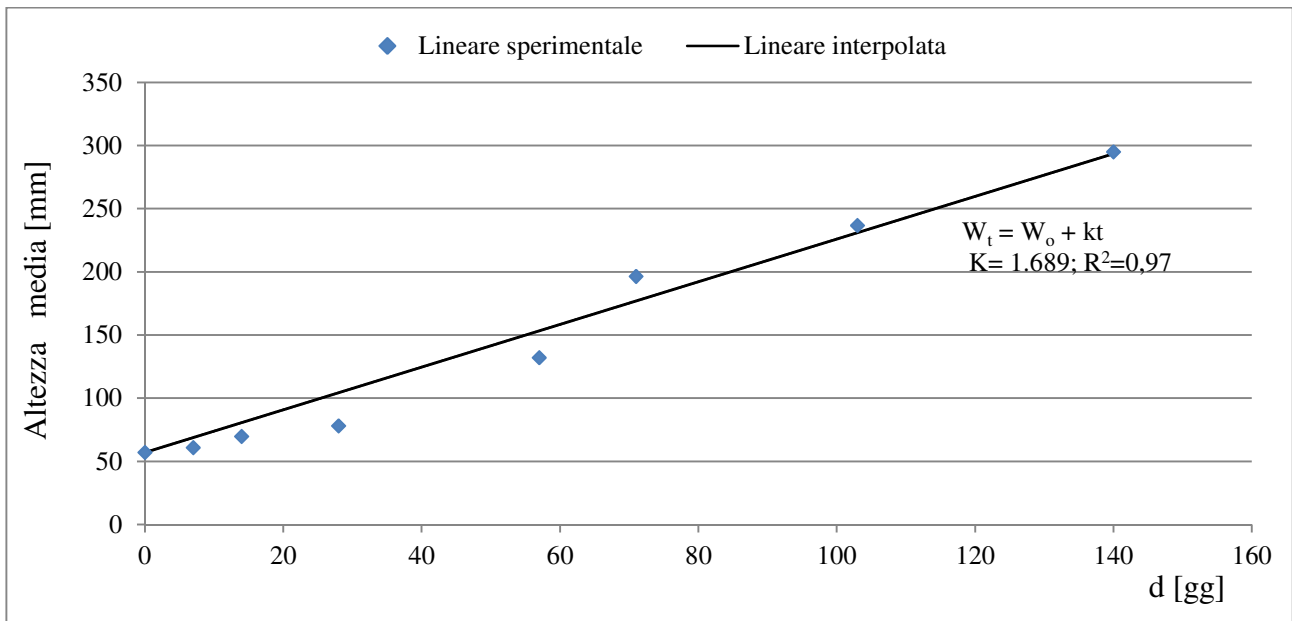


Figura 7.60: substrata GSTD30%; specie: *Nerium oleander*; clone 31.

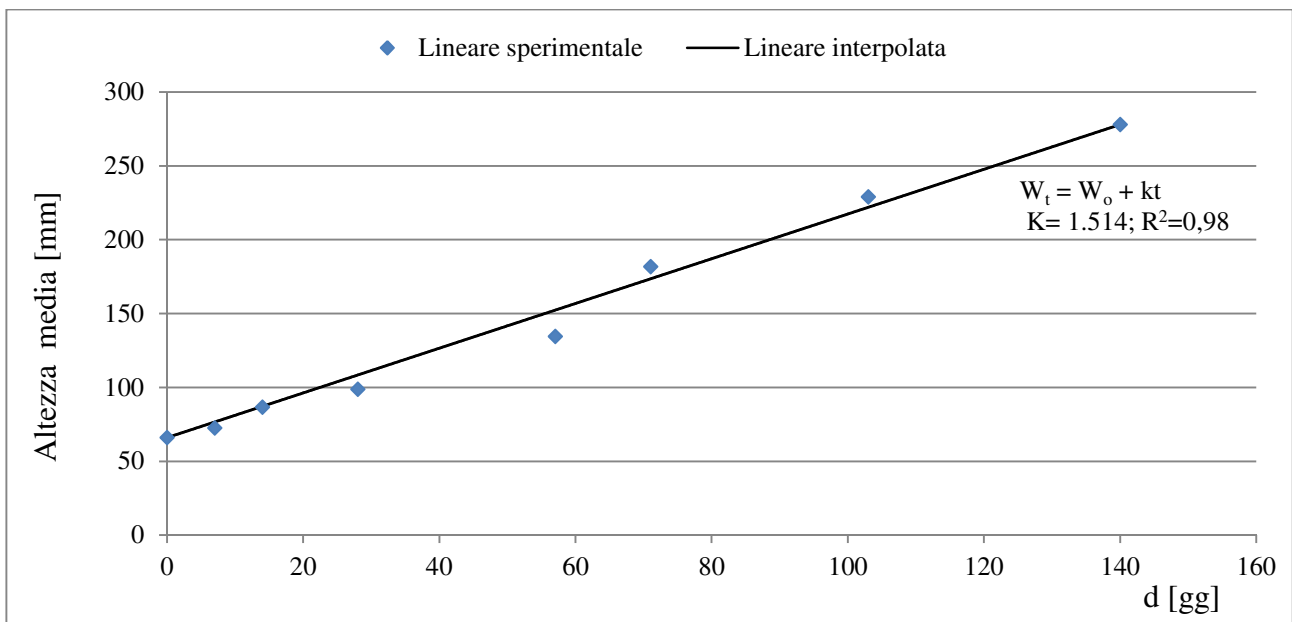


Figura 7.61: substrati GSTD70%; specie: *Nerium oleander*; clone 31.

L'altezza media del *Nerium oleander* allevato nel substrato privo di materiale contaminato (GSTD) è di 278 mm, per i cloni allevati nel substrato contenente il 30% di materiale contaminato si è verificato un accrescimento di 295 mm mentre per i cloni allevati nel substrato contenente il 70% di materiale contaminato si è registrata un'altezza media di 278 mm.

Dall'analisi delle curve di crescita si osserva come l'accrescimento del *Nerium oleander* non sia stato influenzato sostanzialmente dalla tossicità del materiale contaminato infatti si è registrato uno

stesso valore di altezza media alla fine della sperimentazione sia per il clone allevato nel substrato contenente il 70% di contaminante sia per il clone allevato nel substrato privo di contaminante. Dal confronto tra i risultati di crescita ottenuti per il clone 3 e il clone 31 di *Nerium oleander* allevati sullo stesso substrato si osserva la prevalenza della componente genetica sulla crescita per il clone 3, per il quale le altezze di crescita sono maggiori rispetto al clone 31 pur essendo stati allevati sullo stesso substrato.

Dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di correlazione di Pearson si può osservare che le altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 31, allevato nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% non sono correlate; quindi possiamo dire soltanto che non esiste una relazione di tipo lineare ma potrebbe esistere una relazione espressa da curve di ordine superiore.

Di seguito si riporta nella tabella 7.62 i risultati dell'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson delle altezze di crescita del clone 31 del *Nerium oleander*.

Tabella 7.62: matrice di correlazione di Pearson per *Nerium oleander*, clone 31. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	GSTD	GSTD30%	GSTD70%
GSTD	1		
GSTD30%	0.36	1	
GSTD70%	-0.09	0.15	1

Dall'analisi della varianza (ANOVA) (tabella 7.63) si evince che per le variazioni delle altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 31, allevato nel substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70% si può accettare l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro per $P < 0.01$.

Tabella 7.63: analisi della varianza. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

***Nerium oleander*, clone 31, substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%**

Origine variazione	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	5408	1	5408	3.42	0.05	4.04	accetto
In gruppi	75914	48	1581.54		0.01	7.19	accetto
Totale	81322	49	1659.63				

A differenza di quanto ottenuto con il test ANOVA, i risultati del test non parametrico di Kruskal-Wallis affermano che si può rifiutare l'ipotesi nulla di uguaglianza delle mediane delle altezze di

crescita del *Nerium oleander*, con una probabilità di commettere un errore di I° tipo inferiore a 0.001. L'apparente incongruenza dei due risultati ottenuti con il test ANOVA e il test di Kruskal-Wallis sono di difficile interpretazione. Di seguito si riportano nella tabella 7.64 i risultati del test di Kruskal-Wallis per le altezze di crescita del *Nerium oleander*, clone 31 allevato nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Tabella 7.64: risultati test Kruskal-Wallis per le clone 31 di *Nerium oleander* allevate nel substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70%.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Nerium oleander</i> , clone 31, substrato GSTD, GSTD30% e GSTD70%	2	142.18	0.05	5.99
			0.01	9.21
			0.001	13.82

Dall'analisi delle curve di crescita del *Nerium oleander* si può affermare che il substrato migliore, per il quale sono state registrate le altezze di crescita maggiori, per i cloni 1 e 31, sia stato il GSTD30% mentre per il clone 3 il substrato migliore è stato il GSTD70%. Sulla base dei risultati ottenuti durante i test sperimentali si può affermare che la specie *Nerium oleander* si è rivelata idonea per essere allevata su matrici contaminate in quanto non sembrerebbe condizionata dalla presenza di materiale contaminato ma dalla componente clonale; infatti per il clone 3 di *Nerium oleander* allevato in un substrato contenente il 70% di contaminante è stata registrata l'altezza di crescita maggiore rispetto ai cloni 1 e 31 allevati sullo stesso substrato. Questo risultato evidenzia come la selezione clone delle specie sia una fase molto importante che incide notevolmente sull'esito positivo di un intervento di ripristino.

7.3.3 *Populus nigra*

Le curve del *Populus nigra L.italica* non sono state approssimate con le equazioni delle curve teoriche di Thornley & Johnson. Per poter approssimare le curve empiriche con le curve teoriche sarebbe stato necessario suddividere ogni curva in più di due parti. In questo modo i parametri delle equazioni di Thornley & Johnson non avrebbero rappresentato in modo significativo la dinamica di crescita della specie vegetale considerata e l'approssimazione non sarebbe stata più attendibile. L'andamento di queste curve evidenzia che, in specie vegetali come il *Populus nigra* le misurazioni dell'accrescimento della parte aerea dal bordo del vaso alla parte apicale della pianta possono creare

delle problematiche. Durante le misurazioni le foglie tendevano a ricadere verso il basso, condizionando così le misurazioni stesse e conseguentemente l'andamento delle curve di crescita. Di seguito si riportano le curve di crescita del *Populus nigra* nelle figure 7.65, 7.66, 7.67 e 7.68.

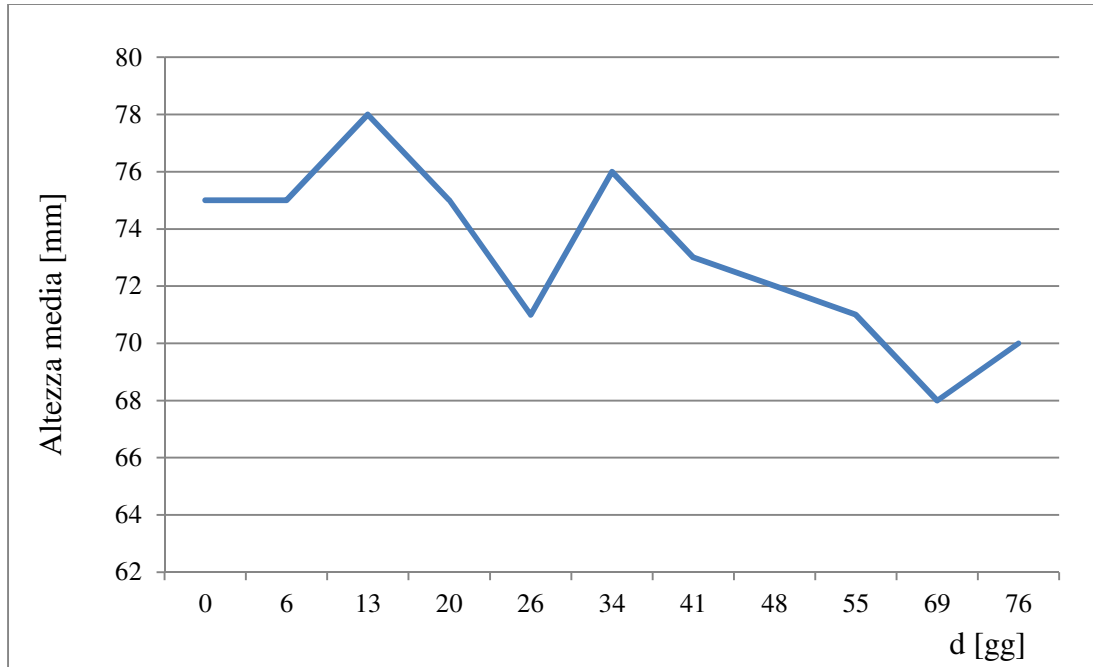


Figura 7.65: substrato SGTD; specie: *Populus nigra* L. *italica*; clone 1

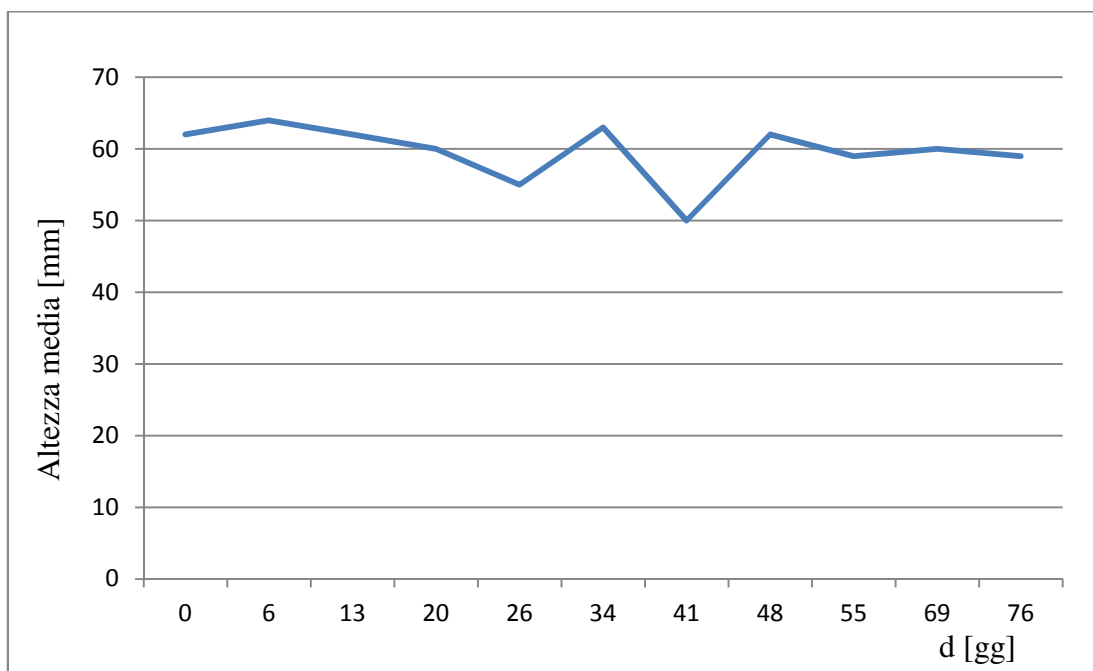


Figura 7.66: substrato SGTD30%; specie: *Populus nigra* L. *italica*; clone 1.

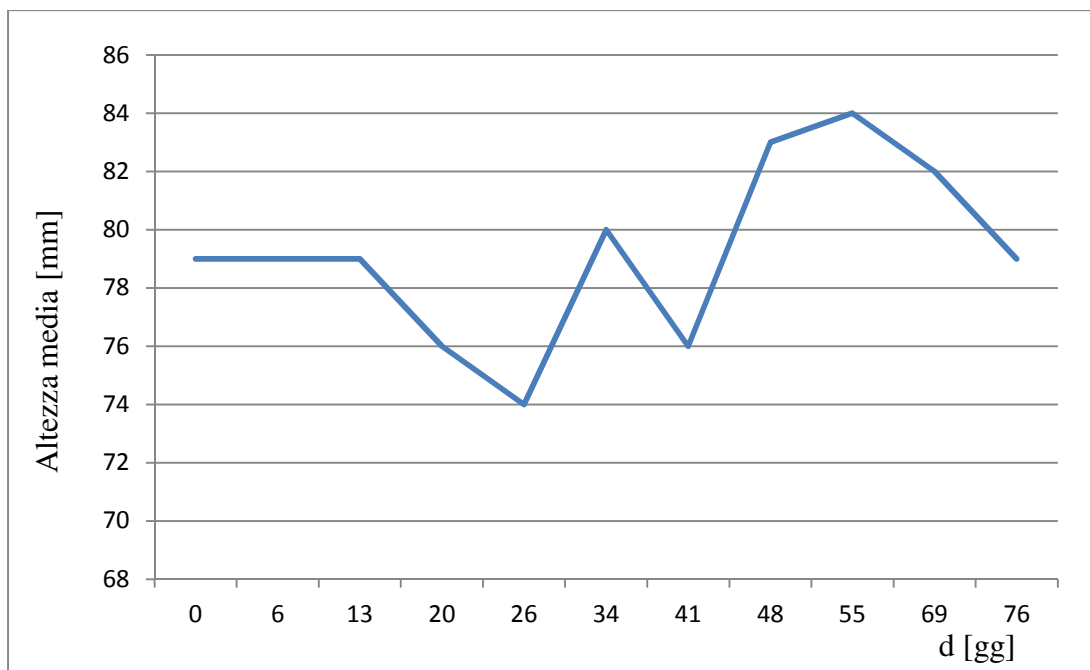


Figura 7.67: substrato SGTD50%; specie: *Populus nigra L. italica*; clone 1

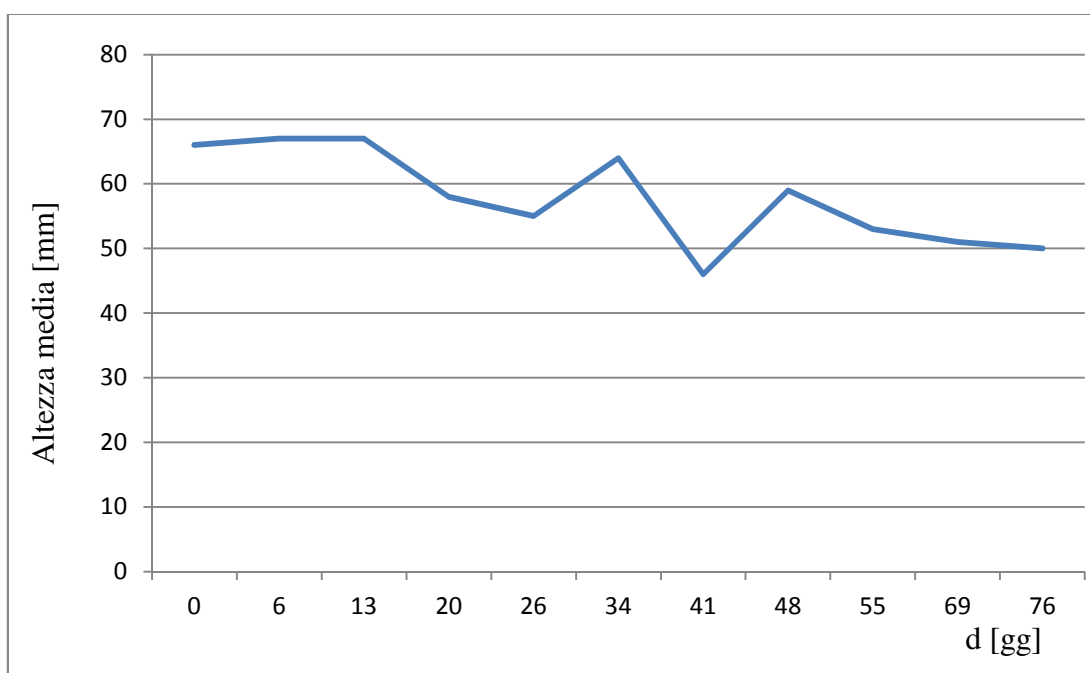


Figura 7.68: substrato SGTD70%; specie: *Populus nigra L. italica*; clone 1.

Il clone 1 di *Populus nigra* allevato nel substrato privo di contaminante (SGTD) ha raggiunto un'altezza media di 70 mm, quello allevato nel substrato contenente il 30% di contaminante (SGTD30%) 59 mm. Per i cloni allevati nel substrato contenente il 50% di contaminante

(SGTD50%) si è osservato un accrescimento di 79 mm e di 50 mm per i cloni allevati nel substrato avente una concentrazione di contaminante pari al 70% (SGTD70%).

Dall'analisi della varianza (ANOVA) si può rifiutare l'ipotesi di uguaglianza tra la variazione delle medie delle altezze di crescita, per $P < 0.05$ (tabella 7.69) e anche per il test non parametrico di Kruskal-Wallis si può rifiutare l'ipotesi nulla, con una probabilità di commettere un errore di I° tipo inferiore a 0.001 (tabella 7.70).

Tabella 7.69: analisi della varianza. Accetto: si accetta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro; Rifiuto: si rifiuta l'ipotesi che le medie tra i gruppi siano tutte uguali tra loro.

Populus nigra clone 1

Origine variazione	SS Devianza	gdl	MS	F-test F	Valore sign	F crit	
Tra gruppi	14604	3	4868.34	3.88	0.05	2.68	rifiuto
In gruppi	145443	116	1253.82		0.01	3.96	accetto
Totale	160047	119	1344.93				

Tabella 7.70: test Kruskal-Wallis per il clone 1 di *Populus nigra* allevato nel substrato SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70%.

Parametro	GdL	g	Significatività	X ²
Altezza <i>Populus nigra</i> , clone 1, substrati SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70%	3	300.32	0.05	7.82
			0.01	11.35
			0.001	16.27

Dall'analisi di correlazione attraverso i coefficienti di Pearson le altezze di crescita del *Populus nigra* allevato nei substrati SGTD, SGTD30%, SGTD50% e SGTD70% non risultano correlate (tabella 7.71).

Tabella 7.71: matrice di correlazione di Pearson per il *Populus nigra*, clone 1. In grassetto valori significativi per $P < 0.05$.

	SGTD	SGTD30%	SGTD50%	SGTD70%
SGTD	1			
SGTD30%	0.003	1		
SGTD50%	-0.17	-0.19	1	
SGTD70%	0.14	-0.25	0.26	1

La specie *Populus nigra* si è rivelata particolarmente adatta ad essere propagata per via agamica mediante taleaggio, con una percentuale di attecchimento del 66.6%. Per il *Populus nigra* l'altezza di crescita maggiore è stata registrata per il substrato contenente il 50% di contaminante il SGTD50%.

CAPITOLO 8: CONCLUSIONI

In Sardegna l'attività estrattiva ha causato profonde modificazioni del territorio con conseguenti problemi di degrado e impatto ambientale. Dopo la cessazione delle attività estrattive è sorto il problema della gestione delle strutture industriali e dell'enorme quantità di depositi di materiali potenzialmente molto inquinanti (Bacchetta et al., 2007).

Le problematiche dei suoli nelle aree minerarie quali tossicità, elevate concentrazioni di metalli pesanti e scarse concentrazioni di elementi nutritivi sono la causa della difficoltà di sviluppo della vegetazione in queste aree. Al fine di eseguire un ripristino ambientale, in queste zone si dovrebbe intervenire sul suolo mediante dei substrati che siano in grado di sostenere lo sviluppo della vegetazione. L'utilizzo di specie vegetali per il ripristino ambientale di aree minerarie è economicamente conveniente ed ecologicamente sostenibile. In una zona mineraria le piante difendono il suolo migliorando, attraverso le radici, i parametri geotecnici del suolo (coesione, resistenza al taglio e angolo di attrito) e conseguentemente le condizioni di stabilità superficiale dei versanti, riducono la velocità di scorrimento superficiale dell'acqua e l'azione disgregatrice degli agenti atmosferici, in particolare delle precipitazioni e regolano il bilancio idrologico del suolo (Tordoff et al., 2000).

Lo scopo del presente lavoro di tesi è stato studiare lo sviluppo di metodologie, mediante un approccio tecnico-scientifico, per l'impiego di substrati artificiali negli interventi di ripristino ambientale in aree contaminate da metalli pesanti. Questo obiettivo è stato perseguito mediante lo studio di diversi substrati, ottenuti miscelando differenti percentuali di suolo contaminato con i substrati dedicati. Sono stati condotti dei test di coltivazione allo scopo di testare i diversi substrati in associazione con le diverse specie vegetali oggetto di studio.

Dall'analisi statistica, mediante il test ANOVA, dei substrati impiegati nella sperimentazione emerge che le variazioni dei parametri chimici misurati sia all'interno dei gruppi (contaminante e digestato) sia tra i gruppi (digestato x contaminante) sono statisticamente significative e quindi non ascrivibili al caso. I substrati dedicati impiegati nelle miscele testate hanno migliorato le proprietà chimico-fisiche del suolo rendendolo idoneo a sostenere una crescita vegetale e consentire la rivegetazione dell'area.

L'analisi statistica mediante il test di Kruskal-Wallis ha confermato i risultati ottenuti con il test ANOVA. I migliori substrati di coltivazione, per i quali sono state registrate le altezze di crescita

maggiori sia per il *Nerium oleander* sia per l'*Artemisia arborescens*, sono stati il substrato GSTD, il substrato GSTD30% ed infine il substrato GSTD70%.

Nella prima sperimentazione, dove è stato testato il clone 1 di *Artemisia arborescens*, l'accrescimento maggiore della parte aerea è stato registrato per il substrato GST50%, superando quindi, in termini di altezze di crescita, lo stesso clone allevato in un substrato contenente una percentuale inferiore di contaminante pari al 30%.

Per il substrato GST50% non è possibile stabilire quale dei due fattori che condizionano la crescita abbia prevalso, ossia se la crescita della specie è stata condizionata dalla concentrazione limitante dei nutrienti o dalla tossicità del contaminante nel substrato, in quanto l'accrescimento della parte aerea della specie è stato maggiore per il substrato contenente il 50% di contaminante e il 50% di substrato dedicato. Si tratta di un risultato importante e incoraggiante per potenziali sviluppi futuri in quanto indica che è possibile limitare l'aggiunta ad un solo 50% del substrato dedicato al fine di ottenere effetti positivi sulla crescita della specie vegetale testata limitando così il costo del substrato e quindi dell'intervento di ripristino ambientale.

Dall'osservazione delle curve di crescita dell'*Artemisia arborescens*, clone 2 allevata nel substrato GSTD, nel substrato GSTD30% e nel substrato GSTD70%, si nota che la curva dell'*Artemisia arborescens*, allevata nel substrato GSTD, ha un'altezza di crescita finale maggiore rispetto allo stesso clone di *Artemisia arborescens* allevata nel substrato GSTD30% pur avendo una velocità di crescita inferiore. Quindi, deve essere posta particolare attenzione nell'attribuzione dei valori dei parametri delle curve teoriche, in particolare al valore iniziale W_0 , per la sensibilità alle condizioni iniziali di questi sistemi. Per il clone 1 di *Artemisia arborescens*, allevato nel substrato GST, nel substrato GST30%, nel substrato GST50%, nel substrato GST70%, nel substrato GSTD, nel substrato GSTD30% e nel substrato GSTD70%, ha prevalso sulla crescita l'influenza del substrato contenente digestato, sul substrato privo di digestato confermando la nitrofilia della specie. A parità di substrato impiegato (GSTD, GSTD30% e GSTD70%), si è registrato un maggiore accrescimento della parte aerea del clone 1 di *Artemisia arborescens* rispetto al clone 2 della stessa specie. Quindi per una stessa specie sono state rilevate prestazioni diverse al variare del clone considerato. Questo risultato evidenzia l'importanza della scelta dei cloni per un esito positivo degli interventi di ripristino.

Per i cloni di *Nerium oleander*, allevati sugli stessi substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70% l'altezza di crescita maggiore è stata registrata per il clone 3, per il substrato avente il 70% di contaminante (GSTD70%) ad esclusione del substrato privo di contaminante. Il clone 3 allevato nel substrato contenente il 70% di contaminante (GSTD70%) ha fatto registrare un'altezza di crescita

finale di 339.17 mm, maggiore rispetto a quelle allevate nel substrato contenente il 30% di contaminante (GSTD30%) aventi un'altezza di 311.82 mm; anche questo risultato è importante per gli studi futuri, in quanto si potrebbe limitare l'aggiunta ad un solo 30% di substrato dedicato al fine di ottenere la crescita delle specie riducendo così il costo dell'intervento di ripristino. Nella terza sperimentazione si è voluto testare l'influenza della componente genetica per la specie *Nerium oleander* a parità di substrato impiegato; dai risultati ottenuti si osserva che le altezze di crescita del clone 3 di *Nerium oleander* sono maggiori rispetto alle altezze di crescita del clone 31 di *Nerium oleander* allevato sullo stesso substrato. Questo risultato evidenzia l'influenza della componente genetica sulla crescita di una stessa specie; ossia indica che per una stessa specie vegetale si possono registrare altezze di crescita diverse a seconda del clone considerato e quindi l'importanza della fase di selezione clonale delle specie.

La criticità riscontrata per il *Populus nigra* è stata l'impossibilità di approssimare le curve empiriche con le curve teoriche di Thornley & Johnson. Il metodo di misurazione impiegato per la rilevazione del parametro biometrico altezza non si è rilevato particolarmente adatto per la specie vegetale. La specie *Populus nigra* ha confermato le aspettative sulle percentuali di attecchimento delle talee molto alta, pari al 66.6%. Per il *Populus nigra* si è registrata un'altezza di crescita maggiore per i cloni allevati nel substrato SGTD50% rispetto a quelli allevati nel substrato SGTD30%. Una criticità che si è verificata in serra durante la fase di radicazione delle talee è stata l'infestazione da parte della cocciniglia bianca che ha condizionato notevolmente l'attecchimento dei cloni di *Artemisia arborescens* e di *Nerium oleander* e conseguentemente il protocollo sperimentale previsto. Complessivamente i risultati di crescita migliori, in termini di altezze di crescita, sono stati ottenuti per la specie *Nerium oleander*, clone 3 allevato nei substrati GSTD, GSTD30% e GSTD70%. I risultati ottenuti consentono di affermare che le specie vegetali impiegate possono essere considerate adatte la crescita in substrati contenenti sterili di miniera e quindi per gli interventi di ripristino ambientale in aree contaminate da metalli pesanti. La base impiegata per l'allevamento dei cloni ha migliorato i parametri chimici del suolo contaminato. Il metodo proposto si è rivelato valido e il confronto tra le curve di crescita ha permesso di valutare il peso della variabilità genetica sulla crescita delle diverse popolazioni clonali allevate sullo stesso substrato e l'influenza dei diversi substrati sulle popolazioni dotate dello stesso corredo genetico. I risultati ottenuti sono interessanti ed incoraggiano a proseguire l'attività di ricerca con ulteriori studi futuri. Migliori risultati potrebbero essere conseguiti ponendo particolare attenzione nella fase di radicazione delle talee al fine di ottenere una buona percentuale di attecchimento ed infine sarebbe interessante testare le specie vegetali studiate in questo lavoro in prove in situ.

Ringraziamenti

Vorrei ringraziare i mie tutors e in particolare la Dottoressa Giovanna Cappai per l'aiuto e per il prezioso tempo dedicatomi.

Ringrazio la Nuova Cem.Ar per l'ospitalità e la disponibilità dei materiali utilizzati durante l'attività sperimentale.

Un ringraziamento particolare a mia madre e a mia sorella per essermi state sempre vicine.

BIBLIOGRAFIA

AA VV., 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Franco Angeli Editore.

AA. VV., 2001. *Le tecnologie ambientali nel settore delle acque: analisi e opportunità di sviluppo*.
Consorzio per l'AREA di ricerca scientifica e tecnologica di Trieste.
Coordinamento scientifico: Iginio Colussi, Francesco Marangon. AREA Science
Park Padriciano, 99 - 34012 Trieste.

AA.VV., 2003. *Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni*.
Tipolitografia Visconti, Terni, maggio 2003.

Aboukhaled A., Alfaro A., Smith M., 1982. *Lysimeters*. FAO irrigation and drainage paper, (FAO),
no. 39 / FAO, Rome (Italy), 1982 , 73 pp.

Accordi B., Palmieri E.L., Parotto M., 1993. *Il globo terrestre e la sua evoluzione*. IV edizione.
Zanichelli (Ed.), Bologna, pp. 520.

Adriano D.C., 1986. *Trace elements in the terrestrial environment*. Berlin, Springer-Verlag: 867 pp.

Allen et al., 1998. *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements -*
FAO Irrigation and drainage paper 56.

Allen R.G., Fisher D.K., 1990. *Low-cost electronic weighing lysimeters*. Am. Soc. Agric. Eng.

Allen R.G., Howell T.A., Pruitt W.O., Walter I.A., Jensen M.E., 1991. Proceedings of the 1991
ASCE Specialty Conference on “*Lysimeters for Evapotranspiration and*
Environmental Measurements”, Honolulu, Hawaii., July 23-25.

Alloway B. J., 1995. *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London: 252 pp.

Alpi A., Pupillo P., Rigano C., 2000. *Fisiologia delle piante*. Società Editrice Scientifica, Napoli.

- Angiolini C., Bacchetta G., 2003. *Analisi distributiva e studio fitosociologico delle comunità a Santolina insularis (Gennari ex Fiori) Arrigoni della Sardegna meridionale (Italia)*. Fitosociologia, 40(1): 109-127.
- Angiolini C., Bacchetta G., Brullo S., Casti M., Giusso Del Galdo G., Guarino R., 2005. *The vegetation of mining dumps in SW-Sardinia*. Feddes Repertorium, 116 (3-4): 243-276.
- ANPA, 2001. *Atlante degli indicatori del suolo*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Centro Tematico Nazionale - Suolo e Siti Contaminati.
- APAT, 2004. *Elementi di progettazione della rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali*; versione aggiornata sulla base delle indicazioni contenute nella strategia tematica del suolo dell'Unione Europea, Centro Tematico Nazionale – Territorio e Suolo. CTN_TES 2003 – TES-T-MAN-03-02.
- Aru A., 1993. *The problem of heavy metals pollution in mining areas of Sardinia. Preliminary findings*. Ann. Fac. Agr. Univ. Sassari (I), 35(2): 293-300.
- Associazione italiana produttori di substrati di coltivazione e ammendanti, 2013. *Linee guida substrati di coltivazione*.
- Bacchetta G., Brullo S., Selvi F., 2000. *Echium anchusoides (Boraginaceae), a new species from Sardinia (Italy)*. Nordic Journal of Botany.
- Bacchetta G., Casti M., Zavattero L., 2007. *Analisi della vegetazione del distretto minerario di Montevecchio (Sardegna sud-occidentale)*. Fitosociologia vol. 44 (2): 83-108.
- Baiani S., Valitutti A., 2008. *Tecnologie di ripristino ambientale*. Alinea editrice s.r.l., Firenze.
- Bailey D.A., 1996. *Alkalinity, pH, and acidification* . In Reed. D.W (ed.). Water, media, and nutrition for greenhouse crops. Ball Publishing, Batavia Illinois USA.

- Baker A.J.M., Reeves R.D., Hajar A.S.M., 1994. *Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte Thlaspi caerulescens J. and C. Presl (Brassicaceae)*. New Phytol., 127:61-68.
- Barbafieri M., Dadea C., Tassi E., Bretzel F., Fanfani L., 2011. *Uptake of heavy metals by native species growing in a mining area in Sardinia, Italy: discovering native flora for phytoremediation*. International Journal of Phytoremediation, 13:985-997.
- Barberis E., Genevini P., 1998. *Fertilità del suolo e nutrizione delle piante*. Milano, CUSL 1998.
- Bellocchi G., Maestrini C., 2002. *Principi di modellizzazione della crescita e dello sviluppo di specie arboree*. Riv. Agron., 36:1-16.
- Benedetti A., Dell'Abate M.T., Mocali S., Pompili L., 2006. *Indicatori microbiologici e biochimici della qualità del suolo*. In: ATLAS Atlante di Indicatori della Qualità del Suolo. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Edizioni Delta Grafica, Città di Castello, Perugia.
- Benedetti A., Mocali S., 2008. *Analisi a livello di suolo*. In Indicatori di biodiversità per la sostenibilità in agricoltura. ISPRA.
- Bibbiani C., Incrocci L., Pardossi A., 2013. *Caratterizzazione di materiali granulari innovativi e analisi dei sistemi di pilotaggio della irrigazione con sensoristica a basso costo*. Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA), Ministero dello sviluppo economico.
- Biddau R., Da Pelo S., Dadea C., 2001. *The abandoned mining area of Montevecchio-Ingurtosu*. Rendiconti del Seminario della Facoltà di Scienze dell'Università di Cagliari, Vol. LXXI, Fasc. 2, 109-123.
- Biondi E., Allegrezza M., Filigheddu R., 1988. *Su alcune formazioni ad Artemisia arborescens L. della Sardegna settentrionale*. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 26: 177-185.

- Biondi E., Blasi C., Brugiapaglia E., Fogu M.C., Mossa L., 1993. *Nitrofilus vegetation of the town of Cagliari (Sardegna)*. Allionia 32: 303-323.
- Blasi C., Nimis P., Paoletta A., Pignatti S., 1997. *Ecosistema urbano e tecnologico*. Pignatti S. (Ed.), Ecologia Vegetale, pag. 466, UTET, Torino.
- Blowes D.W., Ptacek C. J., Benner S.G., McRae C.W.T., Bennett T.A., Puls R.W., 2000. *Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers*. Journal of Contaminant Hydrology. Vol. 45.
- Blowes D.W., Ptacek C.J., Jurjovec J., 2003. *Mill tailings: hydrogeology and geochemistry*. Chapter 5. In Environmental Aspects of Mine Wastes. Canada Schort Course Series Vol. 31, pp. 95-116, Jambor J. L., Blowes D. W. and A.I.M. Ritchie Editors.
- Blum W.E.H., 1998. *Soil degradation caused by industrialisation and urbanisation*. In: Blum H.P., H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, K. G. Steiner (eds): Towards sustainable land use. Catena. Vol. I, pp. 755–766.
- Boi B., Delrio G., De Martini A., Demuru S., Dessì R., Murgia A., Persod P., Pilurzu S., Serra S., Urpi I., Zillo E., 2009. *Linee guida per la caratterizzazione e la bonifica delle aree minerarie dismesse*. Regione Autonoma della Sardegna, Commissario delegato per l'emergenza ambientale delle aree minerarie del Sulcis Iglesiente e del Guspinese.
- Bradshaw A., 1997. *Restoration of mined lands using natural processes*. Ecological Engineering 8, 255–269.
- Brazzale L., 2012. *Impiego di substrati e vasi ecosostenibili per la coltivazione del ciclamino (Cyclamen persicum Mill.)*. Tesi di Laurea triennale in Scienze e Tecnologie agrarie, Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse naturali e Ambiente (DAFNAE).
- Bresso M., 1993. *Per un'economia ecologica*. Roma: NIS.

- Buck J.S., Evans M.R., 2010. *Physical properties of ground parboiled fresh rice hulls used as a horticultural root substrate*. HortScience 45(4):643– 649. 2010.
- Bunt A.C., 1988. *Media and mixes for container grown plants*. 2° Ed. Unwin Hyman Ltd., London.
- Busoni E., 2000. *Indicatori della qualità del Suolo o indicatori delle qualità del suolo: Un'analisi nell'ottica della Landscape Ecology*. Indicatori per la qualità del suolo. Prospettive ed applicabilità. Accademia delle Scienze detta dei XL. Società Italiana della Scienza del Suolo.
- Camarda I., Valsecchi F., 1992. *Piccoli arbusti, liane e suffrutici spontanei della Sardegna*. C. Delfino Editore, Sassari.
- Cambel A.B., 1993. *Applied Chaos Theory*. Academic Press, Inc, New York.
- Canullo R., Falinska K., 2003. *Ecologia vegetale. La struttura gerarchica della vegetazione*. Liguori Editore, Napoli.
- Casalicchio G., 2000. *Il sistema periodico degli elementi: importanza dei "microelementi" per i viventi e la loro classificazione*. In I microelementi nell'ecosistema terrestre (vol. 1) a cura di Casalicchio G.; Pitagora Editrice, Bologna: 13-24.
- Casalicchio G., 2000. *Il sistema suolo*. In I microelementi nell'ecosistema terrestre (vol. 1) a cura di Casalicchio G. Pitagora Editrice, Bologna: 232-265.
- Casti M., Bacchetta G., Mossa L., 2005. *Ricerche geobotaniche e loro applicazioni in habitat minerari della Sardegna sud-occidentale*. Inform. Bot. Ital. 37(1) parte B: 768-769.
- Cattivello C., 1990. *Valutazioni analitiche sulle principali torbe di sfagno commercializzate nel nostro Paese*. L'informatore Agrario 30:69-76.

- Cattivello C., 2009. *Aspetti ambientali, tecnici e commerciali legati all'impiego della torba: presente e futuro del componente base dei substrati*. Fertilitas Agrorum 3 (1) 2009 7-11.
- Cattivello C., Melis P., 1999. *Valutazioni analitiche e colturali su alcuni substrati di coltivazione*. Colture protette 4/99.
- Cattivello C., Zaccheo P., 2009. *I substrati di coltivazione*. Edizioni Agricole de Il Sole 24 ORE, Bologna.
- Cavinato A., Zuffardi P., 1948. *Geologia della miniera di Montevecchio*. Notizie sull'industria del piombo e dello zinco in Italia, Bertieri–Milano.
- Cella R., Collu M., 2004. *Utilizzo di substrati artificiali nel recupero ambientale: modellizzazione della crescita di Artemisia arborescens L. su diversi substrati*. Rendiconti Seminario Facoltà Scienze Università Cagliari, Vol. 74, Fasc. 1-2.
- Ciccu R., 2003. *Dispense del corso di Recupero Ambientale*. Università degli Studi di Cagliari, Facoltà di Ingegneria.
- Cidu R., Biagini C., Fanfani L., La Ruffa G., Marras I., 2001. *Mine closure at Monteponi (Italy): effect of the cessation of dewatering on the quality of shallow groundwater*. Applied Geochemistry, 16 (5): 489-502.
- Cidu R., Fanfani N., 2002. *Overview of the environmental geochemistry of mining districts in southwestern Sardinia, Italy*. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis, 2: 243-251.
- CNR, 1985. Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque. Quaderno 64 n° 10.
- Coletto L., 2006. *Attitudine di specie diverse alla fitoestrazione di metalli pesanti: modificazioni a carico dell'apparato radicale*. Tesi di Dottorato in Agronomia ambientale, Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Facoltà di Agraria, Università degli studi di Padova.

- Commission of the EC, 2002. *Towards a Thematic Strategy for Soil Protection*. COM (2002) 179.
- Commission of the EC, 2006. *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending. Directive 2004/35/EC*, COM (2006) 232 final, 2006/0086 (COD), Brussels, 22 september 2006.
- Commission of the EC, 2006. *Thematic Strategy for Soil Protection*. COM 231.
- Convegno Fertilità del suolo e nutrizione delle piante, 1987. *Fertilità del suolo e nutrizione delle piante: atti del Convegno Sorrento- S. Agnello 6-7-8 maggio 1987*. Monografia. Portici: Della Torre, 606 pp..
- Cornelini P., Federico C., Pirrera G., 2009. *Arbusti autoctoni mediterranei per l'ingegneria naturalistica. Primo contributo alla morfometria degli apparati radicali*. Azienda Foreste Demaniali Regione Siciliana.
- Cornelini P., Sauli G., 2001. *Applicazione dell'Ingegneria Naturalistica in zone mediterranee della Sardegna nell'ambito del progetto pilota UE*. In: Bifulco C. (ed.). *Interventi di Ingegneria Naturalistica nel Parco Nazionale del Vesuvio*. Ente Parco Nazionale del Vesuvio, San Sebastiano al Vesuvio (NA): 80-82.
- Costantini E.A.C., 2006. *Metodi di valutazione dei suoli e delle terre*. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali. Edizioni Cantagalli.
- Costantini E.A.C., 2007 (Coordinatore). *Linee guida dei metodi di rilevamento e informatizzazione dei dati pedologici*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali.
- Costantini E.A.C., Favi E., Lulli L., Rodolfi G., 1991. *I suoli in campagna*. *Il Suolo-Pedologia nelle scienze della terra e nella valutazione del territorio*, a cura di Cremaschi M. e Rodolfi G. La Nuova Italia Scientifica.
- Cremaschi M., Rodolfi G., 1991. *Il Suolo*. La Nuova Italia Scientifica. Roma, 427 pp..

- Cunningham S.D., Ow D.W., 1996. *Promises and prospects of phytoremediation*. Pl. Physiol., 110: 715-719.
- Dall'Aglio G., Salvemini T., Landenna G., Naddeo A., Vianelli S., 1960. *Lezioni di metodologia statistica per ricercatori*. Vol. 3. Istituti di calcolo delle probabilità e di statistica, Facoltà di Scienze Statistiche Demografiche e Attuariali dell'Università di Roma.
- De Lucia Zeller B., Ingravalle S., Russo G., Scarascia Mugnozza G., Vecchietti L., 2009. *Analisi ambientale e agronomica di substrati per piante in vaso da rifiuti organici e agroindustriali*. IX Convegno Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria, Ischia Porto 12-16 settembre 2009 memoria n. 5-6; B.
- Decreto Ministeriale del 13/09/1999, n°248 *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*.
- Dengo M., 2013. *Prove di coltivazione del ciclamino (Cyclamen persicum Mill.) con substrati e vasi ecosostenibili*. Tesi di laurea triennale in Riassetto del Territorio e Tutela del Paesaggio. Università degli studi di Padova. Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali; Dipartimento di Agronomia, Animali, Alimenti, Risorse Naturali e Ambiente.
- Di Gregorio F., Massoli-Novelli R., 1988. *Impatto ambientale dell'attività mineraria in Sardegna*. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat, 26.
- Di Gregorio F., Medici C., Vannelli S., 1982. *Esperienze di recupero ambientale di aree devastate dall'attività estrattiva. La miniera di Funtanamela (Sardegna centrale)*. Monografia. Estratto da l'industria mineraria n.2 mar./apr. 1982. A cura della Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato Difesa dell'Ambiente.
- Djingova R., Wagner G., Kuleff I., Peshev D., 1996. *Investigations on the time-dependant variations in metal concentration in the leaves of Populus nigra 'Italica'*. The Science of the Total Environment 184 (1996) 197-202.

- Down C.G., 1975. *Problems in vegetating metal-toxic mine wastes*. In: Jones, M.J. (Ed.), *Minerals and the Environment, Proceedings of an International Symposium*, London. Institution of Mining and Metallurgy, London, pp. 395±408.
- Dudka S., Adriano D.C., 1997. *Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review*. *Journal of Environmental Quality* Volume 26, Issue 3, May 1997, Pages 590-602.
- Enzo M., Gianquinto G., Lazzarin R., Pimpini F., Sambo P., 2001. *Principi Tecnico-Agronomici della fertirrigazione e del fuori suolo*. Veneto Agricoltura Azienda Regionale per i Settori Agricolo Forestale e Agro-alimentare Sezione Ricerca e Sperimentazione Agraria e Ittica.
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency, 1998. *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*. EPA/600/R-98/125 September 1998.
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency, 2001. *A citizen's guide to Permeable Reactive Barriers*. EPA/542-F-01-005.
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency, 2008. *Constructed Wetlands*: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/watersheds/cwetlands.html>.
- Ercole S., Bianco P.M., Blasi C., Copiz R., Cornelini P., Zavattoni L., 2010. *Analisi e progettazione botanica per gli interventi di mitigazione degli impatti delle infrastrutture lineari*. ISPRA.
- Fanfani L., 1996. *Mobilizzazione di metalli pesanti nelle aree minerarie abbandonate*. Quaderni di Geologia Applicata 4 suppl..
- Fanfani L., Caboi R., Cidu R., Cristini A., Frau F., Lattanzi P., Zuddas P., 2000. *Impatto ambientale dell'attività mineraria in Sardegna: studi mineralogici e geochimici*. Rendiconti Seminario Facoltà Scienze Università Cagliari Supplemento Vol. 70.

- Fanfani L., Cidu R., Zuddas P., 1995. *Il rischio di inquinamento da metalli pesanti nelle aree minerarie*. Memorie dell'Associazione Mineraria Sarda, 2: 105-109.
- Ferrara L., 2008. *Idrologia*. Roma: Aracne.
- Frangi C., 2009. *Scelta dei substrati in funzione della specie coltivata: aspetti generali*. Zaccheo P. e Cattivello C. (Ed). I substrati di coltivazione. Aspetti teorici ed applicativi di un fattore chiave delle produzioni in contenitore. Edagricole, Bologna.
- Frau F., Ardau C., 2003. *Geochemical controls on arsenic distribution in the Baccu Locci stream catchment (Sardinia, Italy) affected by past mining*. Appl. Geochem. 18, 1373-1386.
- Gabrielli R., Galardi F., 2004. *I metalli pesanti negli organismi vegetali*. In G. Zerbi e F. Marchiol eds. Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microrganismi-pianta. Ed. Forum, Udine: 37-48.
- Gessa C., Testini C., 1989. *Il pH del suolo e la sua regolazione*. Chimica del suolo. P. Sequi. Patron editore. Bologna.
- Gilman E.F., Watson D.G., 1994. *Populus nigra 'Italica' Lombardy Poplar*. Forest Service Department of Agriculture, Southern Group of State Foresters, Fact Sheet ST-501 October 1994.
- Giordano A., 1999. *Pedologia*. UTET.
- Giordano A., 2002. *Pedologia forestale e conservazione del suolo*. UTET, Torino.
- Gomez-Ros J.M., Garcia G., Peñas J.M., 2013. *Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean mining area: Cartagena-La Unión*. Ecological Engineering 57, 393-402.

- Hall A.D., 1905. *Il suolo: introduzione allo studio scientifico dello sviluppo delle piante*. Colla G. trad.. Fratelli Bocca 1905, Torino, 352 pp..
- Hans J., 1941. *Factors of soil formation*. McGraw- Hill, New York.
- Hopkins W.G., 1995. *Introduction to plant physiology*. New York: J. Wiley.
- Hopkins W.G., Hünter N. P. A., 2008. *Fisiologia vegetale*. McGraw-Hill, Milano.
- Hudson B.D., 1992. *The Soil Survey As Paradigm-Based Science*. Soil Sc. Soc. Am. J. 56:836-841.
- Hulme F., Hummel N.W., 1993. *Laboratory methods for evaluation of putting green root zone mixes – Standard test methods for saturated hydraulic conductivity; water retention, porosity and bulk density on putting green zone mixes*. USGA GREEN SECTION RECORD; pag. 23-26.
- IRIS sas di Firenze, CRITERIA srl di Cagliari: Bacci M., Bacchetta G., Franchi G., Marras M.G., Tilocca G., Casti M., Costa M., Forci A., Soriga A., 2010. *Studio generale per la definizione delle Linee Guida regionali per la realizzazione degli interventi di riassetto idrogeologico con tecniche di Ingegneria Naturalistica*. Relazione, 10 dicembre 2012. Regione Autonoma della Sardegna.
- IUSS Working Group WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. World Soil Resources Reports No. 103. Rome, FAO.
- Jeffrey D.W., Maybury M., Levinge D., 1975. *Ecological approach to mining waste revegetation*. In: Jones, M.J. (Ed.), *Minerals and the Environment, Proceedings of an International Symposium*, London, 1975. Institution of Mining and Metallurgy, London, pp. 371-385.
- Jiménez M.N., Bacchetta G., Casti M., Navarro F.B., Lallena A.M., Fernández-Ondóño E., 2011. *Potential use in phytoremediation of three plant species growing on contaminated mine-tailing soils in Sardinia*. *Ecological Engineering* 37 (2011) 392–398.

- Jiménez M.N., Fernández E., Navarro F.B., Contini E., Casti M., Bacchetta G., 2005. *Livelli di metalli pesanti in Dittrichia viscosa (L.) Greuter, Cistus salviifolius L. e Euphorbia cupanii Bertol. ex Moris su suoli contaminati e non contaminati dalle attività estrattive nell'Iglesiente (Sardegna sud-occidentale)*. Inform. Bot. Ital., 37(1) parte B: 794-795.
- Johnson M.S., Bradshaw A.D., 1977. *Prevention of heavy metal pollution from mine wastes by vegetative stabilisation*. Trans. Inst. Min. Metall. A 86, 47-55.
- Joosten H., Clarke D., 2002. *Wise use of mires and peatlands*. International Mire Conversation Group and International Peat Society, Saarijarvi, Finlandia.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Shuman G.E., 1997. *Soil Quality: a concept, definition and framework for evaluation*. Soil. Sci. Soc. Am. J., 61.
- Larcher W., 1993. *Ecofisiologia vegetale*. Edagricole, Bologna.
- Lehmann A, David S., Stahr K., 2006. TUSEC (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions). *A Method for the Assessment of Natural and Anthropogenic Soils.- Pedological Manual*. Contribution to Work Package 7 "Soil Evaluation" for the project TUSEC-IP prepared within the framework of the EU INTERREG III B Community Initiative Alpine Space. (Coordination Work Package 7:University of Hohenheim). – Hohenheim, 99 pp.
- Leonardi S., 2010. *Appunti di ecologia vegetale-2007-2008*. Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma.Parma, 3 maggio 2010.
- Li M.S., 2006. *Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice*. Science of the Total Environment 357, 38–53.
- Lincoln T., Zeiger E., 2002. *Plant physiology*. Sunderland: Sinauer Associates Inc.Publishers.

- Longo C., 1986. *Biologia vegetale. Morfologia e fisiologia*. UTET.
- Lorito S., 2010. *Il monitoraggio suolo-pianta per la valutazione dell'inquinamento da metalli pesanti nell'ambiente urbano*. Tesi di Dottorato in Colture erbacee, Genetica agraria, Sistemi Agroterritoriali, Alma Mater Studiorum, Università di Bologna.
- Malcevschi S., Bisogni L.B., Gariboldi A., 1996. *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde Editoriale, Milano.
- Manna F., 1983. *Idrologia ed inquinamento*. Roma: CISU.
- Marano B., 1989. *Fertilità del suolo e nutrizione delle piante*. Monografia, Nannipieri, Livorno.
- Marzaioli R., 2006. *Valutazione della qualità del suolo mediante parametri fisici, chimici e biologici e strumenti di elaborazione cartografica*. Tesi di dottorato in Biologia applicata. Dipartimento di biologia strutturale e funzionale. Università degli Studi di Napoli Federico II.
- Mazzali E., 1994. *Il terreno e la nutrizione delle piante*. Edagricole, Bologna.
- Mezzolani S., Simoncini A., 2001. *Sardegna da Salvare, XIII. Storia, Paesaggi, Architetture delle Miniere*. Il Parco Geominerario della Sardegna. Editrice Archivio Fotografico Sardo, Nuoro.
- Miao Z., Marrs R., 2000. *Ecological restoration and land reclamation in open-cast mines in Shanxi Province, China*. Journal of Environmental Management 59, 205–215.
- Militello M., Carrubba A., 2012. *La valorizzazione della flora spontanea attraverso lo studio di nuovi biopesticidi: Artemisia arborescens L.*. Atti del IX Convegno Nazionale Biodiversità, Vol. 3, Territorio, Paesaggio e Servizi Eco-sistemici, 5-7 settembre 2012 Istituto Agronomico Mediterraneo di Bari, Valenzano, Bari (Italia).

- Minghetti F., 1948. *Le miniere di Montevecchio*. Notizie sull'industria del piombo e dello zinco in Italia. Bertieri- Milano.
- Ministero delle risorse agricole alimentari e forestali, D.M. 11 maggio 1992. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Supplemento ordinario alla «Gazzetta Ufficiale» n° 121 del 25 Maggio 1992 (1992).
- MIPA, 1997. *Metodi di analisi fisica del suolo*. Ministero per le Politiche Agricole Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Coord. M. Pagliai. Ed. Franco Angeli.
- MIPA, 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Ministero per le Politiche Agricole, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Coord. P. Violante. Ed. Franco Angeli.
- MIPA, 2002. *Metodi di analisi microbiologica del suolo*. Ministero per le Politiche Agricole, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Coord. Giovanni Picci, Paolo Nannipieri. Ed. Franco Angeli.
- MIPA, 2004. *Metodi di analisi biochimica del suolo*. Ministero per le Politiche Agricole, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Coord. Anna Benedetti e Liliana Gianifreda. Ed. Franco Angeli.
- MIPA, 2005. *Metodi di analisi mineralogica del suolo*. Ministero per le Politiche Agricole, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Coord. Paola Adamo. Ed. Franco Angeli.
- Mohr H., Schopfer P., 1995. *Plant physiology*. Berlin: Springer.
- Moisello U., 2010. *Idrologia tecnica*. Pavia: La goliardica pavese.
- Mosca G., Vameralli T., Ganis A., Coletto L., Bona S., 2004. *Miglioramento dell'efficienza agronomica della fitodecontaminazione di metalli pesanti*. In Zerbi G. e

Marchiol L. eds. Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microrganismi-pianta. Ed. Forum, Udine: 105-135.

Mugnai S., 2004. *Elementi di ecofisiologia vegetale*. In *Uso razionale delle risorse nel florovivaismo: l'acqua*. A cura di Pardossi A., Incrocci L. e Marzialetti P.. Quaderno ARSIA 5/2004, 35-48.

Nannipieri P., 1993. *Ciclo della sostanza organica nel suolo*. Patron Editore.

Navarro M.C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J., Vidal J., Tovar P.J., Bech J., 2008. *Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone*. Journal of Geochemical Exploration 96 (2008) 183–193.

Negro V., 2012. *Arricchimento e biodisponibilità di metalli in relazione all'uso del suolo: il caso del comune di Ravenna*. Tesi di laurea magistrale in analisi e gestione dell'ambiente, Università degli Studi di Bologna, Alma Mater Studiorum.

Nelson P.V., 2003. *Greenhouse Operation & Management*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Nikitina N., 2014. *Mineral Resource Dilemma: How to Balance the Interests of Government, Local Communities and Abiotic Nature*. International Journal of Environmental Research and Public Health 11, 8632-8644.

Odum H.T., 2000. *Heavy Metals in the Environment: Using Wetlands for their Removal*. Lewis Publishers.

Otte M.L., Jacob D.L., 2008. *Mine Area Remediation*. Reference module in earth systems and environmental sciences. Encyclopedia of ecology, 2397-2402.

Pankratz A., 1983. *Forecasting With Univariate Box-Jenkins Models*. John Wiley & Sons, New York.

- Paolanti M., Costantini E. A. C., Fantappiè M. e Barbetti R., 2007. *La descrizione del suolo*. In linee guida dei metodi di rilevamento e informatizzazione dei dati pedologici. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali. Coordinatore: E. A. C. Costantini.
- Pardossi A., Incrocci L., Marzialetti P., 2004. *Uso razionale delle risorse nel florovivaismo: l'acqua*. ARSA, Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale, 2004. Quaderno ARSIA 5/2004.
- Parker R.E., 1984. *Introduzione alla statistica per la biologia*. Edizioni Agricole, Bologna.
- Passariello B., Giuliano V., Quaresima S., Barbaro M., Caroli S., Forte G., Carelli G., Iavicoli I., 2002. *Evaluation of the environmental contamination at an abandoned mining site*. Microchemical Journal 73, 245–250.
- Pasta S., Bambina A., Colonna Romano L., Giancontieri G., Messina G., La Mantia T., Ottonello D., Scuderi L., 2008. *Il sito di “Castello della pietra” e “Riserva Zangara” (Castelvetrano, Sicilia Sud-Occidentale): indagine multidisciplinare e proposte di tutela*. Naturalista sicil., S. IV, XXXII (1-2), 2008, pp. 3-60.
- Perelli M., Pimpini F., 2003. *Coltivazioni fuori suolo. Il nuovo manuale di concimazione*. 1° Ed. Arvan - Mira (Venezia).
- Petronici S., 1989. *Gli elementi nutritivi*. Chimica del suolo (Sequi P. coordinatore). Patron Editore Bologna.
- Piccolo D., 1998. *Statistica*. Il Mulino.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Vol. I: pag.106, Vol. II: pag.348, Vol. III: pag.106. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., Bianco P. M., Fanelli G., Paglia S., Pietrosanti S., Tescarollo P., 2001. *Le piante come indicatori ambientali*. Manuale tecnico-scientifico. Agenzia Nazionale per la

Protezione dell'Ambiente Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi. RTI CTN_CON 1/2001.

Pinamonti F., Centemero M., 1997. *Compost nella preparazione di terricci e substrati colturali*. L'Informatore Agrario 44, 51-55.

Piotto B., Di Noi A., 2001. *Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea*. Manuale ANPA, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente Dipartimento Prevenzione e Risanamento Ambientali.

Pisu R., Serra S., Demuru S., Demuru L., Bertocchi A. F., Progemisa, Persod P., Dessì R., Pilurzu S., Zillo E., 2008. *Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente-Guspinese*. Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato della difesa dell'ambiente.

Plumlee G.S., 1999. *The enviromental geology of mineral deposits*. Charter 3. In Reviews in Economic Geology-Vol.6A: The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A: Processes, Techniques and Health Issues.

Progemisa, 2001. *Le miniere di Montevecchio e Ingurtosu Gennamari*. In Progetto Montevecchio Ingurtosu: 124-175.

R.A.S. Regione Autonoma della Sardegna, 2003. *Piano Regionale di gestione dei rifiuti e Piano di bonifica dei siti inquinati*.

R.A.S. Regione Autonoma della Sardegna, 2004. *Piano della caratterizzazione delle aree di Baccu Locci-Quirra. Piano di investigazione iniziale*.

R.A.S. Regione Autonoma della Sardegna, 2007. Deliberazione n. 44/16 del 31.10.2007. Oggetto: Programma degli interventi di bonifica e recupero ambientale su siti minerari dismessi. L.R. 29 maggio 2007, n. 2, art. 14, comma 3.

- R.A.S. Regione Autonoma della Sardegna, 2008. *Piano di bonifica delle aree minerarie dismesse del Sulcis-Iglesiente Guspinese*.
- Radaelli A., 1989. La porosità del suolo. In *Chimica del suolo* (P. Sequi coordinatore). Patron Editore Bologna, pp 342-347.
- Radaelli L., Calamai L., 2001. *Chimica del terreno*. Ed. Piccin Nuova Librai s.p.a., Padova: pp 287.
- Remenieras G., 1986. *L'hydrologie de l'ingenieur*. Paris: Ed. Eyrolles.
- Riffaldi R., Levi-Minzi R., 1989. *Il controllo degli inquinamenti in agricoltura: gli inquinanti inorganici*. In Sequi, P. *Chimica del suolo*, pp.568-577, Pàtron Editore, Bologna.
- Rocco A., 2010. *Valutazione della genotossicità in suoli a diverso grado di contaminazione*. Tesi di dottorato. Dottorato di Ricerca in Biologia Applicata, Università degli studi di Napoli Federico II.
- Rossini Oliva S., Valdés B., 2003. *Capacità di accumulo di metalli in una specie mediterranea: Nerium oleander L. a Palermo (Sicilia, Italia)*. *Informatore Botanico Italiano*, 35 (2) 301-307, 2003.
- Salisbury F.B., Clean W.R., 1994. *Fisiologia vegetale*. Zanichelli, Bologna.
- Salisbury F.B., Ross C.L., 1995. *Fisiologia Vegetale*. Zanichelli, Bologna.
- Salomons W., 1995. *Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention*. *Journal of Geochemical Exploration* 52, 5-23.
- Salomons W., U. Förstner, 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Berlin—Heidelberg—New York—Tokyo: Springer Verlag, 1984.
- Salvadori I., Zuffardi P., 1973. *Guida per l'escursione a Montevecchio e all'Arcuentu*. EMSA 1973.

- Sambo P., Santamaria P., 2009. *Nuovi substrati ecosostenibili per il vivaismo*. In Atti del Convegno: Il vivaismo orticolo: Innovazione e Nuove Esigenze, Grugliasco (TO) 11 dicembre 2009, Facoltà di Agraria.
- Samie B., De Villèle O., 1970. *Méthodes et techniques de mesure de l'évaporation et de l'évapotranspiration*. In: *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère* (Hallaire M. et al., ed.), Paris.
- San Pietro A., 1971 *Methods in Enzimology: Photosynthesis. Methods in Enzimology*. Vol. XXIII, Parte A, Academic Press, New York.
- Sannazzaro F.M., 2008. *Valutazione di substrati alternativi alla torba: caratterizzazione chimica, fisica, ed agronomica di lolla di riso*. Tesi di dottorato in Scienze delle produzioni vegetali, Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni vegetali.
- Sauli G., Facen A., 1996. *Applicazioni dell'ingegneria naturalistica in zone mediterranee nell'ambito del Progetto Pilota U.E.* Relazione presentata al Convegno Internazionale «Interventi di rinaturazione ed ingegneria naturalistica in aree mediterranee», Cagliari 22-23 Novembre 1996.
- Saxena P.K., KrishnaRaj S., Dan T., Perras M.R., Vettakkorumakankav N.N., 1999. *Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated and Polluted Soils*. In: M. V.V Prasad, J. Hagemeyer (eds), *Heavy Metal Stress in Plants*: 305-329, Springer.
- Schiechl H.M., 1991. *Bioingegneria forestale. Biotecnica Naturalistica*. Edizioni Castaldi, Feltre.
- Sequi P., 1989. *Chimica del suolo*. Patron Editore, Bologna.
- Siani V., 2007. *La nutrizione delle piante*. Monografia.
- Smulders M.J.M., Cottrell J.E., Lefe`vre F., Van der Schoot J., Arens P., Vosman B., Tabbener H.E., Grassi F., Fossati T., Castiglione S., Krystufek V., Fluch S., Burg K., Vornam B., Pohl A., Gebhardt K., Alba N., Agu´ndez D., Maestro C., Notivol

E., Volosyanchuk R., Pospíšková M., Bordačs S., Bovenschen J., Van Dam B.C., Koelewijn H.P., Halfmaerten D., Ivens B., Van Slycken J., Vanden Broeck A., Storme V., Boerjan W., 2008. *Structure of the genetic diversity in black poplar (Populus nigra L.) populations across European river systems: Consequences for conservation and restoration*. Forest Ecology and Management 255, 1388–1399.

Società Italiana della Scienza del Suolo, 1985. *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Edagricole.

Società Italiana della Scienza del Suolo, 1997. *Convegno annuale S.I.S.S.: la qualità del suolo per un ambiente sostenibile*. Atti , giugno 1997, Roma.

Soil Survey Staff, 2006. *Keys to Soil Taxonomy* (Tenth Edition), USDA, Soil Conservation Service, Washington D.C., USA.

Susan C., B. Grimmond B., Isard S.A., Belding M.J., 1992. *Development and evaluation of continuously weighing minilysimeters*. Agricultural and Forest Meteorology. (<http://www.agrometeorologia.it/documenti/Aiam2008/08MaggioreMarianiParisiCola.pdf>).

Tassinato S., 2011. *Prove di taleggio di rosa (ROSA ×HYBRIDA 'LA SEVILLANA') e geranio (PELARGONIUM PELTATUM 'VILLE DE PARIS') su substrati contenenti lolla di riso e residui di digestato anaerobico*. Tesi di laurea magistrale in Scienze e Tecnologie Agrarie, Università degli Studi di Padova, Facoltà di Agraria, Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni vegetali.

Thornley J., Johnson I., 1990. *Plant and Crop Modelling*. Clarendon Press, Oxford.

Tombesi L., 1966. *Elementi di scienza del suolo e di nutrizione delle piante agrarie: guida all'interpretazione delle analisi dei terreni*. Edagricole, Bologna.

Tordoff G.M., Baker A.J.M., Willis A.J., 2000. *Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes*. Chemosphere 41, 219-228.

- UFAFP, 2001. *Costruire proteggendo il suolo*. Ufficio Federale dell' Ambiente, delle Foreste e del Paesaggio Berna.
- USDA–NRCS, 1999. *Soil Taxonomy*. 2nd Edition. Agricultural Handbook n. 436.
- Ventsel E.S., 1983. *Teoria delle probabilità*. Edizioni MIR, Genova.
- Vezzosi C., 1998. *Vivaistica ornamentale*. Edagricole, Bologna.
- Vianelli S., 1956. *Metodologia statistica delle scienze agrarie*. Edizioni Agricole, Bologna.
- Vintró C., Sanmiquel L., Freijo M., 2014. *Environmental sustainability in the mining sector: evidence from Catalan companies*. Journal of Cleaner Production 84, 155-163.
- Violante P., 2002. *Chimica del suolo e della nutrizione delle piante*. Edagricole, Bologna.
- Vymazal J., Sklenicka P., 2012. *Restoration of areas affected by mining*. Ecological Engineering 43, 1–4.
- Williamson A., Johnson M.S., 1981. *Reclamation of metalliferous mine wastes*. In: Lepp, N.W. (Ed.), *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*, vol. 2. Applied Science Publishers, Barking, Essex, UK, pp. 185-212.
- Wong M.H., 2003. *Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils*. Chemosphere 50, 775–780.
- Ye Z.H., Shu W.S., Zhang Z.Q., Lan C.Y., Wong M.H., 2002. *Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques*. Chemosphere 47, 1103–1111.
- Zaccheo P., 2009. *Le proprietà chimico fisiche*. In Zaccheo P. e Cattivello C. (Ed) *I substratidi coltivazione. Aspetti teorici ed applicativi di un fattore chiave delle produzioni in contenitore*. Edagricole, Bologna.

- Zavattero L., Casti M., Di Pietro R., Rosati L., Bacchetta G., 2005. *Analisi vegetazionale e geotopologica dell'area mineraria di Monteponi (Iglesiente, Sardegna Sud-Occidentale)*. Inform. Bot. Ital., 37(1) parte A: 296-297.
- Zerbi G., Marchiol L., 2004. Introduzione. In Zerbi G. e Marchiol L. eds. *Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microrganismi-pianta*. Ed. Forum, Udine: 9-36.
- Zhang Y., Yang J., Wu H., Shi C., Zhang C., Li D., Feng M., 2014. *Dynamic changes in soil and vegetation during varying ecological recovery conditions of abandoned mines in Beijing*. Ecological Engineering 73, 676–683.
- Zuffardi P., 1948. *Il giacimento piombo-zincifero di Montevecchio, Sardegna*. Symposium on the geology, paragenesis and reserves of the ores of lead and zinc. P. 266-276. XVIII Congresso Geologico Internazionale. Londra 1948.

